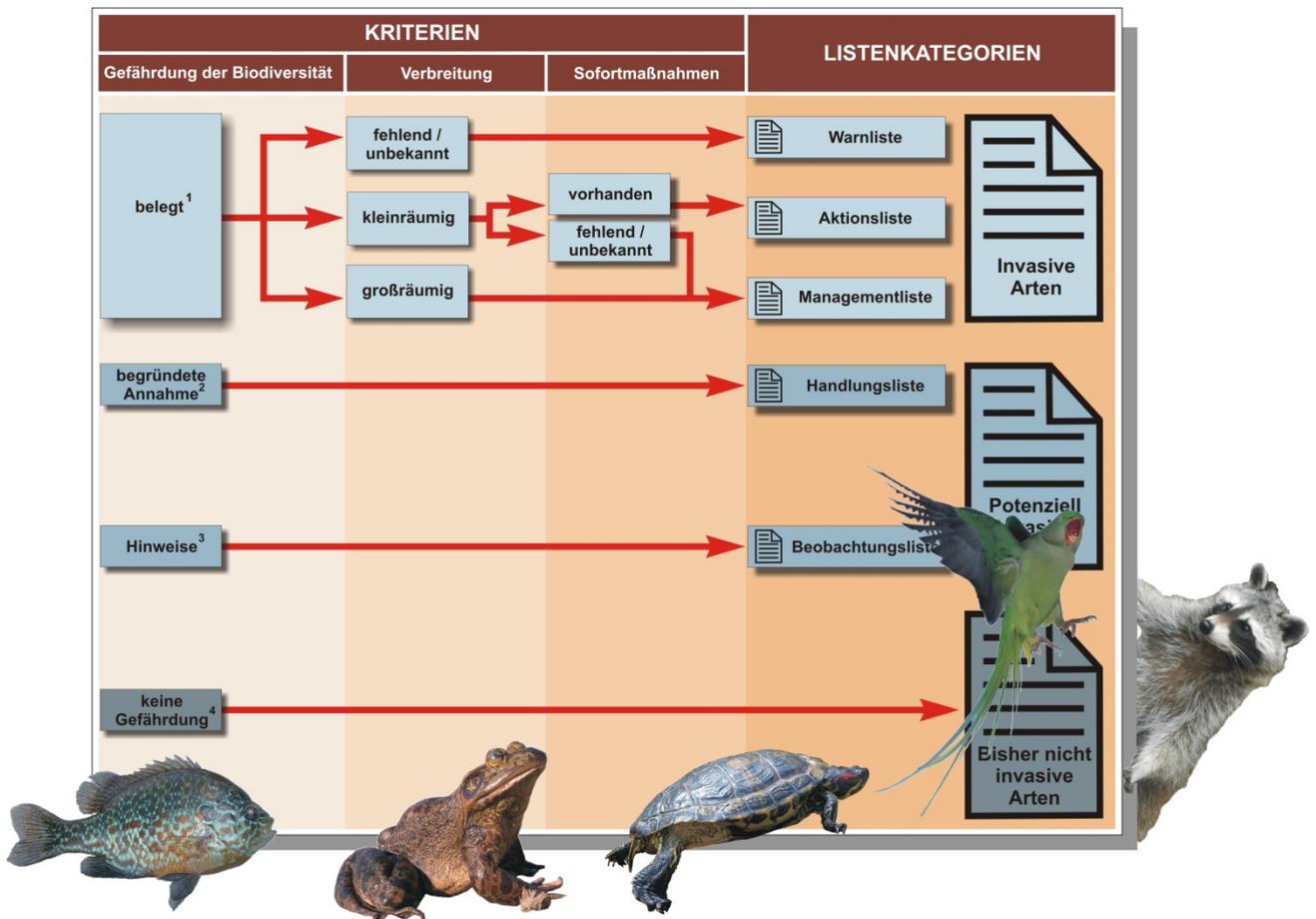


Stefan Nehring, Wolfgang Rabitsch, Ingo Kowarik
und Franz Essl (Hrsg.)

Naturschutzfachliche Invasivitäts- bewertungen für in Deutschland wild lebende gebietsfremde Wirbeltiere



Naturschutzfachliche Invasivitäts- bewertungen für in Deutschland wild lebende gebietsfremde Wirbeltiere

**Unter Verwendung von Ergebnissen aus den
F+E-Vorhaben FKZ 806 82 330, FKZ 3510 86 0500
und FKZ 3511 86 0300**

**Herausgegeben von
Stefan Nehring
Wolfgang Rabitsch
Ingo Kowarik
Franz Essl**

Titelbild: Graphische Darstellung der Methodik der naturschutzfachlichen Invasivitätsbewertung für gebietsfremde Arten. Stellvertretend sind für die Wirbeltiere aus der Gruppe der Fische *Lepomis gibbosus* (Sonnenbarsch), der Amphibien *Lithobates catesbeianus* (Amerikanischer Ochsenfrosch), der Reptilien *Trachemys scripta* (Nordamerikanische Schmuckschildkröte), der Vögel *Psittacula eupatria* (Großer Alexandersittich) und der Säugetiere *Procyon lotor* (Waschbär) abgebildet. (Graphik ©BfN, Fotos v.l.n.r. ©Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement, Universität für Bodenkultur Wien, ©H. Laufer, ©S. Nehring, ©S. Nehring, ©S. Nehring).

Adressen der Herausgeber:

Dr. Stefan Nehring	Bundesamt für Naturschutz Konstantinstraße 110, 53179 Bonn E-Mail: stefan.nehring@bfm.de
Dr. Wolfgang Rabitsch Dr. Franz Essl	Umweltbundesamt, Abt. Biologische Vielfalt & Naturschutz Spittelauer Lände 5, 1090 Wien E-Mail: wolfgang.rabitsch@umweltbundesamt.at franz.essl@umweltbundesamt.at
Prof. Dr. Ingo Kowarik	Institut für Ökologie, Fachgebiet Ökosystemkunde/Pflanzenökologie Technische Universität Berlin Rothenburgstraße 12, 12165 Berlin E-Mail: kowarik@tu-berlin.de

Die Vorhaben wurden vom BfN mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB) gefördert.

Diese Veröffentlichung wird aufgenommen in die Literaturdatenbank „DNL-online“ (www.dnl-online.de).

BfN-Skripten sind nicht im Buchhandel erhältlich. Eine pdf-Version dieser Ausgabe kann unter <http://www.bfn.de> heruntergeladen werden.

Institutioneller Herausgeber: Bundesamt für Naturschutz
Konstantinstr. 110
53179 Bonn
URL: 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.

Das Werk einschließlich aller seiner Teile ist urheberrechtlich geschützt. Jede Verwertung außerhalb der engen Grenzen des Urheberrechtsgesetzes ist ohne Zustimmung des institutionellen Herausgebers unzulässig und strafbar.

Nachdruck, auch in Auszügen, nur mit Genehmigung des BfN.

Druck: Druckerei des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB)

Gedruckt auf 100% Altpapier

ISBN 978-3-89624-144-3

Bonn - Bad Godesberg 2015

INHALTSVERZEICHNIS

VORWORT	7
---------------	---

Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertungen für in Deutschland wild lebende gebietsfremde Wirbeltiere

I. Einführung, Auswertung und Schlussfolgerungen

Stefan Nehring, Wolfgang Rabitsch & Ingo Kowarik

1	EINLEITUNG UND FRAGESTELLUNG	9
2	DATENGRUNDLAGEN	11
3	ARTÜBERGREIFENDE AUSWERTUNGEN	13
3.1	Taxonomisches Spektrum.....	14
3.2	Ursprüngliches Areal	16
3.3	Einführungsweise	18
3.4	Einfuhrvektoren	18
3.5	Erstnachweis	20
3.6	Zeitspanne zwischen Ersteinbringung und Erstnachweis („time lag“).....	21
3.7	Status.....	22
3.8	Lebensraum	23
3.9	Aktuelle Verbreitung	25
3.10	Aktueller Ausbreitungsverlauf.....	26
3.11	Gefährdung der Biodiversität.....	27
3.12	Förderung durch Klimawandel	28
4	ZUSAMMENFASSUNG UND SCHLUSSFOLGERUNGEN	30
5	LITERATUR.....	32

II. Handlungsrahmen und Handlungsempfehlungen

Stefan Nehring

1	HANDLUNGSRAHMEN	35
2	HANDLUNGSEMPFEHLUNGEN	36
3	LITERATUR.....	40

III. Steckbriefe

Wolfgang Rabitsch, Stefan Nehring, Christian Wolter, Hans-Günther Bauer, Friederike Woog, Susanne Homma, Christian Wiesner, Harald Martens & Frank-Uwe Michler

1	AUSWAHL DER EINGESTUFTEN ARTEN	43
2	DATENGRUNDLAGEN UND VORGANGSWEISE DER EIN-STUFUNG.....	45

3	LITERATUR.....	47
4	STECKBRIEFE GEBIETSFREMDER WIRBELTIERE	48
	Mammalia	
	<i>Castor canadensis</i> (Kanadabiber)	50
	<i>Cervus nippon</i> (Sikahirsch)	52
	<i>Myocastor coypus</i> (Nutria).....	54
	<i>Neovison vison</i> (Mink)	56
	<i>Nyctereutes procyonoides</i> (Marderhund)	58
	<i>Ondatra zibethicus</i> (Bisamratte)	60
	<i>Procyon lotor</i> (Waschbär).....	62
	<i>Rattus norvegicus</i> (Wanderratte).....	64
	Aves	
	<i>Acridotheres tristis</i> (Hirtenmaina)	66
	<i>Alectoris chukar</i> (Chukarhuhn)	68
	<i>Alopochen aegyptiaca</i> (Nilgans).....	70
	<i>Anser cygnoides</i> (Schwanengans)	72
	<i>Branta canadensis</i> (Kanadagans)	74
	<i>Oxyura jamaicensis</i> (Schwarzkopf-Ruderente)	76
	<i>Phasianus colchicus</i> (Jagdfasan)	78
	<i>Psittacula eupatria</i> (Großer Alexandersittich).....	80
	<i>Psittacula krameri</i> (Halsbandsittich)	82
	<i>Rhea americana</i> (Nandu)	84
	<i>Tadorna ferruginea</i> (Rostgans)	86
	<i>Threskiornis aethiopicus</i> (Heiliger Ibis).....	88
	Reptilia	
	<i>Chelydra serpentina</i> (Schnappschildkröte)	90
	<i>Chrysemys picta</i> (Zierschildkröte)	92
	<i>Macrochelys temminckii</i> (Geierschildkröte).....	94
	<i>Trachemys scripta</i> (Nordamerikanische Schmuckschildkröte)	96
	Amphibia	
	<i>Lithobates catesbeianus</i> (Amerikanischer Ochsenfrosch)	98
	<i>Pelophylax bedriagae</i> (Levantinischer Wasserfrosch)	100
	<i>Triturus carnifex</i> (Alpenkammolch).....	102
	Pisces	
	<i>Acipenser baerii</i> (Sibirischer Stör).....	104
	<i>Ameiurus melas</i> (Schwarzer Zwergwels)	106
	<i>Ameiurus nebulosus</i> (Brauner Zwergwels)	108
	<i>Anguilla rostrata</i> (Amerikanischer Aal)	110
	<i>Babka gymnotrachelus</i> (Nackthals-Grundel).....	112
	<i>Carassius auratus</i> (Goldfisch)	114
	<i>Ctenopharyngodon idella</i> (Graskarpfen)	116
	<i>Hypophthalmichthys molitrix</i> (Silberkarpfen)	118
	<i>Hypophthalmichthys nobilis</i> (Marmorkarpfen)	120
	<i>Lepomis gibbosus</i> (Sonnenbarsch)	122
	<i>Neogobius fluviatilis</i> (Flussgrundel).....	124
	<i>Neogobius melanostomus</i> (Schwarzmundgrundel).....	126
	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (Regenbogenforelle)	128
	<i>Percottus glenii</i> (Amurgrundel)	130
	<i>Pimephales promelas</i> (Fettköpfige Elritze).....	132

<i>Ponticola kessleri</i> (Kesslergrundel)	134
<i>Proterorhinus semilunaris</i> (Marmorierte Grundel)	136
<i>Pseudorasbora parva</i> (Blaubandbärbling).....	138
<i>Salvelinus fontinalis</i> (Bachsaibling)	140
<i>Salvelinus namaycush</i> (Amerikanischer Seesaibling).....	142
<i>Sander volgensis</i> (Wolgazander)	144

Anhang 1: Artenliste der Archäozoa (Wirbeltiere) in Deutschland

Stefan Nehring & Wolfgang Rabitsch

1 EINLEITUNG	146
2 ARTENLISTE DER ARCHÄOZOA	148
Mammalia - Aves - Pisces	148
3 QUELLEN.....	150

Anhang 2: Artenliste der Neozoa (Wirbeltiere) in Deutschland

Stefan Nehring & Wolfgang Rabitsch

1 EINLEITUNG	151
2 ARTENLISTE DER NEOZOA	154
Mammalia	154
Aves	160
Reptilia	193
Amphibia	200
Pisces	203
3 QUELLEN.....	214



In Norddeutschland leben seit dem Jahr 2000 südamerikanische Nandus (*Rhea americana*) in freier Natur. Für negative Auswirkungen auf heimische Arten liegen bisher keine ausreichenden Erkenntnisse vor, so dass diese potenziell invasive Art auf der Beobachtungsliste geführt wird. (© S. Nehring)

VORWORT

Das Auftreten von Arten außerhalb ihres natürlichen Verbreitungsgebietes infolge menschlicher Aktivitäten wie Handel, Transport und Verkehr gilt weltweit als eine wichtige Ursache für den Verlust biologischer Vielfalt. Das Gefährdungspotential wächst mit der fortschreitenden Globalisierung der Märkte und der Zunahme des weltweiten Handels und Warenaustausches sowie des Fernreiseverkehrs. So verpflichtet das Übereinkommen über die biologische Vielfalt (CBD) die internationale Staatengemeinschaft, Vorsorge gegen gebietsfremde Arten zu treffen und diese gegebenenfalls zu bekämpfen. Dieser Ansatz wurde auch in die Europäische Biodiversitätsstrategie für das Jahr 2020 übernommen. Das Bundesnaturschutzgesetz greift die Vorgaben der CBD auf und schreibt sie verbindlich fest. Dadurch entsteht Handlungsbedarf für den Naturschutz, um die biologische Vielfalt und ihre natürliche Dynamik zu erhalten. Wann zu handeln ist und wann nicht, ist eine Frage von Bewertungen, die oft in Fachkreisen und in der Öffentlichkeit kontrovers und leidenschaftlich diskutiert werden. Eine Versachlichung der Debatten auf Grundlage von Fakten und nachvollziehbaren, den Bewertungen zugrunde liegenden Kriteriensystemen muss das Ziel für einen angemessenen Umgang mit gebietsfremden Arten sein.

In Deutschland kommt in freier Natur eine Vielzahl gebietsfremder Arten vor, die absichtlich oder unabsichtlich freigesetzt worden sind. Ein kleiner Teil dieser Arten erfordert unsere besondere Aufmerksamkeit, da sie durch Verdrängen, Prädation, Hybridisierung, Krankheits- und Organismenübertragung oder negative ökosystemare Auswirkungen heimische Arten in ihrem Bestand gefährden. Für einen wirksamen Vollzug im Naturschutz bedarf es daher klarer Grundlagen und Kriterien, an Hand derer diese invasiven gebietsfremden Arten eindeutig benannt werden können.

Das Bundesamt für Naturschutz hat in Zusammenarbeit mit dem österreichischen Umweltbundesamt dazu eine Methodik entwickelt, die eine transparente Bewertung des naturschutzfachlichen Gefährdungspotenzials gebietsfremder Arten für die biologische Vielfalt ermöglicht. Die Methodik geht von Legaldefinitionen des Bundesnaturschutzgesetzes aus und setzt diese maßvoll um. Die Beurteilung der Invasivität gebietsfremder Arten führt im Ergebnis zur Einstufung in Listenkategorien, aus denen sich Handlungserfordernisse und -prioritäten ableiten lassen.

Mit dem vorgelegten BfN-Skript wird für den deutschen Raum die erste umfangreiche konsequent kriterienbasierte Bewertung der naturschutzfachlichen Invasivität von gebietsfremden Arten für alle Wirbeltiergruppen vorgelegt. Die Bearbeitung erfolgte durch renommierte Expertinnen und Experten sowie in Kooperation mit der „Fachgruppe Neozoen“ der Deutschen Ornithologen-Gesellschaft. Die Ergebnisse zeigen, dass die meisten der rund 300 in Deutschland wild lebend nachgewiesenen gebietsfremden Wirbeltierarten aus Sicht des Naturschutzes kein Problem darstellen. Lediglich 28 Arten sind entsprechend der Kriterien als potenziell invasiv einzustufen. 20 Arten werden im Gesamtergebnis als invasiv eingestuft. Das heißt, sie haben ein erhebliches Gefährdungspotenzial für die biologische Vielfalt in Deutschland. Besondere Priorität für den Naturschutz besitzen dabei neun invasive Arten, die bisher nur kleinräumig vorkommen und für die Sofortmaßnahmen vorhanden sind (z.B. Schwarzkopf-Ruderente und Amerikanischer Ochsenfrosch). Bei diesen prioritären Wirbeltierarten, die erst am Anfang ihrer Ausbreitung stehen, besteht die realistische Chance, mit relativ geringem Aufwand die Gefährdung der biologischen Vielfalt durch vollständige Beseitigung der bekannten Vorkommen frühzeitig abzuwehren.

Grundsätzlich gilt aber, dass Vorsorge der beste und kostengünstigste Schutz gegen gebietsfremde Arten ist. Es ist daher notwendig, die Transportwege der gebietsfremden Arten dahingehend zu steuern, dass die Einführung und Etablierung von Arten außerhalb ihres natürlichen Verbreitungsgebiets verhindert oder erschwert werden.

Die vorgelegten Ergebnisse sind ein wichtiger Schritt, um auf das Thema aufmerksam zu machen, die Fachdiskussionen anzuregen und gleichzeitig den zuständigen Behörden und Akteuren eine Entscheidungshilfe an die Hand zu geben, um bei den jeweiligen Arten und Transportwegen Handlungsbedarfe und -prioritäten festzulegen und zielführend umzusetzen.

Prof. Dr. Beate Jessel
Präsidentin des Bundesamtes für Naturschutz



Die Nutria (*Myocastor coypus*) ernährt sich vor allem von Wasser- und Uferpflanzen und schädigt durch ihre Fraßtätigkeit gefährdete und geschützte Arten. Da die invasive Art schon weiträumig verbreitet ist, wird sie auf der Managementliste geführt. (© S. Nehring)

Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertungen für in Deutschland wild lebende gebietsfremde Wirbeltiere

I. Einführung, Auswertung und Schlussfolgerungen

*Stefan Nehring*¹, *Wolfgang Rabitsch*² & *Ingo Kowarik*³

*unter Mitarbeit von Christian Wolter*⁴, *Hans-Günther Bauer*⁵, *Friederike Woog*⁶, *Susanne Homma*⁷, *Christian Wiesner*⁸, *Harald Martens*¹ & *Frank-Uwe Michler*⁹

¹ Bundesamt für Naturschutz, Bonn

² Umweltbundesamt, Wien

³ Institut für Ökologie, Fachgebiet Ökosystemkunde/Pflanzenökologie, Technische Universität Berlin

⁴ Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Berlin

⁵ Max-Planck Institut für Ornithologie, Vogelwarte Radolfzell

⁶ Staatliches Museum für Naturkunde, Sektion Ornithologie, Stuttgart

⁷ Schortens

⁸ ehem. Universität für Bodenkultur, Wien

⁹ Institut für Forstbotanik und Forstzoologie, Technische Universität Dresden

1 EINLEITUNG UND FRAGESTELLUNG

Die absichtliche Einfuhr und das unbeabsichtigte Einschleppen von Arten außerhalb ihrer natürlichen Verbreitungsgebiete stellen weltweit eine wichtige Gefährdungsursache für die biologische Vielfalt dar. Durch die bis heute anhaltende Neu-etablierung und Ausbreitung gebietsfremder Arten entsteht Handlungsbedarf für den Naturschutz (BfN 2005, Elton 1958, Hubo et al. 2007, Lambdon et al. 2008). Unter dem Leitbild des Vorsorgeprinzips wurde dazu im Rahmen des Übereinkommens über die biologische Vielfalt ein hierarchischer dreistufiger Strategieansatz aus Vorsorge, Sofortmaßnahmen und Kontrolle zu gebietsfremden Arten formuliert (CBD 1992, 2002), der auch in das Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) Eingang gefunden hat. Im BNatSchG ist seit 1. März 2010 festgelegt, dass

- 1) die Einbringung von nichtheimischen oder invasiven Arten zunächst zu verhindern ist (§ 40 Abs. 1) und,
- 2) sofern dies nicht ausreicht, neu auftretende invasive Arten, die die natürlich vorkommenden Ökosysteme, Biotope oder Arten gefährden, durch Sofortmaßnahmen unverzüglich zu beseitigen sind oder deren Ausbreitung zu verhindern ist (§ 40 Abs. 3 Satz 1) und
- 3) bei verbreiteten invasiven Arten - sofern aussichtsreich und verhältnismäßig - durch Kontrollmaßnahmen im Rahmen einer Schadenbegrenzung zumindest eine weitere Ausbreitung zu verhindern und die Auswirkungen der Ausbreitung zu vermindern sind (§ 40 Abs. 3 Satz 2).

Außerdem schreibt das BNatSchG fest, dass Arten, bei denen Anhaltspunkte dafür bestehen, dass es sich um invasive Arten handelt, zu beobachten sind (§ 40 Abs. 2).

Zusätzlich gibt es eine Reihe von weiteren Bestimmungen, die den Umgang mit gebietsfremden Arten auf internationaler oder nationaler Ebene regeln (z.B. Internationale Pflanzenschutzkonvention, Berner Konvention, Ballastwasserkonvention, Bundesartenschutzverordnung, Bundesjagdgesetz).

Für einen wirksamen Vollzug im Naturschutz bedarf es klarer Grundlagen und Kriterien, an Hand derer diejenigen gebietsfremden Arten identifiziert werden können, die eine Gefahr für die Biodiversität darstellen. Durch Rechtsbestimmung des Begriffs „invasive Art“ im § 7 Abs. 2 Nr. 9 BNatSchG wurde eine normative Grundlage geschaffen, an der sich die Bewertung einer gebietsfremden Art orientiert. Die gebietsfremde Art muss ein erhebliches Gefährdungspotenzial für die biologische Vielfalt haben, damit diese Art im Sinne des BNatSchG als invasiv bezeichnet werden kann.

Die Invasivität gebietsfremder Arten und die Bedeutung von Einfuhrvektoren für die verschiedenen taxonomischen Gruppen sind jedoch sehr unterschiedlich ausgeprägt. Für einen effizienten Einsatz von Res-

sources zur Abwehr und Beseitigung gebietsfremder Arten ist das Wissen über das jeweilige Gefährdungspotenzial einer gebietsfremden Art für die biologische Vielfalt und über die verantwortlichen Einfuhrvektoren eine wesentliche Voraussetzung (BfN 2005). So möchte die Europäische Union folgerichtig mit dem Ziel 5 der EU Biodiversitätsstrategie „bis 2020 Ermittlung und Priorisierung invasiver gebietsfremder Arten und ihrer Einschleppungspfade, Bekämpfung oder Tilgung prioritärer Arten und Steuerung von Einschleppungspfaden dahingehend, dass die Einführung und Etablierung neuer Arten verhindert wird“, erreichen (EU Kommission 2011).

Vor dem Hintergrund der verschiedenen rechtlichen Verpflichtungen hat das Bundesamt für Naturschutz in Zusammenarbeit mit dem österreichischen Umweltbundesamt (UBA) eine Methodik entwickelt, die eine transparente Bewertung des naturschutzfachlichen Gefährdungspotenzials gebietsfremder Arten für die Biodiversität ermöglicht (Abb. 1, Nehring et al. 2010, 2015). Zusätzlich werden im Rahmen einer Anwendung der Methodik wichtige Informationen u.a. zu den jeweiligen Einfuhrvektoren gebietsfremder Arten erhoben. Hierauf aufbauend können anschließend Handlungsbedarf und -prioritäten für das Management gebietsfremder und speziell invasiver und potenziell invasiver Arten zielgerichtet abgeleitet werden. Die Invasivitätsbewertungen sollen auch eine wichtige Grundlage für die Umsetzung der Vorgaben aus der zum 1. Januar 2015 in Kraft getretenen „Verordnung (EU) Nr. 1143/2014 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 22. Oktober 2014 über die Prävention und das Management der Einbringung und Ausbreitung invasiver gebietsfremder Arten“ darstellen.

In den vergangenen Jahren und Jahrzehnten wurden in Deutschland für verschiedene taxonomische Gruppen auf Bundes- oder Bundeslandebene Listen publiziert, in denen auf Grundlage von Experteneinschätzungen invasive und potenziell invasive Arten benannt worden sind (vgl. Nehring et al. 2010, siehe auch Teil III in diesem Band). 2010 wurde für den deutschen Raum auf Grundlage der durch das BfN und das UBA entwickelten Methodik die erste umfangreiche konsequent kriterienbasierte Bewertung der naturschutzfachlichen Invasivität von gebietsfremden Arten für die Gruppe der Fische vorgelegt (Nehring et al. 2010). Es folgte anschließend im Rahmen mehrerer F+E Vorhaben des BfN und gesonderter Fragestellungen die Bearbeitung weiterer naturschutzfachlich wichtige Organismengruppen, der Gefäßpflanzen und der übrigen Wirbeltiergruppen (Mammalia, Aves, Reptilia, Amphibia). Die erstellten Invasivitätsbewertungen für 80 gebietsfremde Gefäßpflanzenarten wurden im Jahr 2013 publiziert (Nehring et al. 2013). Die erstellten Invasivitätsbewertungen für 27 gebietsfremde Arten aus den übrigen Wirbeltiergruppen, ergänzt um 21 aktualisierte bzw. neu erstellte Invasivitätsbewertungen für die Gruppe der Fische, sind in Teil III des vorliegenden BfN-Skripts abgedruckt und eine wichtige Grundlage der vorliegenden Auswertungen.

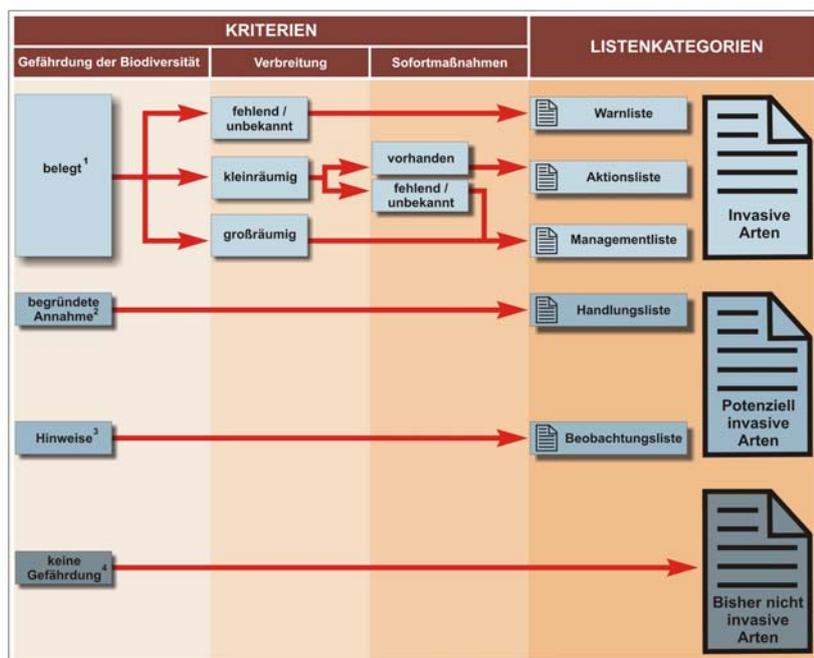


Abb. 1: Methodik der naturschutzfachlichen Invasivitätsbewertung für gebietsfremde Arten: Einstufungsweg mit jeweils relevanten Einstufungskriterien und den daraus resultierenden Listenkategorien (für weitere Informationen und Erläuterungen siehe Nehring et al. 2015 und Teil III in diesem Band).

Das wesentliche Ziel der Auswertungen liegt auf der Identifizierung verschiedener Faktoren, die die Invasivität von gebietsfremden Wirbeltierarten begünstigen, wie beispielsweise bestimmte Herkünfte oder verantwortliche Einfuhrvektoren. Zusätzlich soll ein Überblick gegeben werden, wie sich u.a. die aktuelle Verbreitung, der aktuelle Ausbreitungsverlauf sowie die Wirkungen des Klimawandels darstellen.

2 DATENGRUNDLAGEN

Die im Bundesamt für Naturschutz vorliegenden Daten und Erkenntnisse zu den Begleitumständen der Vorkommen und naturschutzfachlichen Auswirkungen gebietsfremder Wirbeltiere in Deutschland wurden vor allem im Rahmen der drei F+E Vorhaben

- Neobiota und Klimawandel: Ausarbeitung eines Prognose- und Frühwarnsystems (FKZ 806 82 330): Auftragnehmer Umweltbundesamt Wien (Projektleiter Dr. Franz Essl), mit Beteiligung weiterer Experten
- Erstellung einer Warnliste in Deutschland noch nicht vorkommender invasiver Tiere und Pflanzen (FKZ 3510 86 0500): Auftragnehmer Umweltbundesamt Wien (Projektleiter Dr. Wolfgang Rabitsch), mit Beteiligung weiterer Experten
- Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertungen von in Deutschland vorkommenden gebietsfremden Gefäßpflanzen und Wirbeltieren (FKZ 3511 86 0300): Auftragnehmer Technische Universität Berlin (Projektleiter Prof. Dr. Ingo Kowarik), mit Beteiligung weiterer Experten

erarbeitet. Zusätzlich wurden im Rahmen spezieller Fragestellungen gezielte Recherchen für verschiedene gebietsfremde Wirbeltierarten (z.B. *Rhea americana*, Nehring 2011; *Sander volgensis*) durchgeführt. Im Rahmen einer Kooperation mit der „Fachgruppe Neozoen“ der Deutschen Ornithologen-Gesellschaft wurden speziell die vorliegenden Invasivitätsbewertungen gebietsfremder Vogelarten intensiv diskutiert und abschließend geprüft.

Die Bearbeitung der gebietsfremden Wirbeltierarten wurde unter Berücksichtigung der Vorgaben aus der „Methodik der naturschutzfachlichen Invasivitätsbewertung für gebietsfremde Arten“ realisiert (vgl. Nehring et al. 2015). Für alle gebietsfremden Wirbeltierarten wurden die „Allgemeinen Angaben“ erhoben (Systematik und Nomenklatur, Lebensraum, Status, Ursprüngliches Areal, Einführungsweise, Einfuhrvektoren, Ersteinbringung und Erstrnachweis). Für ausgewählte Arten wurden zusätzlich alle weiteren geforderten Angaben aus der Methodik, die sogenannten „Haupt- und Zusatzkriterien“ sowie „Ergänzenden Angaben“, recherchiert, um naturschutzfachliche Invasivitätsbewertungen durchführen zu können (Abb. 2, siehe auch Teil III in diesem Band).

Die deutsche Wirbeltierfauna umfasst 526 indigene sowie acht alteingebürgerte Arten (Archäozoen) (siehe Anhang 1 in diesem Band). Aktuell gelten zusätzlich insgesamt 46 Neozoen, d.h. gebietsfremde, nach 1492 freigesetzte oder eingeschleppte Wirbeltierarten in Deutschland als etabliert. Weiterhin sind 100 gebietsfremde Wirbeltierarten nachgewiesen worden, die bisher vor allem aus klimatischen Gründen nur unbeständig auftreten. Die Bestände von weiteren 50 gebietsfremden Wirbeltierarten gelten aktuell größtenteils als erloschen, in zwei Fällen wurden sie auch absichtlich entfernt. Für weitere 95 gebietsfremde Wirbeltierarten ist es momentan unbekannt, ob sie noch wild lebend vorkommen. Zusätzlich konnten bisher mindestens 158 gebietsfremde Wirbeltierarten im Freiland nachgewiesen werden, die sehr wahrscheinlich jedoch nur sehr kurz aufgetreten sind und daher nicht zur deutschen Fauna gerechnet werden können (vgl. Nehring et al. 2015). Das gleiche gilt für weitere 35 Wirbeltierarten, bei denen Hinweise auf ein Vorkommen in Deutschland sehr wahrscheinlich nur Vorkommen innerhalb menschlicher Obhut und Pflege umfassten (siehe Anhang 2 in diesem Band).

Insgesamt liegen momentan (Stand April 2015) im BfN für 291 in Deutschland aktuell oder in der Vergangenheit wild lebende gebietsfremde Wirbeltierarten Informationen zu den „Allgemeinen Angaben“ vor. Im Rahmen der vorliegenden Bearbeitung wurden für 48 gebietsfremde Arten naturschutzfachliche Invasivitätsbewertungen beim BfN durchgeführt bzw. aktualisiert. Es wurden dabei 20 Wirbeltierarten als invasiv (Aktions- bzw. Managementliste) und 28 Wirbeltierarten als potenziell invasiv (Handlungs- bzw. Beobachtungsliste) bewertet (Abb. 2, siehe Teil III in diesem Band).

Die Auswahl der bewerteten Arten beruhte mit Ausnahme der Fische (siehe Nehring et al. 2010) vor allem auf einer Recherche im Rahmen des o.g. dritten F+E Vorhabens des BfN, bei der alle in Deutschland wild lebenden gebietsfremden Wirbeltierarten hinsichtlich des Vorhandenseins von verfügbaren Indizien auf ein Invasionspotenzial überprüft wurden. Die Prüfung erfolgte auf Basis von Literaturrecherchen, der Begutachtung von Bewertungen aus Nachbarländern (z.B. auf Basis von Angaben bei DAISIE, <http://www.europe-aliens.org> sowie bei NOBANIS, <http://www.nobanis.org>), der kritischen Einschätzung durch die Auftragnehmer und von Vorschlägen durch das BfN. Es kann daher momentan nicht ausgeschlossen werden, dass unter den bisher nicht bewerteten Arten auch solche Arten enthalten sind, die bei einer intensiven Bearbeitung als invasiv oder potenziell invasiv einzustufen wären. Es dürfte sich dabei momentan aber - wenn überhaupt - nur um wenige Einzelfälle handeln.

Zusätzlich liegen auch für die 158 bisher nur sehr kurz im Freiland aufgetretenen sowie für die 35 fraglichen gebietsfremden Wirbeltierarten Informationen zu den „Allgemeinen Angaben“ im BfN vor. Zwei von diesen Arten (*Muntiacus reevesi*, *Xenopus laevis*) wurden durch Rabitsch et al. (2013a) als invasiv bewertet und in die Warnliste aufgenommen (Abb. 2).

Einstufungen gebietsfremder Wirbeltierarten	LISTENKATEGORIEN
<p>Mammalia: <i>Muntiacus reevesi</i>, <i>Sciurus carolinensis</i> Aves: - Reptilia: - Amphibia: <i>Xenopus laevis</i> Pisces: -</p>	<p>Warnliste¹</p>
<p>Mammalia: - Aves: <i>Alectoris chukar</i>, <i>Oxyura jamaicensis</i>, <i>Threskiornis aethiopicus</i> Reptilia: - Amphibia: <i>Lithobates catesbeianus</i>, <i>Pelophylax bedriagae</i>, <i>Triturus carnifex</i> Pisces: <i>Acipenser baerii</i>, <i>Perccottus glenii</i>, <i>Pimephales promelas</i></p>	<p>Aktionsliste²</p> <p>Invasive Arten</p>
<p>Mammalia: <i>Myocastor coypus</i>, <i>Neovison vison</i>, <i>Ondatra zibethicus</i>, <i>Procyon lotor</i>, <i>Rattus norvegicus</i> Aves: - Reptilia: <i>Trachemys scripta</i> Amphibia: - Pisces: <i>Ameiurus melas</i>, <i>Ameiurus nebulosus</i>, <i>Ctenopharyngodon idella</i>, <i>Neogobius melanostomus</i>, <i>Oncorhynchus mykiss</i></p>	<p>Managementliste²</p>
<p>Mammalia: <i>Castor canadensis</i>, <i>Cervus nippon</i>, <i>Nyctereutes procyonoides</i> Aves: <i>Anser cygnoides</i>, <i>Phasianus colchicus</i>, <i>Tadorna ferruginea</i> Reptilia: <i>Chelydra serpentina</i>, <i>Chrysemys picta</i>, <i>Macrochelys temminckii</i> Amphibia: - Pisces: <i>Anguilla rostrata</i>, <i>Hypophthalmichthys molitrix</i>, <i>Hypophthalmichthys nobilis</i>, <i>Lepomis gibbosus</i>, <i>Ponticola kessleri</i>, <i>Pseudorasbora parva</i>, <i>Salvelinus fontinalis</i>, <i>Salvelinus namaycush</i></p>	<p>Handlungsliste²</p> <p>Potenziell invasive Arten</p>
<p>Mammalia: - Aves: <i>Acridotheres tristis</i>, <i>Alopochen aegyptiaca</i>, <i>Branta canadensis</i>, <i>Psittacula eupatria</i>, <i>Psittacula krameri</i>, <i>Rhea americana</i> Reptilia: - Amphibia: - Pisces: <i>Carassius auratus</i>, <i>Neogobius fluviatilis</i>, <i>Proterorhinus semilunaris</i></p>	<p>Beobachtungsliste²</p>

Abb. 2: Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertungen gebietsfremder Wirbeltierarten für Deutschland, differenziert nach invasive Arten (Warn-, Aktions- und Managementliste) und potenziell invasive Arten (Handlungs- und Beobachtungsliste). ¹ siehe Rabitsch et al. (2013a), ² siehe Teil III in diesem Band.

3 ARTÜBERGREIFENDE AUSWERTUNGEN

Die vorliegenden Daten und Erkenntnisse ermöglichen eine Vielzahl von wichtigen und interessanten artübergreifenden Auswertungen. Dadurch können u.a. verschiedene Faktoren identifiziert werden, die die Invasivität von Arten begünstigen, wie beispielsweise bestimmte Herkünfte oder verantwortliche Einfuhrvektoren. Im Nachfolgenden werden vor allem auf den Ergebnissen aus den verschiedenen F+E Vorhaben des BfN (siehe Kap. 2) und speziell der naturschutzfachlichen Invasivitätsbewertungen (siehe Teil III

in diesem Band) beruhende Auswertungen dargestellt. Es handelt sich dabei neben dem taxonomischen Spektrum der bearbeiteten Arten um das ursprüngliche Areal, die Einführungsweise, die Einfuhrvektoren, den Erstdnachweis, die Zeitspanne zwischen Ersteinführung und Erstdnachweis („time lag“), den Status, den Lebensraum, die aktuelle Verbreitung, den aktuellen Ausbreitungsverlauf, die Gefährdung der Biodiversität sowie die Förderung durch einen Klimawandel.

Im Rahmen der Auswertungen werden verschiedene Gruppen von Arten betrachtet und miteinander verglichen, die teilweise zwei oder drei Statuskategorien umfassen. Tabelle 1 enthält eine Übersicht der festgelegten Zuordnungen. Teilweise konnten bisher für einige der bearbeiteten Arten nicht alle geforderten Daten und Erkenntnisse recherchiert werden, so dass bei einzelnen Auswertungen nicht alle bearbeiteten Arten berücksichtigt werden konnten bzw. die Angabe „Unbekannt“ lautet. Zur Dokumentation wird bei jeder Auswertung die Anzahl der berücksichtigten Arten in den jeweils dargestellten Gruppen angegeben.

Tab. 1: Verwendete Status-Kategorien (*sensu* Nehring et al. 2015) mit Erläuterungen und Bezeichnungen der zugeordneten Artengruppen in den artübergreifenden Auswertungen.

Status	Erläuterung	Bezeichnung	
Gebietsfremde Arten			
Etabliert	Überdauert wild lebend* seit einem längeren Zeitraum und pflanzt sich selbstständig fort.	Invasive Arten Potenziell invasive Arten	Alle Arten
Unbeständig	Kommt wild lebend vor (mindestens ein Nachweis innerhalb der letzten 25 Jahre), erfüllt jedoch nicht die Kriterien für eine etablierte Art.	Übrige Arten	
Unbekannt	Es ist sicher, dass die Art wild lebend aufgetreten ist, sie erfüllt jedoch die Kriterien für „Etabliert“ oder „Unbeständig“ nicht, und es ist unsicher, ob der Bestand dieser Art vollständig beseitigt wurde oder erloschen ist.	Unbekannt / Fehlend - Beseitigt / Fehlend - Erloschen	
Fehlend - Beseitigt	Ist wild lebend aufgetreten und durch menschlichen Einfluss beseitigt worden.		
Fehlend - Erloschen	Ist wild lebend aufgetreten und auf natürliche oder unbekannt Weise erloschen.		
Fehlend (erster Nachweis)	Ist außerhalb menschlicher Obhut und Pflege nachgewiesen worden, ist jedoch nur über einen kurzen Zeitraum (kürzer als 1 Jahr) aufgetreten. Wird daher nicht als wild lebend in Deutschland klassifiziert.	Fehlend (erster Nachweis)	
	* wild lebend: Als „wild lebend“ werden jene Vorkommen gebietsfremder Arten gewertet, die außerhalb menschlicher Obhut und Pflege aus eigener Kraft länger als etwa 1 Jahr auftreten.		
Heimische Arten			
Etablierte heimische Art	Regelmäßig sich früher oder heute selbstständig fortpflanzende indigene Art oder Archäobiota-Art (<i>sensu</i> Haupt et al. 2009).	Heimische Arten	

3.1 Taxonomisches Spektrum

Die deutsche Wirbeltierfauna umfasst 526 indigene sowie acht alteingebürgerte Arten (Archäozoen) (siehe auch Anhang 1 in diesem Band). Aktuell gelten zusätzlich insgesamt 46 Neozoen, d.h. gebietsfremde, nach 1492 absichtlich oder unabsichtlich freigesetzte Wirbeltierarten in Deutschland als etabliert (Tab. 2, Abb. 3). Weiterhin sind 100 gebietsfremde Arten bekannt, die bisher vor allem aus klimatischen Gründen nur unbeständig auftreten. Die Bestände von weiteren 50 gebietsfremden Wirbeltierarten gelten aktuell größtenteils als erloschen, in wenigen Fällen wurden sie absichtlich entfernt. Für weitere 95 gebietsfremde Wirbeltierarten ist es momentan unbekannt, ob sie noch wild lebend vorkommen (Tab. 2, Abb. 3).

Zusätzlich konnten bisher mindestens 158 gebietsfremde Wirbeltierarten im Freiland nachgewiesen werden, die sehr wahrscheinlich nur sehr kurz aufgetreten sind und daher nicht zur deutschen Fauna gerechnet werden können (Tab. 2, Abb. 3, vgl. Nehring et al. 2015). Das gleiche gilt für weitere 35 Wirbeltierarten, bei denen Hinweise auf ein Vorkommen in Deutschland sehr wahrscheinlich nur Vorkommen innerhalb menschlicher Obhut und Pflege umfassten (Tab. 2, siehe auch Anhang 2 in diesem Band). Bei weiteren 28 Arten, für die freigesetzte Tiere gebietsfremder Herkunft belegt sind, ist momentan nicht geklärt, welches Ausmaß das natürliche Vorkommen von Wildtieren in Deutschland hat (Tab. 2, siehe auch Anhang 2 in diesem Band). Eine vertiefende Analyse hinsichtlich Vorkommen und natürliche Arealveränderungen sollte für diese Arten durchgeführt werden, ggfs. sind Arten anschließend in eine andere Status-Kategorie zu überführen (vgl. Haupt et al. 2009, Hüppop et al. 2013).

Es ist davon auszugehen, dass speziell bei den häufig als Haustiere gehaltenen Ziervögeln, Zierfischen, Schlangen und Echsen deutlich mehr gebietsfremde Arten durch Entweichen aus Gefangenschaft oder durch absichtliche Freisetzung im Freiland aufgetreten sind, als die Angaben belegen (siehe auch Kap. 3.5). Gerade tropische oder auf besondere Nahrung angewiesene Arten werden im Freiland in Deutschland nicht lange überleben können. Diese Arten werden daher bei unabsichtlicher oder absichtlicher (illegaler) Freisetzung oft nicht registriert. Die Meldungen erfolgen zudem meist nicht in der wissenschaftlichen Literatur, sondern in der Tagespresse oder im Internet, wodurch die Überprüfung und Nachvollziehbarkeit der Angaben nicht in jedem Fall möglich ist. Zusätzlich ist davon auszugehen, dass erfolgte Beobachtungen nicht dokumentiert oder bisher nicht veröffentlicht worden sind bzw. eine entsprechende Veröffentlichung bisher nicht aufgefunden werden konnte. Auch muss mit einzelnen Fehlbestimmungen in den Literaturbelegen gerechnet werden.

Tab. 2: Bilanzierung der Anzahl gebietsfremder Wirbeltierarten und von Sonderfällen nach verwendeten Status-Kategorien (vgl. Tab. 1; siehe auch Anhang 2 in diesem Band).

Status		Artenzahl											
		Mammalia		Aves		Reptilia		Amphibia		Pisces		Σ	
Gebietsfremde Arten													
Etabliert	Invasiv	5	11	0	17	0	0	2	2	4	16	11	46
	Potenziell invasiv	3		8		0		0		7		18	
	Übrige	3		9		0		0		5		17	
Unbeständig	Invasiv	0	6	3	55	1	10	1	8	4	21	9	100
	Potenziell invasiv	0		1		3		0		6		10	
	Übrige	6		51		6		7		11		81	
Unbekannt		5		79		6		0		5		95	145
Fehlend - Beseitigt		1		1		0		0		0		2	
Fehlend - Erlöschen		1		22		2		4		19		48	
Σ		24		174		18		14		61		291	
Sonderfälle													
Fehlend (erster Nachweis)		12		110		36		0		0		158	
Vorkommen fraglich		9		3		0		2		21		35	
Wildtiere vorhanden		0		28		0		0		0		28	

Die Verteilung der aktuell und ehemals wild lebenden gebietsfremden Wirbeltiere auf die verschiedenen taxonomischen Gruppen in Deutschland entspricht annähernd dem Muster gebietsfremder Wirbeltierarten in ganz Europa und hat im Vergleich zur Europaliste (DAISIE 2014) nur eine vertauschte Reihenfolge bei den Plätzen 1 und 2. Die deutsche Reihenfolge lautet: Aves, Pisces, Mammalia, Reptilia, Amphibia.

Die vertauschte Reihenfolge liegt vor allem darin begründet, dass in der Europaliste im Gegensatz zur vorliegenden Bearbeitung auch regionale Neozoen (in Teilen des Bezugsgebietes heimisch, in anderen Teilen als gebietsfremde Art eingebracht) Berücksichtigung gefunden haben. Speziell im Rahmen der Fischerei werden bzw. wurden viele europäische Arten für Besatzmaßnahmen verwendet. Zusätzlich ist festzustellen, dass die Europaliste insbesondere bei den Aves viele Lücken aufweist. So werden in DAISIE (2014) nur 175 gebietsfremde Vogelarten für Europa geführt, die aktuell oder ehemals wild lebend nachgewiesen werden konnten. Durch die vorliegende Bearbeitung konnten aber schon nur für das Bundesgebiet entsprechend 174 gebietsfremde Vogelarten dokumentiert werden.

Ein Vergleich der taxonomischen Gruppen auf Basis der aktuell und ehemals wildlebenden gebietsfremden Arten hinsichtlich des jeweiligen Anteils von invasiven und potenziell invasiven Wirbeltierarten zeigt deutliche Unterschiede (Tab. 2, Abb. 3). Die Mammalia und Pisces haben proportional überdurchschnittlich viele für die biologische Vielfalt problematische Arten. Sehr wahrscheinlich steht das in Zusammenhang mit den grundsätzlichen Zielen ihrer Einfuhr, die speziell bei den Mammalia für Jagd und Tierzucht sowie bei den Fischen für Aquakultur und Fischerei darauf abzielt, robuste und reproduktionsfreudige gebietsfremde Arten zu nutzen (Kap. 3.4). Gelangen diese Arten absichtlich oder unabsichtlich in die freie Natur, sind sie oftmals nicht mehr zu kontrollieren und gefährden durch Verdrängung oder Prädation

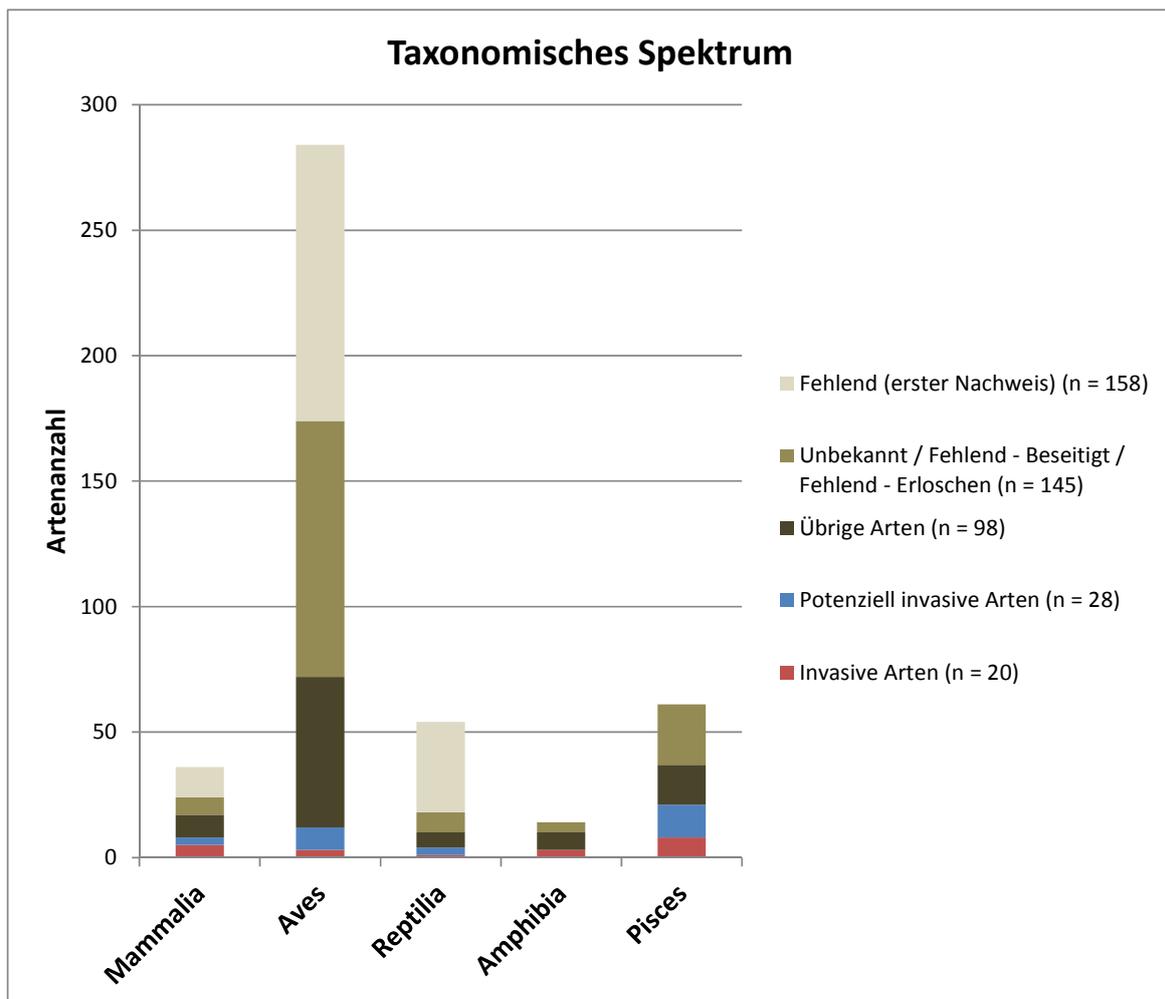


Abb. 3: Anzahl wild lebender gebietsfremder Wirbeltierarten der fünf taxonomischen Hauptgruppen in Deutschland, differenziert nach „Invasive Arten“, „Potenziell invasive Arten“ und „Übrige (gebietsfremde) Arten“ mit zusätzlicher Angabe der Anzahl von Arten, deren Status momentan als „Unbekannt“, „Fehland – Beseitigt“ oder „Fehland – Erloschen“ gilt sowie mit zusätzlicher Angabe der Anzahl von Arten, deren Status momentan als „Fehland (erster Nachweis)“ gilt.

die natürliche Fauna und Flora (Kap. 3.11). Obwohl, wie die Analyse zeigt, die vielen gebietsfremden Wirbeltierarten in der Gruppe der Aves nicht zwangsläufig alle problematisch sind, machen sie jedoch umgekehrt quantitativ einen hohen Teil vor allem potenziell invasiver Arten aus (Tab. 2, Abb. 3).

Bisher ist in Deutschland etwa jede sechste wild lebende gebietsfremde Wirbeltierart wieder verschwunden (Tab. 2). Darunter befand sich bisher aber keine als invasiv oder potenziell invasiv eingestufte Art (siehe auch Anhang 2 in diesem Band). Größtenteils sind die Bestände von sich aus erloschen, wobei dafür in den meisten Fällen die genauen Hintergründe unbekannt sind. Erfolgreiche aktive Beseitigungsmaßnahmen, die das Vorkommen einer wild lebenden gebietsfremden Wirbeltierart in Deutschland vollständig beseitigt hat, liegen bisher für zwei Arten vor:

Ein Soldat brachte aus Afrika mehrere Berberaffen (*Macaca sylvanus*) mit und setzte sie 1763 bei Windhausen (Hessen) frei. Nach 20 Jahren wurde der reproduzierende Bestand wegen Konflikten mit der Bevölkerung ausgerottet (Niethammer 1963). In den letzten Jahren sind mehrfach Berberaffen aus Zoos und Zirkushaltungen ausgebrochen, die alle innerhalb weniger Tage wieder eingefangen werden konnten (siehe Anhang 2 in diesem Band).

Wiederholt wurden in Deutschland seit Ende des 19. Jahrhunderts wild lebende Mönchssittiche (*Myiopsitta monachus*), die aus Gefangenschaft geflüchtet oder absichtlich freigesetzt worden waren, brütend über mehrere Jahre beobachtet. Größere Kolonien in Geiselwind (Bayern) und in Bad Weilbach (Hessen) erloschen Mitte der 1990er Jahre ohne erkennbare Gründe. Zuweilen war das Ende der Ansiedlungen direkten menschlichen Eingriffen zuzuschreiben, weil die Vögel in Obstgärten und -plantagen Schäden anrichteten und durch ihr Lärmen störten (Hoppe pers Mitt. in Bauer & Woog 2008). Die bisher letzte in Deutschland 1997 in Berlin entstandene Kolonie wurde 1999 aufgelöst, in dem alle Vögel eingefangen wurden. Seither ist keine weitere Ansiedlung bekannt geworden (siehe Anhang 2 in diesem Band).

Speziell einige der 158 gebietsfremden Arten, die bisher nur sehr kurzfristig außerhalb menschlicher Obhut beobachtet worden sind und damit nicht zu den wild lebenden Arten gezählt werden, sind ebenfalls aktiv beseitigt worden. Neben Abschuss z.B. für den Menschen besonders gefährlicher Tiere (u.a. Leopard, Serval) werden seit einiger Zeit zunehmend ausgesetzte Wirbeltiere aus Privathaltungen, vor allem Reptilien, nach ihrem Auffund in Tierheimen und Auffangstationen eingeliefert (Kap. 3.5, siehe Anhang 2 in diesem Band).

3.2 Ursprüngliches Areal

Die Herkunft gebietsfremder Arten erlaubt erste Aussagen zum Etablierungspotenzial einer Art. Es ist naheliegend, dass tropische Arten in Deutschland geringere Etablierungswahrscheinlichkeiten aufweisen als Arten aus klimatisch ähnlichen Gebieten. Diese im englischen Sprachgebrauch als „Climatic Matching“ bezeichnete Ähnlichkeit der klimatischen Bedingungen zwischen Herkunftsregion und neuem Areal konnte in einigen Auswertungen als wichtige Bestimmungsgröße für den Etablierungserfolg von Neobiota bestätigt werden (gebietsfremde Gefäßpflanzen: Thuiller et al. 2005, Nehring et al. 2013; gebietsfremde Amphibia und Reptilia: van Wilgen et al. 2009).

So weicht auch das Spektrum der geographischen Herkunft der in Deutschland nachgewiesenen gebietsfremden Wirbeltiere bei den etablierten Arten deutlich von den bisher nicht etablierten Arten ab. Am deutlichsten ist dabei eine Zunahme der Arten aus Nordamerika und dem Temperaten Asien (u.a. China, Kaukasus, Zentralasien) bei gleichzeitiger Abnahme der Arten aus deutlich wärmeren Regionen (Afrika, tropisches Asien, Südamerika, Südeuropa, Australasien) (Abb. 4). Wärmeliebende gebietsfremde Arten tauchen in der freien Natur in Deutschland zwar auf, können sich jedoch aus klimatischen Gründen nicht fortpflanzen und überleben zudem vielfach kalte Winter nicht. Mehrheitlich kommen sie deshalb nur unbeständig bzw. nur kurzfristig vor (Status „Fehlend (erster Nachweis)“) oder sind zwischenzeitlich sogar wieder verschwunden (Status „Fehlend - Erloschen“) (Abb. 4, Tab. 2).

So ist insgesamt die Bandbreite der Herkunftsregionen bei den in Deutschland nachgewiesenen nicht etablierten gebietsfremden Wirbeltierarten (Status „unbeständig“ bzw. „Fehlend (erloschen und erster Nachweis)“) deutlich größer als bei den etablierten Arten. Die Herkunft liefert somit wichtige Hinweise über das Etablierungspotenzial gebietsfremder Wirbeltierarten, die vorhandenen Ausnahmen zeigen jedoch, dass keine Verallgemeinerung zulässig ist.

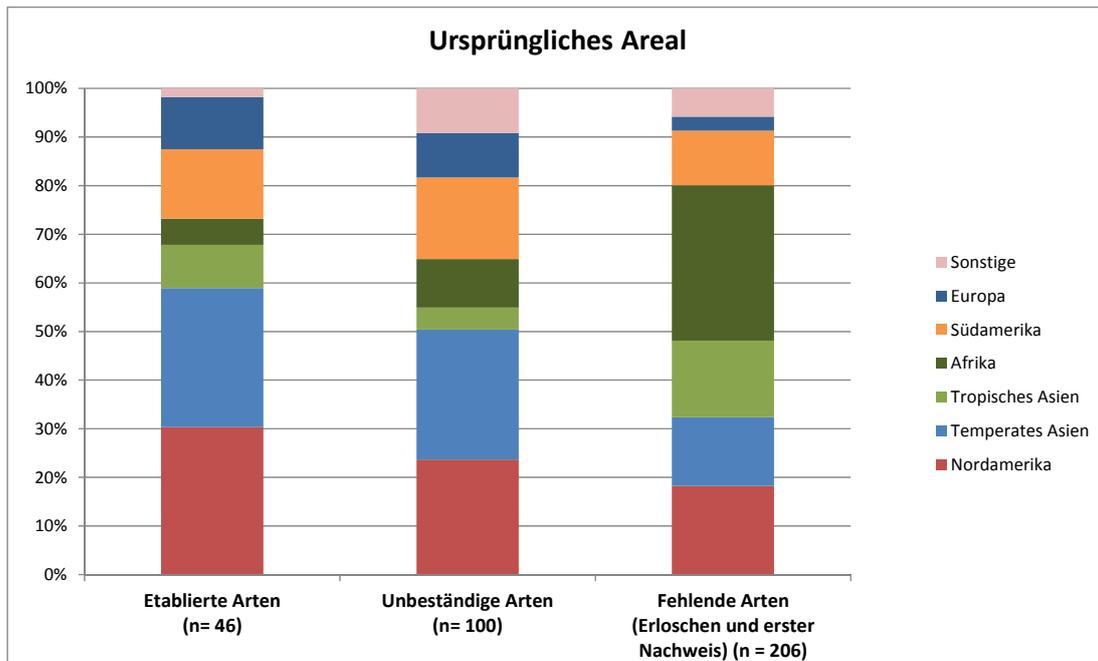


Abb. 4: Ursprüngliches Areal in Deutschland nachgewiesener gebietsfremder Wirbeltierarten, differenziert nach „Etablierte Arten“, „Unbeständige Arten“ und „Fehlende Arten (Erloschen und erster Nachweis)“ (Mehrfachnennungen für das Areal möglich).

Die Herkunft gebietsfremder Arten erlaubt auch erste Aussagen zum Invasivitätspotenzial einer Art. So weicht das Spektrum der geographischen Herkunft der in Deutschland wild lebenden gebietsfremden Wirbeltiere bei den invasiven und potenziell invasiven Arten klar von den übrigen Arten ab (Abb. 5).

Invasive Eigenschaften von Arten aus wärmeren Regionen sind in Deutschland deutlich geringer ausgeprägt als bei Arten aus Nordamerika und dem temperaten Asien, die in Deutschland sehr ähnliche klimatische Verhältnisse wie in ihren ursprünglichen Arealen vorfinden. Aus dem gleichen Grund ist im Vergleich zu den potenziell invasiven und übrigen gebietsfremden Arten bei den invasiven Wirbeltieren der Anteil der Arten aus Afrika am geringsten, Arten aus dem Tropischen Asien und Australasien fehlen hier völlig.

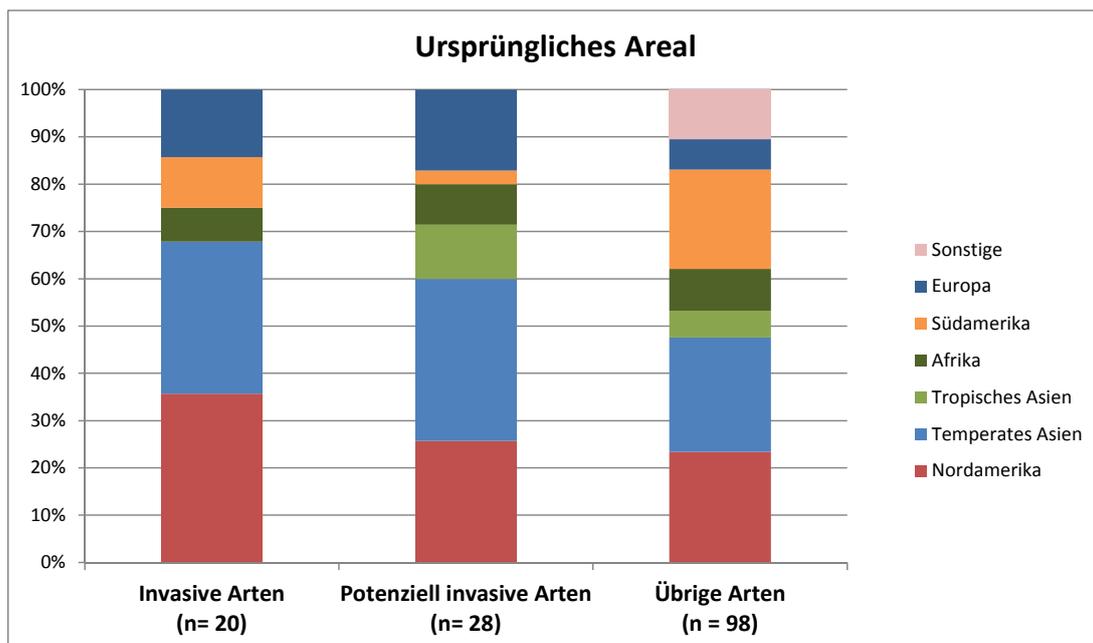


Abb. 5: Ursprüngliches Areal wild lebender gebietsfremder Wirbeltierarten in Deutschland, differenziert nach „Invasive Arten“, „Potenziell invasive Arten“ und „Übrige (gebietsfremde) Arten“ (Mehrfachnennungen für das Areal möglich).

So ist insgesamt die Bandbreite der Herkunftsregionen bei den in Deutschland wild lebenden übrigen Wirbeltierarten am größten und bei den invasiven Arten am geringsten. Die geographische Herkunft liefert somit wichtige Hinweise über das Invasivitätspotenzial gebietsfremder Tierarten. Die vorhandenen Ausnahmen zeigen jedoch, dass es keine allgemein gültige Aussage gibt. Für jede einzelne Art muss das Invasivitätspotenzial für das jeweilige Bezugsgebiet individuell ermittelt werden (siehe Teil III in diesem Band).

3.3 Einführungsweise

Für alle wild lebenden gebietsfremden Wirbeltierarten konnte die Einführungsweise festgestellt werden. Die meisten Arten wurden absichtlich nach Deutschland eingeführt (Abb. 6). Das spiegelt sich entsprechend bei den dominierenden Einfuhrvektoren wider, die durch aktiven Import von Heim-, Zoo- und Nutztieren (Heim-/Zootierhandel, Tierzucht, Fischerei, Aquakultur und Jagd) bestimmt sind (siehe Kap. 3.4).

Beträgt der Anteil absichtlich eingeführter Arten bei der Gruppe der übrigen Arten 100%, so sind 18 der 20 in Deutschland wild lebenden invasiven Wirbeltiere im Zuge von menschlichen Aktivitäten beabsichtigt eingeführt worden (Abb. 6). Eine invasive Art, die Amurgrundel (*Perccottus glenii*), wurde zusätzlich auch unabsichtlich mit Fischbesatz eingeschleppt. Für zwei invasive Arten ist die Einführungsweise unabsichtlich. Es handelt sich dabei um die Wanderratte (*Rattus norvegicus*), die vermutlich um 1750 Deutschland als blinder Passagier auf Schiffen erreicht hat, und um die Schwarzmundgrundel (*Neogobius melanostomus*), die über Schifffahrtskanäle in die deutschen Binnen- und Küstengewässer eingeschleppt wurde. Die Schifffahrtskanäle sind auch für vier der bisher fünf unabsichtlich eingebrachten potenziell invasiven Wirbeltierarten verantwortlich (siehe Kap. 3.4 und Teil III in diesem Band).

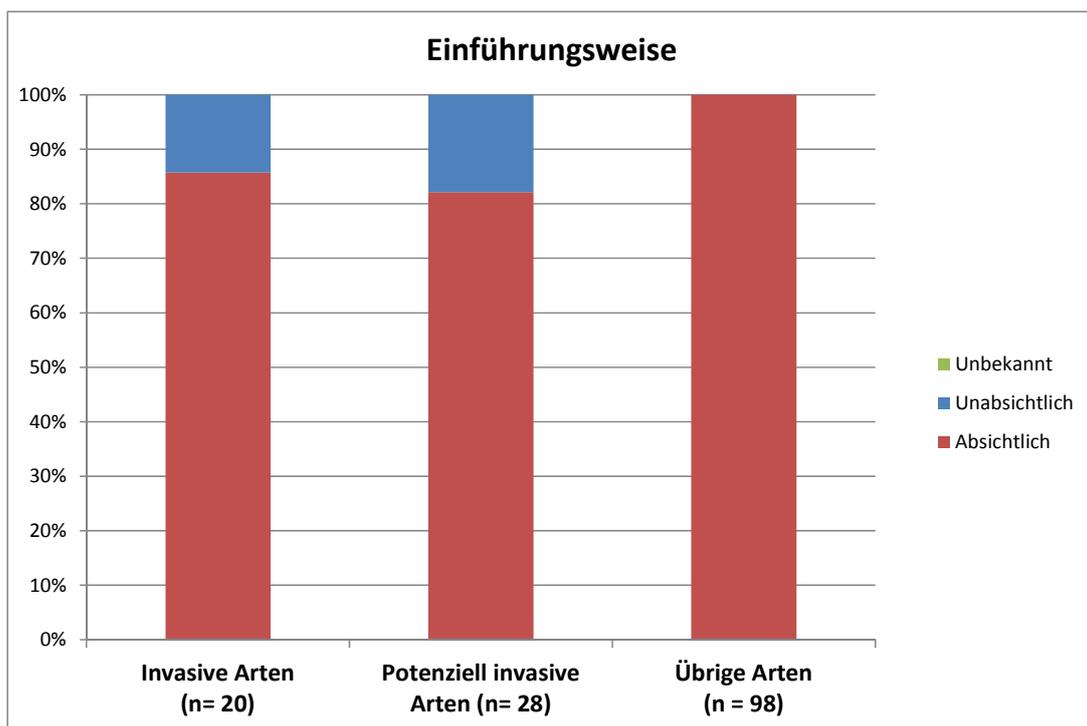


Abb. 6: Einführungsweise wild lebender gebietsfremder Wirbeltierarten in Deutschland, differenziert nach „Invasive Arten“, „Potenziell invasive Arten“ und „Übrige (gebietsfremde) Arten“.

3.4 Einfuhrvektoren

Teilweise werden gebietsfremde Arten aus unterschiedlichen Gründen und somit auch durch unterschiedliche Einfuhrvektoren nach Deutschland eingeführt. So wurden z.B. 90% bzw. 86% der invasiven bzw. potenziell invasiven Wirbeltierarten durch mindestens zwei verschiedene Vektoren eingeführt. In die Auswertung sind somit auch Mehrfachnennungen bei den Einfuhrvektoren eingegangen.

Für die in Deutschland wild lebenden gebietsfremden Wirbeltierarten gilt, dass sie fast ausschließlich absichtlich als Heim-, Zoo- oder Nutztier eingeführt worden sind (siehe auch Kap. 3.3). Wichtigster Einfuhrvektor ist der Zierhandel mit Heimtieren vor allem für Vogelvolieren, Terrarien und Aquarien. Fast genauso wichtig, zumindest die Artenanzahl betreffend, ist der Einfuhrvektor Tierpark. Bedeutung bei der absichtlichen Einfuhr und anschließenden Freisetzung von gebietsfremden Wirbeltierarten besitzen auch Fischerei, Aquakultur, Tierzucht und Jagd (Abb. 7). Der Transport entlang von Wasserstraßen mit Schifffahrtskanälen, die die europäischen Hauptwasserscheiden überbrücken, ist der wichtigste unabsichtliche Einbringungspfad für gebietsfremde Wirbeltierarten nach Deutschland.

Der Vergleich der Einführungsvektoren für die verschiedenen taxonomischen Gruppen innerhalb der wild lebenden Wirbeltierarten zeigt deutliche Unterschiede. So ist der prozentuale Anteil absichtlich ausgebrachter Arten, um sie anschließend wirtschaftlich nutzen zu können, bei den Mammalia und Pisces im Vergleich zu den anderen drei Gruppen deutlich erhöht. Speziell bei den Reptilia und Amphibia erfolgten alle Freisetzungen entweder unabsichtlich oder zum Zwecke der faunistischen „Bereicherung“ (siehe auch Anhang 2 in diesem Band).

Ein Vergleich der Einführungsvektoren der im Kriteriensystem als invasiv oder potenziell invasiv bewerteten Wirbeltierarten mit den übrigen wild lebenden gebietsfremden Arten zeigt deutliche Unterschiede (Abb. 7). Außer Zierhandel und Tierparks zeichnen alle anderen Einfuhrvektoren dabei proportional überdurchschnittlich für die Einführung von problematischen Arten verantwortlich. Sehr wahrscheinlich steht das im Zusammenhang mit dem grundsätzlichen Ziel der Einfuhr. Speziell bei den Arten für Aquakultur Fischerei, Jagd und Tierzucht lag und liegt im Sinne einer ökonomisch sinnvollen Bewirtschaftung der Fokus auf robusten und reproduktionsfördernden Eigenschaften. Gelangen diese Arten in die freie Natur, sind sie in der Regel nicht mehr zu kontrollieren und gefährden durch Verdrängung oder Prädation die natürliche Fauna und Flora. Obwohl, wie die Analyse zeigt, die vielen gebietsfremden Wirbeltierarten im Heim- und Zootierhandel nicht zwangsläufig alle problematisch sind, machen sie jedoch umgekehrt quantitativ einen hohen Teil der problematischen Arten aus (Abb. 7).

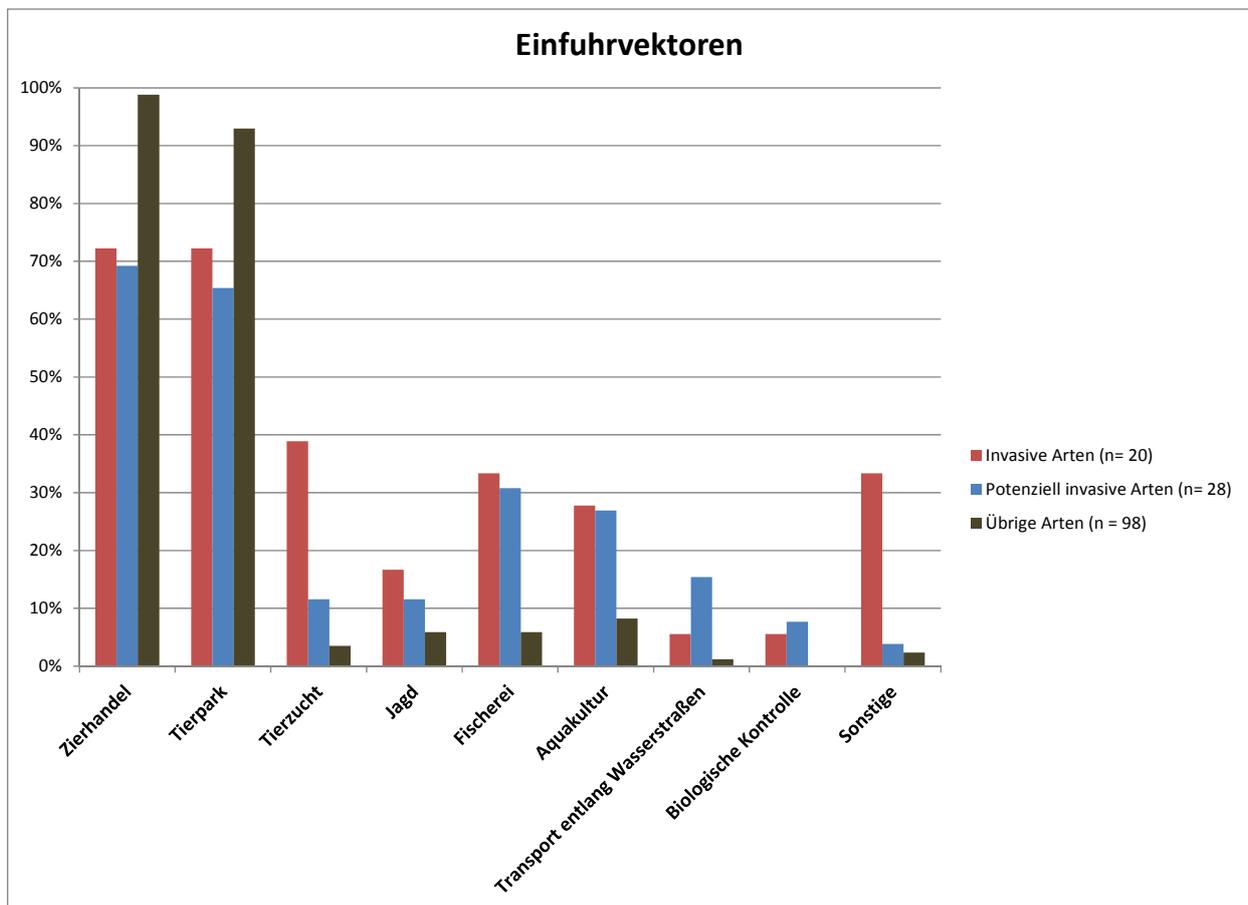


Abb. 7: Einfuhrvektoren wild lebender gebietsfremder Wirbeltierarten in Deutschland, differenziert nach „Invasive Arten“, „Potenziell invasive Arten“ und „Übrige (gebietsfremde) Arten“ (Mehrfachnennungen für den Einfuhrvektor möglich).

3.5 Erstnachweis

Für 142 der 145 in Deutschland wild lebenden gebietsfremden Wirbeltiere liegen auswertbare Daten zum Erstnachweis vor (Abb. 8).

Der zeitliche Verlauf der Erstnachweise gebietsfremder Wirbeltiere in Deutschland zeigt, dass es seit 1492 bis Mitte des 19. Jahrhunderts nur einen leicht linearen Anstieg gab. Ab etwa 1850 ist hingegen ein rascher Anstieg der Erstnachweise vor allem bei den übrigen Arten zu verzeichnen, der zwischen 1950 und der Jahrtausendwende am steilsten verläuft. Die Zunahme von invasiven und potenziell invasiven Arten ist relativ kontinuierlich, beginnt jedoch speziell für die invasiven Arten erst ab etwa 1900 stärker anzusteigen. Der Verlauf der Kurve korrespondiert mit der kontinuierlichen und in den letzten Jahrzehnten stark ansteigenden Zunahme der Importe speziell von Wirbeltieren. So boomt seit circa 20 Jahren in Deutschland der Handel mit nichtdomestizierten Wildtieren für die Privathaltung. Nach Auskunft des Statistischen Bundesamtes werden derzeit jährlich zwischen 440.000 und 840.000 lebende Reptilien sowie bis zu 380.000 Süßwasserfische nach Deutschland eingeführt – die Importe lebender Meeresziefische, Amphibien oder Säugetiere werden nicht nach Anzahl erfasst (Deutscher Bundestag 2013). Gleichzeitig melden Tierheime und Auffangstationen seit einiger Zeit einen starken Anstieg ausgesetzter Wirbeltiere aus Privathaltungen, vor allem Reptilien (Anonym 2014).

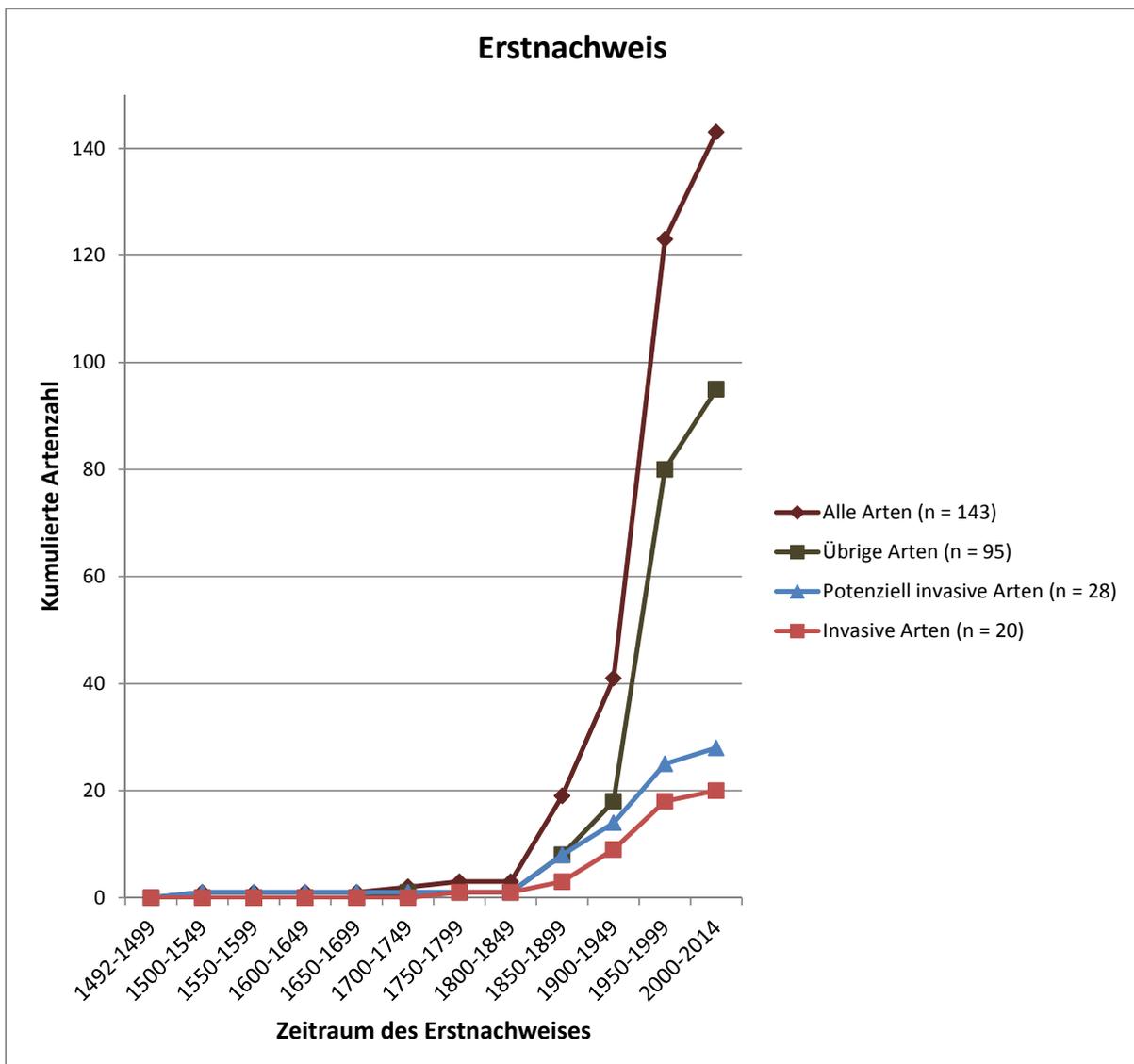


Abb. 8: Erstnachweis wild lebender gebietsfremder Wirbeltierarten in Deutschland, differenziert nach „Invasive Arten“, „Potenziell invasive Arten“ und „Übrige (gebietsfremde) Arten“ sowie als Summe „Alle (gebietsfremde) Arten“.

Die deutliche Abflachung der Trendlinien für die invasiven und potenziell invasiven Arten sowie der übrigen Arten ab 2000 ist sicherlich auf mangelnde Datengrundlagen sowie die Kürze des Zeitintervalls (nur 15 statt 50 Jahre) zurückzuführen. Bis Ersteinbringung von gebietsfremden Arten durch Publikation in Fachzeitschriften und anderen Organen öffentlich zugänglich werden, vergehen oftmals viele Jahre bis Jahrzehnte.

Trotz dieser Einschränkung wurden im aktuellen Zeitraum zwei für Deutschland neue invasive Arten in freier Natur dokumentiert. Zwischen 2003 und 2004 wurden südlich Karlsruhe Individuen des Levantini-schen Wasserfrosches (*Pelophylax bedriagae*) festgestellt (Ohst 2008, siehe auch Teil III in diesem Band). Diese aus Südosteuropa, Nordafrika und Westasien stammende Amphibienart ist im Handel vor allem für Aquarien und Gartenteiche erhältlich, speziell in Frankreich wird die Art auch für gastronomische Zwecke (Froschschenkel) angeboten. Bei der zweiten Art handelt es sich um die aus Ostasien stammende Amurgrundel (*Perccottus glenii*), die um 2003 mit Fischbesatz in Fischteiche nahe Regensburg eingeschleppt wurde und 2013 erstmals außerhalb der Teiche in einem Graben nachgewiesen werden konnte (Nehring & Steinhof 2015, siehe auch Teil III in diesem Band).

3.6 Zeitspanne zwischen Ersteinbringung und Ersteinnachweis („time lag“)

In der Invasionsökologie wird davon ausgegangen, dass mit zunehmender Dauer der Anwesenheit einer Art in einem Gebiet außerhalb ihres ursprünglichen Areals auch die Wahrscheinlichkeit ihrer Ausbreitung steigt (Pyšek & Jarosík 2005). Die Ausbreitung einer Art in einem neuen Gebiet kann allerdings mit erheblicher Zeitverzögerung („time lag“) beginnen. Solche „time lags“ sind zunächst für gebietsfremde Gehölze (Kowarik 1995) sowie für einige ausgewählte gebietsfremde Pflanzen- und Tierarten (Crooks & Soule 1999) berechnet worden. Sie sind für invasionsbiologische Risikoanalysen relevant, da sie auf Unsicherheiten in Hinblick auf das zukünftige Eintreten von Invasionsereignissen verweisen.

Insgesamt liegen bisher für 98 der 146 wild lebenden gebietsfremden Wirbeltierarten auswertbare Daten zur Ersteinbringung und zum Ersteinnachweis in Deutschland vor (Abb. 9). Hierbei werden deutliche Unterschiede beim mittleren „time lag“ zwischen den gewählten Gruppen sichtbar.

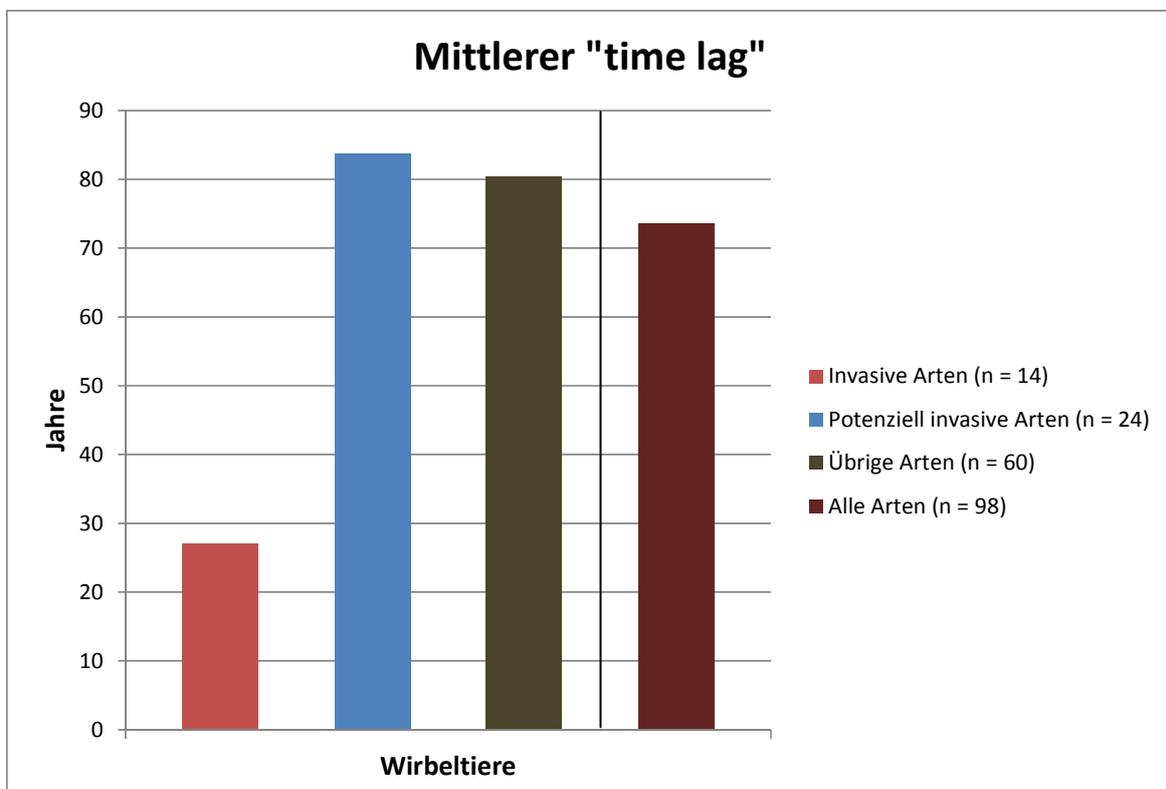


Abb. 9: Mittlere Zeitspannen zwischen Ersteinbringung und Ersteinnachweis („time lag“) wild lebender gebietsfremder Wirbeltierarten in Deutschland, differenziert nach „Invasive Arten“, „Potenziell invasive Arten“ und „Übrige (gebietsfremde) Arten“ sowie als Summe „Alle (gebietsfremden) Arten“.

Der mittlere „time lag“ liegt für alle berücksichtigten gebietsfremden Wirbeltiere Deutschlands bei 74 Jahren. Im Vergleich der Tiergruppen werden Fische und Amphibien nach 26 bzw. 39 Jahren im Mittel deutlich früher im Freiland festgestellt als Säugetiere, Vögel und Reptilien (nach 65, 101 bzw. 87 Jahren). Die geringeren „time lags“ für die untersuchten Tiergruppen lassen sich durch die im Allgemeinen schnelleren Generationszyklen bei vielen Tierarten erklären. Dies gilt auch für den Vergleich innerhalb der Tiergruppen. So wurden für Fische und Amphibien nach kürzerer Zeit spontane Vorkommen dokumentiert als für Säugetiere, Vögel und Reptilien. Noch kürzere „time lags“ wären bei Insekten und anderen Wirbellosen zu erwarten, die jedoch nicht Gegenstand dieser Untersuchung waren.

Bei Berücksichtigung der Invasivität sind weitere Unterschiede im mittleren „time lag“ zu erkennen. So beträgt die Zeitverzögerung zwischen der Ersteinbringung und dem Beginn der Ausbreitung bei invasiven Wirbeltieren im Durchschnitt nur 27,1 Jahre (Abb. 9). Bei potenziell invasiven Arten liegt der mittlere „time lag“ mit 84 Jahren deutlich höher (Abb. 9). Für alle übrigen 60 Neozoen beträgt die Zeitspanne zwischen Ersteinbringung und Erstnachweis im Durchschnitt 80,4 Jahre, eine Zeitverzögerung im Vergleich zu den invasiven Arten um +297% bzw. um das dreifache (Abb. 9). Der deutlich geringere „time lag“ für invasive Wirbeltiere beruht vor allem auf der absichtlichen Einfuhr der meisten Arten mit dem Ziel, sie als wirtschaftlich nutzbare Arten (vor allem Fischerei und Jagd) nach relativ kurzer Zeit zur „Bereicherung“ der freien Natur gezielt anzusiedeln (siehe auch Teil III in diesem Band). Ob weitere Faktoren eine Rolle spielen könnten und wenn ja welche, bedarf weitergehender Analysen.

3.7 Status

Nach aktuellen Angaben werden in europäischen Zoos und sonstigen öffentlichen Tierhaltungen über 11.000 Wirbeltierarten, -unterarten und -rassen gehalten, von denen die meisten gebietsfremd sind (Zootierliste 2014). Auch unter den 2013 in deutschen Haushalten gehaltenen 3,4 Millionen Ziervögeln und 5,6 Millionen Kleintieren (wie z.B. Hamster, Kannichen) (ZZF 2014) befinden sich mehrheitlich gebietsfremde Arten. Darüber hinaus gab es 2013 in Deutschland etwa 2 Millionen Aquarien, 2,1 Millionen Gartenteiche mit Fischbesatz und 0,4 Millionen Terrarien (ZZF 2014). Auch bei diesen Haltungsformen dominieren die gebietsfremden Arten.

Damit übersteigt die Anzahl eingeführter Wirbeltierarten die Anzahl heimischer Wirbeltierarten um ein Vielfaches. Gelangen sie, meist durch Flucht aus der Gefangenschaft oder illegales Aussetzen, in die freie Natur, können die meisten gebietsfremden Arten keine überlebensfähigen Populationen aufbauen. So liegen für 157 gebietsfremde Wirbeltierarten bisher nur Hinweise für ein kurzzeitiges Auftreten außerhalb menschlicher Obhut vor (vgl. Tab. 2 in Kap. 3.1). Unter den 95 gebietsfremden Wirbeltierarten mit dem Status „Unbekannt“ wird sehr wahrscheinlich ein beträchtlicher Anteil keine überlebensfähige Population in Deutschland besitzen (vgl. Tab. 2 in Kap. 3.1). Auch unter den insgesamt 146 in Deutschland aktuell wild lebend nachgewiesenen gebietsfremden Wirbeltierarten dominieren jene, die bisher unbeständig auftreten (100 unbeständige Arten vs. 46 etablierte Arten, vgl. Tab. 2 in Kap. 3.1).

Bei Berücksichtigung der Invasivität sind weitere Unterschiede im Status zu erkennen. So beträgt der Anteil der etablierten Arten in der Gruppe der invasiven Arten 55% (11 Arten) und in der Gruppe der potenziell invasiven Arten 64% (18 Arten). Bei den im Rahmen der aktuellen Bearbeitung zusätzlich berücksichtigen übrigen gebietsfremden Arten beträgt der Anteil der etablierten Arten hingegen nur 17% (17 Arten) (Abb. 10). Dieser Unterschied macht deutlich, dass in der Regel von Arten, die langfristig nur unbeständig auftreten, ein deutlich geringeres Invasionsrisiko zu erwarten ist als von etablierten Arten (siehe auch Kap. 3.1). Populationen unbeständiger Arten können sich vorwiegend nicht aus eigener Kraft erhalten und ihr wild lebendes Vorkommen kann nur mit bewusster oder unbewusster Hilfe des Menschen existieren (Schroeder 1974). Zu beachten ist dabei aber, dass sich unbeständige Arten durch veränderte Umweltbedingungen (z.B. Klimawandel, siehe Kap. 3.12) unerwartet etablieren können. Andererseits kann der hohe Anteil etablierter Wirbeltierarten bei den invasiven Arten Liste aber auch (zusätzlich) in Zusammenhang mit ihrem im Allgemeinen viel schnelleren Erscheinen in der freien Natur stehen, wie die Analyse zum „time lag“ zeigt (siehe Kap. 3.6).

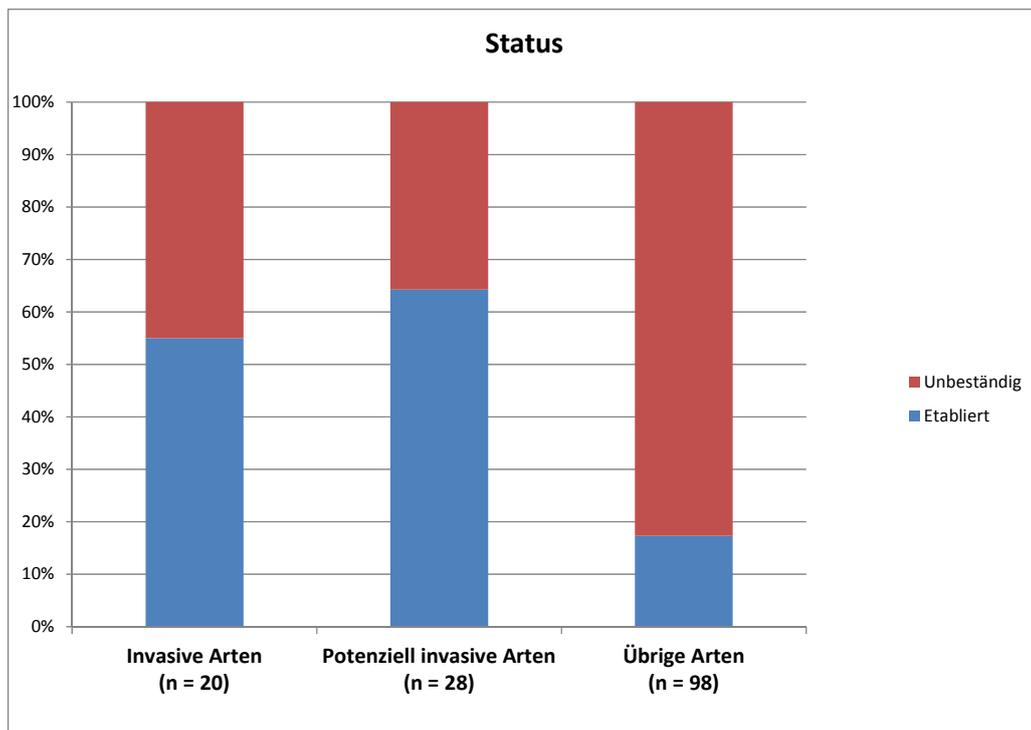


Abb. 10: Status wild lebender gebietsfremder Wirbeltierarten in Deutschland, differenziert nach „Invasive Arten“, „Potenziell invasive Arten“ und „Übrige (gebietsfremde) Arten“.

3.8 Lebensraum

Aktuell gelten 46 gebietsfremde Wirbeltierarten in Deutschland als etabliert (siehe Kap. 3.7 und Anhang 2 in diesem Band). Sie besitzen damit derzeit einen Artenanteil von knapp 8% an der gesamten terrestrischen und aquatischen Wirbeltierfauna.

Mit 28 Arten haben sich die meisten gebietsfremden Wirbeltierarten im terrestrischen Lebensraum etabliert. Ihr Anteil am Artenbestand der Wirbeltiere beträgt dort knapp 8% (Abb. 11).

Im aquatischen Lebensraum haben sich 18 gebietsfremde Wirbeltierarten etabliert. Trotz dieser geringeren Anzahl beträgt ihr Anteil am Artenbestand der gesamten aquatischen Wirbeltierfauna (im Meer, Brackwasser und Süßwasser) auf Grund der deutlich geringeren Anzahl heimischer Arten knapp über 8% (Abb. 11).

Obwohl sich im terrestrischen Lebensraum mit 16 Arten die meisten invasiven und potenziell invasiven Arten etabliert haben, sind prozentual betrachtet die Gewässer deutlich stärker vor allem mit invasiven Arten belastet. So beträgt im Unterschied zum aquatischen Lebensraum, in dem die etablierten invasiven Arten knapp 3% des Artenbestands umfassen, der Artenanteil der etablierten invasiven Arten an den Wirbeltieren im terrestrischen Lebensraum nur etwas über 1% (Abb. 11).

Eine Differenzierung des aquatischen Lebensraumes zeigt, dass es zwischen den beiden Bereichen „Meer und Brackwasser“ und „Süßwasser“ deutliche Unterschiede im Vorkommen von gebietsfremden Wirbeltierarten gibt. Im Bereich „Meer und Brackwasser“ gibt es bisher keine etablierte gebietsfremde Wirbeltierart, die ausschließlich dort vorkommt. Alle sieben dort etablierten gebietsfremden Wirbeltierarten sind Fische, die sich auch im Süßwasser etabliert haben. Insgesamt beträgt der Anteil der gebietsfremden Wirbeltierarten am Artenbestand der aquatischen Wirbeltierfauna im Bereich Meer und Brackwasser knapp 5% (Abb. 12). Bei der einzigen invasiven Wirbeltierart, die sich auch im Bereich Meer und Brackwasser etablieren konnte, handelt es sich um die pontokaspische Schwarzmundgrundel (*Neogobius melanostomus*). Diese invasive Fischart hat über verschiedene Schifffahrtskanäle die deutsche Ostsee sowie die deutschen Binnengewässer erreicht. Der Artenanteil der etablierten invasiven Arten an den Wirbeltieren im Bereich Meer und Brackwasser beträgt weniger als 1% (Abb. 11).

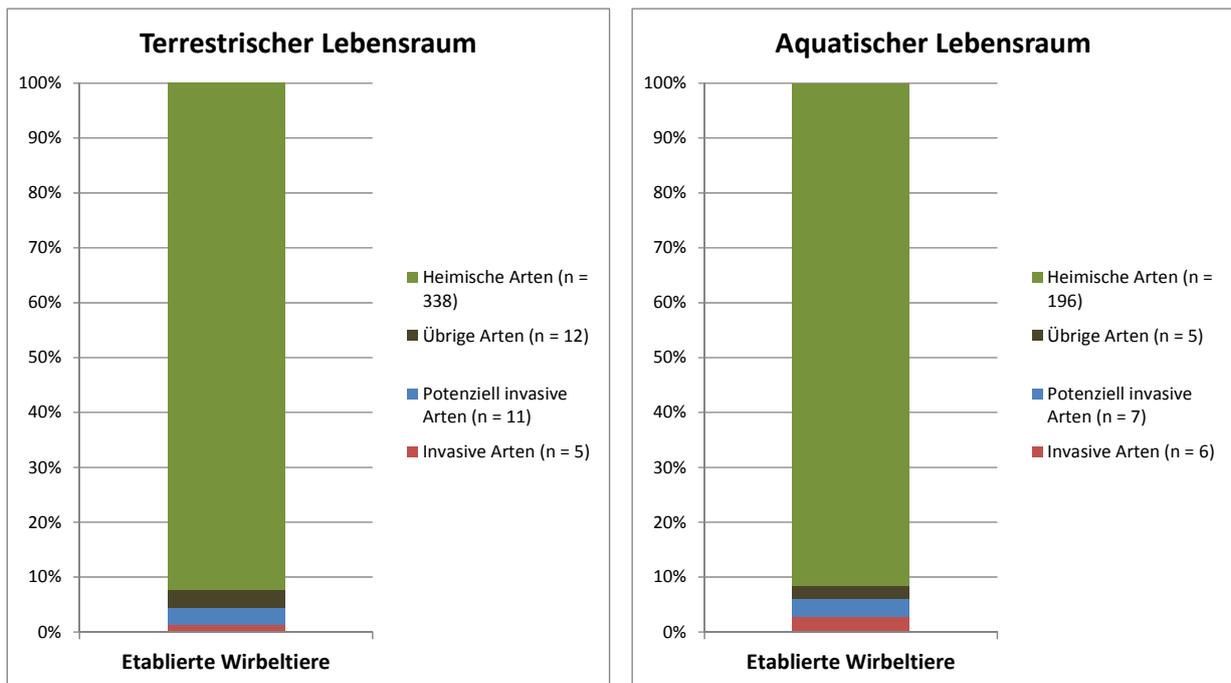


Abb. 11: Vorkommen von etablierten gebietsfremden und heimischen Wirbeltierarten im terrestrischen und im aquatischen Lebensraum in Deutschland, differenziert nach „Invasive Arten“, „Potenziell invasive Arten“, „Übrige (gebietsfremde) Arten“ und „Heimische Arten (inkl. Archäozoa)“.

Mit 11 Arten haben sich die meisten aquatischen gebietsfremden Wirbeltiere ausschließlich im Süßwasser etabliert. Insgesamt beträgt der Anteil der gebietsfremden Wirbeltierarten am Artenbestand der aquatischen Wirbeltierfauna im Bereich Süßwasser 15% (Abb. 12) und ist damit im Vergleich zum terrestrischen Lebensraum deutlich erhöht. Gleiches gilt für den Anteil der invasiven Arten. Mit 5% ist im Süßwasser ihr Anteil im Vergleich zum terrestrischen Lebensraum ebenfalls deutlich erhöht (Abb. 12).

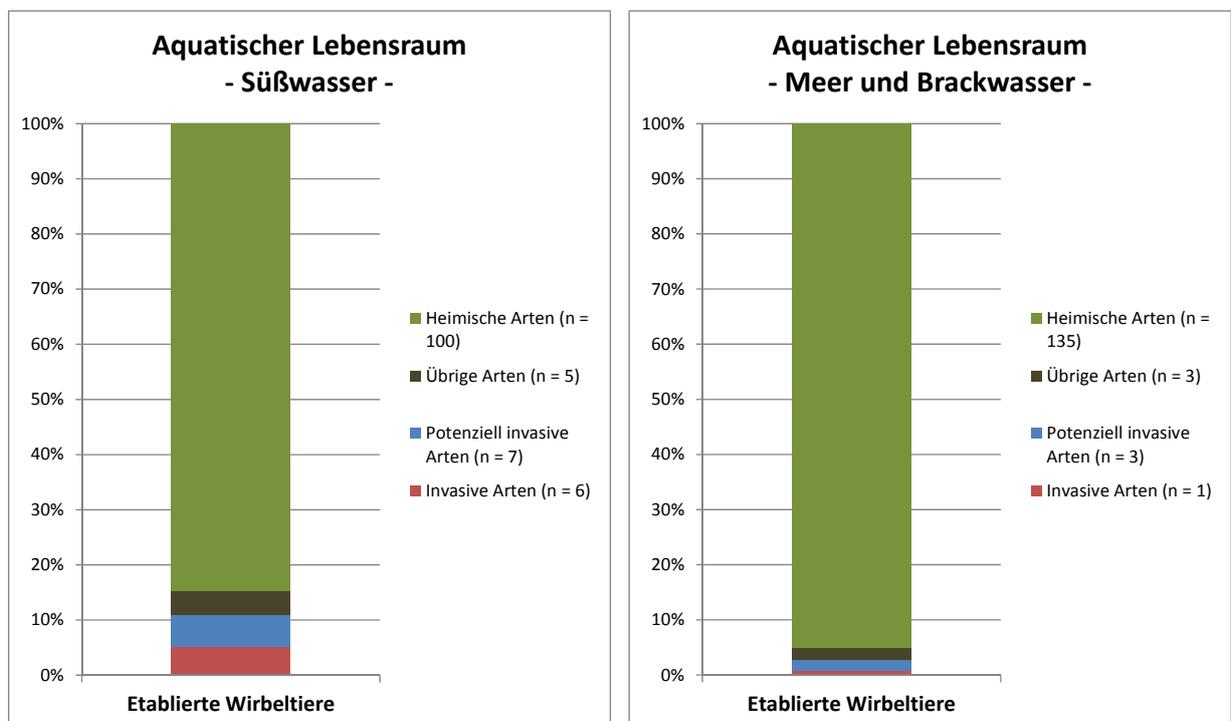


Abb. 12: Vorkommen von etablierten gebietsfremden und heimischen Wirbeltierarten in den aquatischen Lebensräumen Meer und Brackwasser sowie Süßwasser in Deutschland, differenziert nach „Invasive Arten“, „Potenziell invasive Arten“, „Übrige (gebietsfremde) Arten“ und „Heimische Arten (inkl. Archäozoa)“.

3.9 Aktuelle Verbreitung

55% der invasiven Wirbeltierarten haben sich in Deutschland großräumig ausgebreitet (Abb. 13). Sie weisen zahlreiche Vorkommen auf, so dass ein Management dieser Arten in der Regel nur lokal oder regional sinnvoll ist und darauf abzielen sollte, den negativen Einfluss dieser invasiven Arten z.B. auf besonders schützenswerte Arten, Lebensräume oder Gebiete zu minimieren (siehe auch § 40 Abs. 3 Satz 2 BNatSchG).

Besonderes Augenmerk sollten die zuständigen Behörden aber auf die invasiven Arten richten, die bisher nur kleinräumig vorkommen und für die Sofortmaßnahmen vorhanden sind. Insgesamt konnten bisher neun invasive Wirbeltierarten identifiziert werden, die auf die entsprechende Aktionsliste eingestuft worden sind (Abb. 2 in Kap. 2, siehe auch Teil II und Teil III in diesem Band). Es handelt sich dabei um drei Fisch- bzw. drei Amphibienarten (*Acipenser baerii*, *Perccottus glenii*, *Pimephales promelas*; *Lithobates catesbeianus*, *Pelophylax bedriagae*, *Triturus carnifex*) und um drei Vogelarten (*Alectoris chukar*, *Oxyura jamaicensis*, *Threskiornis aethiopicus*), deren Beseitigung unverzüglich in Angriff genommen werden sollte (siehe auch § 40 Abs. 3 Satz 1 BNatSchG). Bei diesen Arten besteht die berechnete Chance, die vorhandenen Bestände vollständig zu beseitigen. Am Beispiel des Nordamerikanischen Ochsenfrosches (*Lithobates catesbeianus*) ist das auch bereits nahezu erfolgreich umgesetzt worden (Geiger & Kordges 2011).

Im Vergleich zu den invasiven Wirbeltierarten zeigen die potenziell invasiven Arten bislang eine etwas geringere Tendenz zur großräumigen Verbreitung (Abb. 13). Für alle übrigen gebietsfremden Wirbeltierarten liegt eine Analyse der aktuellen Verbreitung bislang nicht vor. Es ist aber davon auszugehen, dass bei diesen Arten deutlich weniger als 50% eine großräumige Verbreitung zeigen, da bei allen übrigen Arten der Anteil an unbeständigen Vorkommen stark überwiegt (siehe Kap. 3.7).

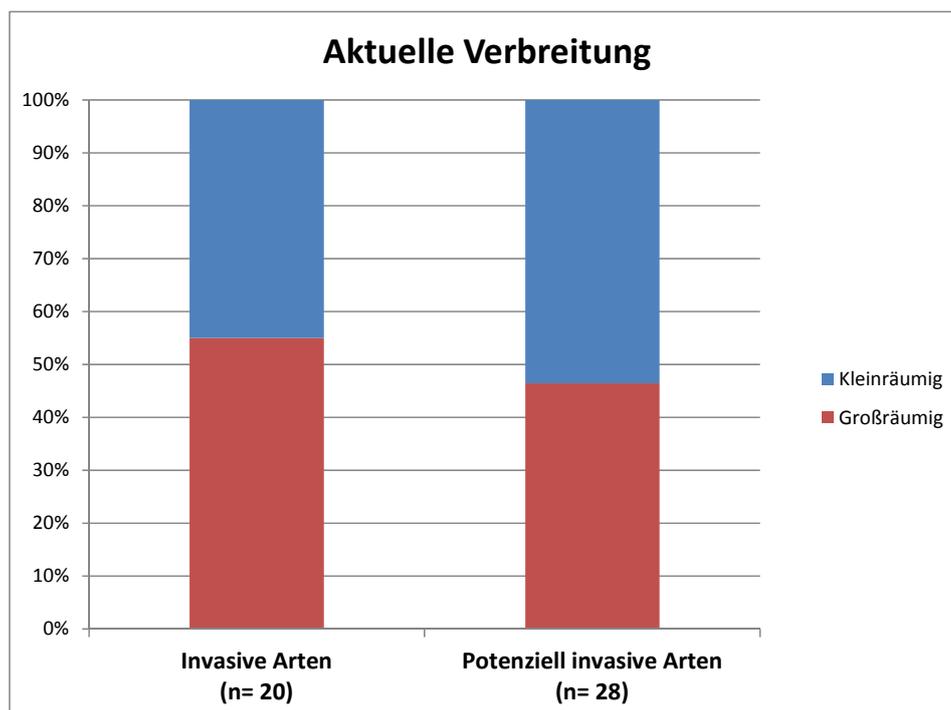


Abb. 13: Aktuelle Verbreitung wild lebender gebietsfremder Wirbeltierarten in Deutschland, differenziert nach „Invasive Arten“ und „Potenziell invasive Arten“.

3.10 Aktueller Ausbreitungsverlauf

40% der invasiven Wirbeltiere zeigen in jüngerer Vergangenheit (in den letzten 25 Jahren) eine expansive Ausbreitung in Deutschland und/oder in unmittelbar angrenzenden Gebieten (Abb. 14). Nur bei zwei invasiven Wirbeltierarten (10%) ist der aktuelle Ausbreitungsverlauf zurückgehend. Es handelt sich dabei um die Schwarzkopf-Ruderente (*Oxyura jamaicensis*) sowie um den Graskarpfen (*Ctenopharyngodon idella*).

Im Gegensatz zur Schwarzkopf-Ruderente, bei der der Rückgang auf intensive Beseitigungsmaßnahmen an allen bekannten Hauptvorkommensgebieten in Europa, insbesondere in Großbritannien, zurückzuführen ist (Henderson 2010), beruht der Rückgang des Graskarpfens auf Überalterung durch die Reduzierung des Besatzes und das Fehlen regelmäßiger natürlicher Vermehrung (Wolter et al. 2003, Wiesner et al. 2010). Ob der Rückgang beim Graskarpfen auch zukünftig anhält, ist offen. So konnten durch das Hochwasser 2002 aus tschechischen Beständen abgeschwommene Fische mit hohen Stückmassen im deutschen Bereich der Elbe gefangen werden (siehe Teil III in diesem Band). Da der Graskarpfen über 20 Jahre alt werden kann und durch Klimawandel gefördert wird, könnte sich diese invasive Art in Deutschland trotz fehlenden Besatzes zukünftig etablieren und aktiv ausbreiten (siehe auch Kap. 3.11).

Einen Sonderfall stellt der invasive Amerikanische Ochsenfrosch (*Lithobates catesbeianus*) dar. In unmittelbar angrenzenden Gebieten hat sein Bestand in den letzten 10 Jahren stark zugenommen, in Deutschland ist sein Bestand momentan auf Grund von wiederholten Entnahmen jedoch stabil (siehe Teil III in diesem Band).

Rund 46% der potenziell invasiven Arten breiten sich in jüngerer Vergangenheit stark aus (Abb. 14). Für diese Arten ist bislang keine Gefährdung der Biologischen Vielfalt belegt, jedoch könnte es in näherer Zukunft in Einzelfällen auf Grund der starken Ausbreitung zu entsprechenden naturschutzrelevanten Auswirkungen kommen. Viele dieser Arten werden zudem voraussichtlich durch Klimawandel zusätzlich gefördert (siehe Kap. 3.12). Für die potenziell invasiven Arten ist daher ein Monitoring ihrer Bestandsentwicklung und der von ihnen ausgehenden Gefährdungen notwendig (siehe auch § 40 Abs. 2 BNatSchG), um frühzeitig fachliche Grundlagen für die ggfs. notwendige Umsetzung von Maßnahmen bei einzelnen Arten zu haben.

Jeweils rund ein Drittel der invasiven und potenziell invasiven Arten zeigen in den letzten 25 Jahren keine oder nur eine geringe Ausbreitung in Deutschland und/oder in unmittelbar angrenzenden Gebieten (Abb. 14). Nur für etwa 10% der Arten liegen auf Grund fehlender Daten keine Informationen zum aktuellen Ausbreitungsverlauf vor (Abb. 14).

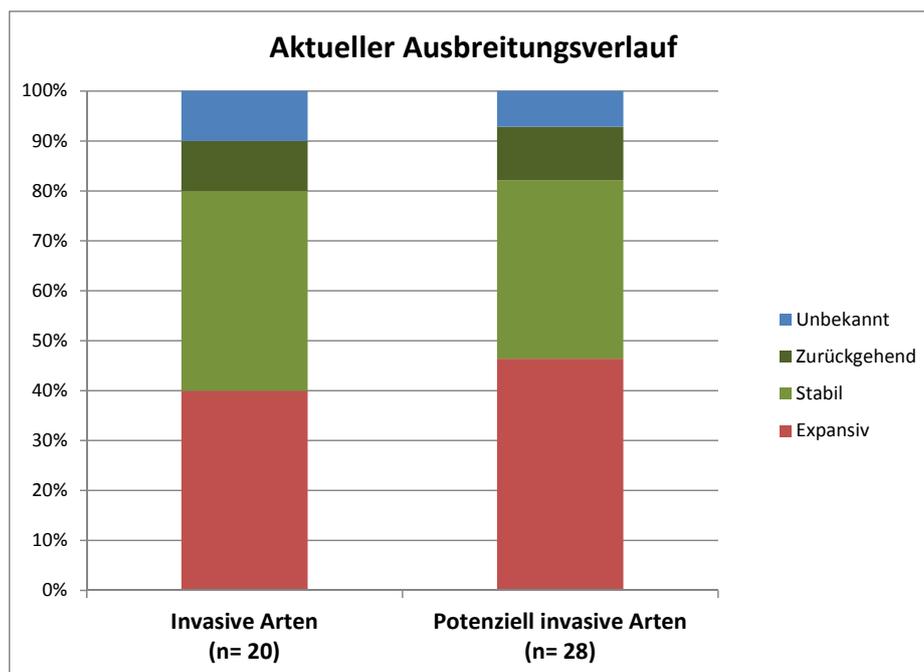


Abb. 14: Aktueller Ausbreitungsverlauf wild lebender gebietsfremder Wirbeltierarten in Deutschland, differenziert nach „Invasive Arten“ und „Potenziell invasive Arten“.

3.11 Gefährdung der Biodiversität

In der „Methodik der naturschutzfachlichen Invasivitätsbewertung für gebietsfremde Arten“ werden beim Hauptkriterium „Gefährdung der Biodiversität“ fünf Kriterien (Hauptwirkfaktoren) unterschieden: Interspezifische Konkurrenz, Prädation und Herbivorie, Hybridisierung, Krankheits- und Organismenübertragung sowie negative ökosystemare Auswirkungen (vgl. Nehring et al. 2015).

Die Analyse der invasiven Wirbeltiere in Deutschland zeigt, dass die meisten invasiven Arten die biologische Vielfalt durch interspezifische Konkurrenz und durch Prädation gefährden (Abb. 15). Eine anscheinend etwas geringere Rolle spielt die Hybridisierung zwischen gebietsfremden und heimischen Wirbeltierarten mit der Ausbildung fertiler Hybriden (Abb. 15). Diese Gefährdungsursache wurde bisher in der Wissenschaft eher selten betrachtet, so dass durch Hybridisierung möglicherweise die biologische Vielfalt noch stärker gefährdet wird, als bisher bekannt ist. Eine Ausweisung entsprechender weiterer invasiver Arten ist momentan nicht auszuschließen.

Durch Krankheits- und Organismenübertragung bzw. negative ökosystemare Auswirkungen werden heimische Arten bisher durch zwei invasive Wirbeltierarten bzw. eine invasive Wirbeltierart gefährdet (Abb. 15). So überträgt der Amerikanische Ochsenfrosch (*Lithobates catesbeianus*) den für heimische Amphibien mitunter tödlichen Chytridpilz, ist aber selbst resistent gegen die Infektion. Mit der Fettköpfigen Elritze (*Pimephelas promelas*) wurde die durch Bakterien (*Yersinia ruckeri*) hervorgerufene Rotmaul-Krankheit nach Europa eingeschleppt, die negative Auswirkungen auf insbesondere Forellen zeigt und häufig zum frühzeitigen Tod führt (siehe Teil III in diesem Band). Obwohl der Graskarpfen (*Ctenopharyngodon idella*) bisher in deutschen Gewässern aus klimatischen Gründen keine reproduzierende Population aufbauen konnte, führte sein wiederholter Besatz in pflanzenreichen Augewässern, Seen und Teichen zu starken Veränderungen in der Vegetation, wodurch es zusätzlich zu negativen ökosystemaren Auswirkungen kam (siehe Teil III in diesem Band). Da der Graskarpfen in freier Natur über 20 Jahre alt werden kann, ist auch bei einem vollständigen Besatzverbot nicht auszuschließen, dass sich diese wärmeliebende und aktuell großräumig vorkommende invasive Art bedingt durch den Klimawandel zukünftig in deutschen Gewässern etablieren kann.



Obwohl sich der als invasiv bewertete Graskarpfen (*Ctenopharyngodon idella*) bisher in Deutschland nicht fortpflanzt, ist er auf Grund vieler Besatzmaßnahmen großräumig verbreitet. Er wird daher auf der Managementliste geführt. (© S. Nehring)

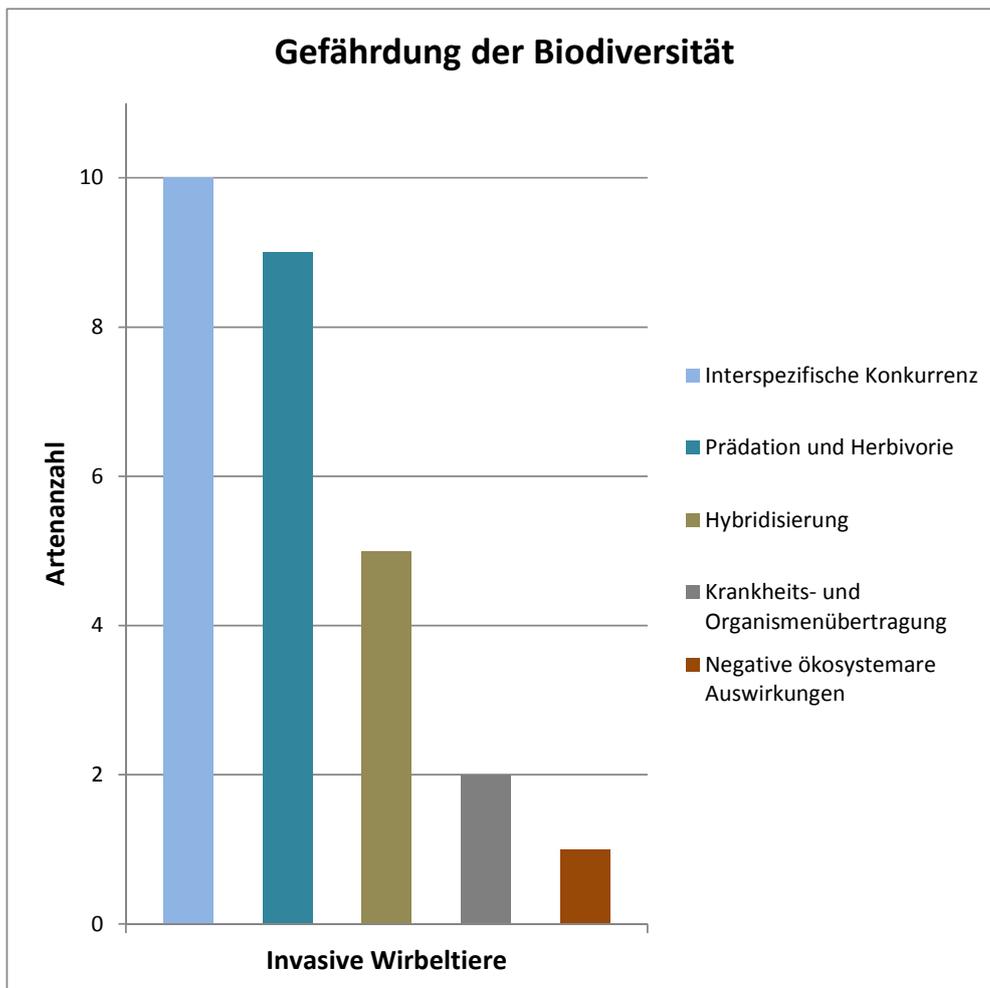


Abb. 15: Gefährdung der Biodiversität durch wild lebende invasive Wirbeltierarten (n = 20) in Deutschland, differenziert nach den in der Methodik aufgeführten fünf Kriterien (vgl. Nehring et al. 2015); gezeigt wird die jeweilige Anzahl von Arten, für die bei den jeweiligen Kriterien eine Gefährdung belegt ist.

3.12 Förderung durch Klimawandel

Jeweils mehr als die Hälfte der invasiven und potenziell invasiven Wirbeltiere in Deutschland (55% bzw. 57%) wird durch Klimawandel gefördert (Abb. 16). Angesichts der prognostizierten Klimaerwärmung ist daher zukünftig mit einer weiteren Verstärkung der Ausbreitungsdynamik dieser Arten zu rechnen. Insgesamt dürfte der Klimawandel dazu führen, dass die aktuell enge Bindung vieler wärmeliebender Neozoen an menschliche Ballungsräume (vor allem aus der Gruppe der Reptilia) bzw. anthropogen erwärmte Teilstrecken von Fließgewässern (z.B. durch Einleitung von Kühlwasser aus Kraftwerken) schwächer wird und auch weite Bereiche der ländlichen Regionen Deutschlands inklusive seiner Gewässer verstärkt mit gebietsfremden Arten konfrontiert werden. Insbesondere wird es hierbei durch die verstärkte Ausbreitung von invasiven Wirbeltieren aus den derzeitigen Invasions-Hotspots zu einer noch stärkeren Bedrohung von Arten und Lebensräumen sowie naturschutzfachlich wertvollen Gebieten kommen (siehe Teil III in diesem Band).

Bei 15% bzw. 11% der invasiven bzw. potenziell invasiven Wirbeltiere werden die Bestandsdichte oder die Ausbreitung voraussichtlich durch Klimawandel nicht gefördert, bzw. sogar eingeschränkt (Abb. 16). Das gilt vor allem für nordamerikanische Fischarten, die als Kaltwasser-Fischarten gelten (u.a. Regenbogenforelle *Oncorhynchus mykiss*, Amerikanischer Seesaibling *Salvelinus namaycush*) und für die sogar teilweise rückläufige Habitatsbedingungen in Deutschland postuliert werden (siehe Teil III in diesem Band, Rabitsch et al. 2013b).

Auf Grund ungenügender oder widersprüchlicher Daten ist momentan bei jeweils rund einem Drittel der invasiven und potenziell invasiven Arten eine fundierte Einschätzung der Förderung durch Klimawandel nicht möglich (Abb. 16).

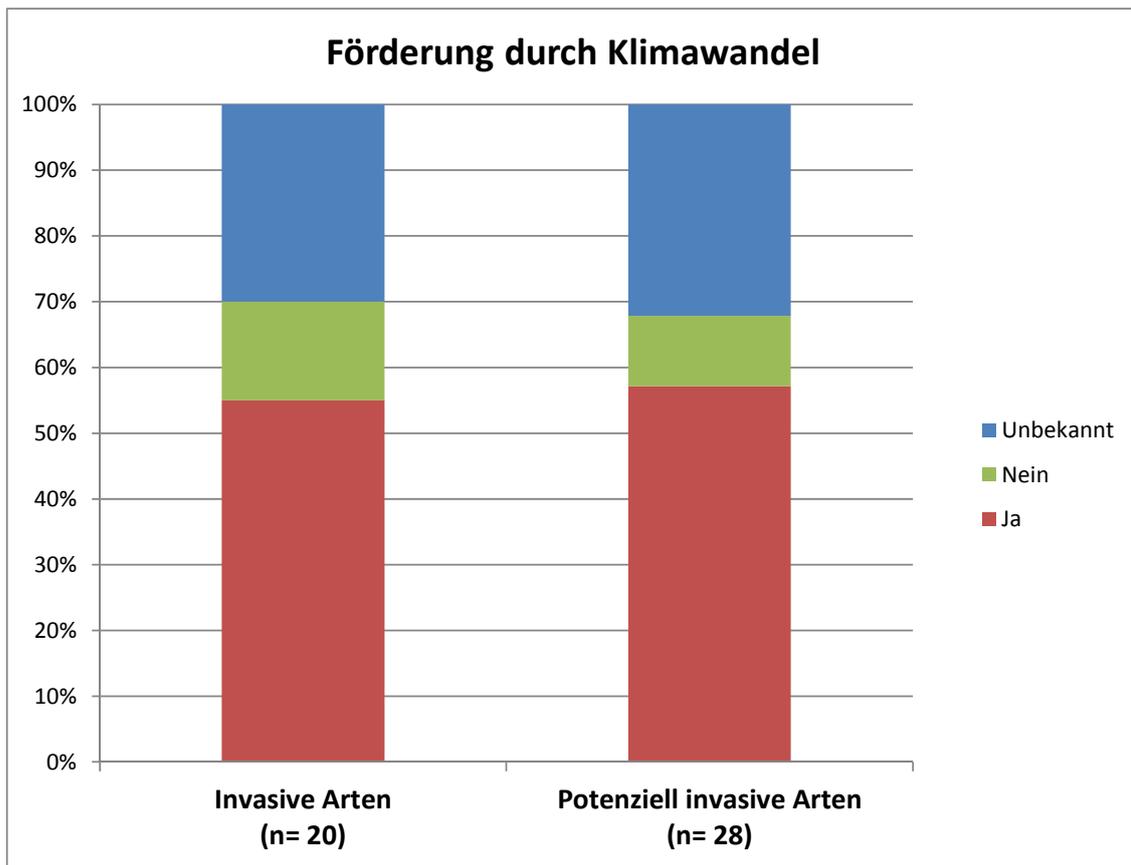


Abb. 16: Förderung wild lebender gebietsfremder Wirbeltierarten durch Klimawandel in Deutschland, differenziert nach „Invasive Arten“ und „Potenziell invasive Arten“.

Info-Kasten

Neobiota.de

Gebietsfremde und invasive Arten in Deutschland

Grundlagen

Invasivitätsbewertung

Handbuch

Frühwarnungen

Projekte

Neobiota.de (www.neobiota.de) ist ein neues Internetangebot des Bundesamtes für Naturschutz in Zusammenarbeit mit Experten aus dem In- und Ausland sowie der Arbeitsgemeinschaft NEOBIOTA und richtet sich an Personen aus der ehrenamtlichen und behördlichen Naturschutzpraxis, an Wissenschaftlerinnen und Wissenschaftler und an die interessierte Öffentlichkeit.

Grundlagen Dieser Teil gibt einen Überblick über die politischen und rechtlichen Rahmenbedingungen zu gebietsfremden Arten, über ökologische Grundlagen, Effekte durch Klimawandel, über Auswirkungen invasiver Arten auf Natur, Wirtschaft und Gesundheit sowie zum Thema Neobiota im Naturschutz.

Invasivitätsbewertung In diesem Bereich sind alle aktuell verfügbaren naturschutzfachlichen Invasivitätsbewertungen gebietsfremder Arten für Deutschland als Steckbriefe verfügbar.

Handbuch Das Arten-Handbuch enthält umfassende Portraits und Hinweise auf mögliche Managementmaßnahmen für über 50 gebietsfremde, zumeist invasive Pflanzen- und Tierarten.

Frühwarnungen In diesem Bereich werden Informationen über in Deutschland neu auftretende invasive Arten sowie über invasive Arten gegeben, mit deren Vorkommen in Deutschland mittelfristig gerechnet werden muss.

Projekte Dieser Teil gibt einen Überblick über laufende und abgeschlossene F+E-Vorhaben des Bundesamtes für Naturschutz zum Themenbereich gebietsfremde Arten.

Eine **Linksammlung** und Download-Möglichkeit für online verfügbare **Publikationen** zum Themenbereich Neobiota runden das Angebot ab.

4 ZUSAMMENFASSUNG UND SCHLUSSFOLGERUNGEN

Ausgehend von internationalen Vereinbarungen ist für den Naturschutz die Bewahrung der Biodiversität eines der Hauptanliegen. So verpflichtet das Übereinkommen über die biologische Vielfalt die internationale Staatengemeinschaft, Vorsorge gegen gebietsfremde Arten zu treffen und diese gegebenenfalls zu bekämpfen (CBD 1992, 2002). Das Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) greift die Vorgaben aus dem Übereinkommen auf und schreibt sie verbindlich fest. Für einen wirksamen Vollzug im Naturschutz bedarf es jedoch klarer Grundlagen und Kriterien, an Hand derer diejenigen gebietsfremden Arten identifiziert werden können, die eine Gefahr für die Biodiversität darstellen. Die dieser Auswertung zugrunde liegende Einstufung gebietsfremder Arten in Invasivitätskategorien stellt für den deutschen Raum die erste umfangreiche konsequent kriterienbasierte Bewertung der Invasivität von gebietsfremden Wirbeltieren aus allen taxonomischen Gruppen dar (siehe Teil III in diesem Band). Bislang lag für Deutschland nur eine entsprechende Bearbeitung für die Gruppe der gebietsfremden Fische vor (Nehring et al. 2010), die im Rahmen der vorliegenden Studie überprüft und aktualisiert wurde.

Die Situation gebietsfremder Wirbeltierarten in Deutschland stellt sich anhand der durchgeführten Auswertungen der im Rahmen verschiedener F+E Vorhaben des Bundesamtes für Naturschutz erarbeiteten Ergebnisse und Erkenntnisse wie folgt dar:

1. Die Wirbeltierfauna in Deutschland umfasst aktuell insgesamt 580 dauerhaft vorkommende Arten, darunter acht alteingebürgerte Arten (Archäozoen) und 46 etablierte Neozoen, d.h. gebietsfremde, nach 1492 absichtlich oder unabsichtlich freigesetzte Arten. Weiterhin sind aktuell 100 gebietsfremde Wirbeltierarten in der deutschen Fauna bekannt, die bisher vor allem aus klimatischen Gründen nur unbeständig auftreten. Zusätzlich sind bisher knapp über 300 gebietsfremde Wirbeltierarten im Freiland nachgewiesen worden, deren aktueller Status jedoch unbekannt ist (95 Arten), deren Bestände zwischenzeitlich erloschen sind (48 Arten) oder beseitigt wurden (2 Arten) bzw. die nur sehr kurz und oftmals nur mit einem Individuum aufgetreten sind (158 Arten).
2. Die Verteilung der aktuell und ehemals wild lebenden gebietsfremden Wirbeltiere auf die verschiedenen taxonomischen Gruppen in Deutschland entspricht annähernd dem Muster gebietsfremder Wirbeltierarten in Europa (DAISIE 2014) und hat im Vergleich nur eine vertauschte Reihenfolge bei den Plätzen 1 und 2. Die deutsche Reihenfolge lautet: Aves, Pisces, Mammalia, Reptilia, Amphibia.
3. Die meisten über längere Zeit in der freien Natur auftretenden gebietsfremden Wirbeltiere stammen aus Nordamerika und dem temperaten Asien (u.a. China, Kaukasus, Zentralasien), wo die klimatischen Verhältnisse vielerorts denen in Deutschland ähnlich sind. Gebietsfremde Wirbeltiere aus deutlich wärmeren Regionen (Afrika, tropisches Asien, Australasien, Südamerika) tauchen in der freien Natur in Deutschland zwar auf, überleben jedoch in der Regel die Winter nicht.
4. Mit 28 Arten haben sich die meisten gebietsfremden Wirbeltierarten im terrestrischen Lebensraum etabliert. Ihr Anteil am Artenbestand der Wirbeltiere beträgt knapp 8%. In den Gewässern haben sich bislang 18 Arten etablieren können. Trotz dieser geringeren Anzahl beträgt ihr Anteil am Artenbestand der gesamten aquatischen Wirbeltierfauna (im Meer, Brackwasser und Süßwasser) auf Grund der deutlich geringeren Anzahl heimischer Arten ebenfalls 8%. Eine Differenzierung der aquatischen Lebensräume zeigt, dass mit 15% der Anteil gebietsfremder Wirbeltierarten im Süßwasser deutlich erhöht ist. Im Bereich Meer und Brackwasser beträgt ihr Anteil an der Wirbeltierfauna hingegen nur 5%.
5. Seit Mitte des 19. Jahrhunderts ist ein rasanter Anstieg der Erstnachweise von gebietsfremden Wirbeltierarten in der freien Natur in Deutschland festzustellen. Der Anstieg hält bis heute unvermindert an.
6. Die meisten in Deutschland wild lebenden gebietsfremden Wirbeltierarten stellen kein Naturschutzproblem dar, so dass in der Regel keine direkten Maßnahmen bei einem Auftauchen erforderlich sind.
7. Einzelne Arten haben jedoch außerhalb ihres natürlichen Verbreitungsgebiets ein erhebliches Gefährdungspotenzial für die biologische Vielfalt und werden daher als „invasiv“ bezeichnet (siehe auch § 7 Abs. 2 Nr. 9 BNatSchG). Invasive Arten können z.B. mit heimischen Arten in Konkurrenz um Lebensraum und Ressourcen treten und sie verdrängen, Krankheiten übertragen oder durch Kreuzung

mit heimischen Arten den Genpool verändern. Wenn auf Grund eines nicht ausreichenden Wissensstandes das Gefährdungspotenzial gebietsfremder Arten nicht endgültig beurteilt werden kann, werden diese Arten als „potenziell invasiv“ bezeichnet.

8. Das Bundesamt für Naturschutz hat im Rahmen naturschutzfachlicher Invasivitätsbewertungen für gebietsfremde Wirbeltiere festgestellt, dass in Deutschland aktuell 20 invasive Arten wild lebend vorkommen. Zusätzlich wurden 28 Arten als potenziell invasiv bewertet. Es kann momentan nicht ausgeschlossen werden, dass unter den bisher nicht bewerteten gebietsfremden Wirbeltieren auch solche Arten vorkommen, die bei einer intensiven Bearbeitung als invasiv oder potenziell invasiv einzuordnen wären. Es dürfte sich dabei momentan aber - wenn überhaupt - nur um wenige Einzelfälle handeln.
9. Für die invasiven Wirbeltierarten in Deutschland gilt, dass sie fast ausschließlich absichtlich als Heim-, Zoo- oder Nutztier eingeführt worden sind. Wichtigster Einfuhrvektor ist der Heim-/Zootierhandel (Zierhandel), gefolgt von Tierzucht, Fischerei, Aquakultur und Jagd. Schifffahrtskanäle, die die europäischen Hauptwasserscheiden überbrücken, sind der wichtigste unabsichtliche Einbringungspfad für gebietsfremde Wirbeltierarten nach Deutschland.
10. Invasive Wirbeltierarten treten nach der Ersteinführung im Durchschnitt dreimal so schnell in der freien Natur auf wie gebietsfremde Arten, für die bisher keine Hinweise auf invasives Verhalten vorliegen.
11. Etwas mehr als die Hälfte der invasiven Wirbeltierarten haben sich in Deutschland bisher großräumig ausgebreitet. Neun invasive Arten weisen nur ein oder wenige, zum Teil deutlich voneinander entfernte Vorkommen auf, so dass ihre aktuelle Verbreitung noch als kleinräumig gilt. Bei diesen prioritären Tierarten, die erst am Anfang ihrer Ausbreitung stehen, besteht die berechnete Chance, mit relativ geringem Ressourcenaufwand die Gefährdung der biologischen Vielfalt durch eine vollständige Beseitigung frühzeitig abzuwehren.
12. Die meisten invasiven Wirbeltiere gefährden die biologische Vielfalt in Deutschland durch interspezifische Konkurrenz und durch Prädation. Eine anscheinend etwas geringere Rolle spielt bisher die Hybridisierung zwischen gebietsfremden und heimischen Wirbeltierarten mit der Ausbildung fertiler Hybriden. Diese Gefährdungsursache wurde bisher aber in der Wissenschaft eher selten betrachtet, so dass durch Hybridisierung möglicherweise die biologische Vielfalt noch stärker gefährdet wird, als bisher bekannt ist. Eine Ausweisung entsprechender weiterer invasiver Arten ist momentan nicht auszuschließen.
13. Rund 40% der invasiven und potenziell invasiven Wirbeltiere zeigen in jüngerer Vergangenheit eine starke Ausbreitung in Deutschland und/oder in unmittelbar angrenzenden Gebieten. Rund die Hälfte der anderen Arten zeigt momentan ein stabiles oder teilweise sogar ein zurückgehendes Vorkommen, wobei der Klimawandel bei den meisten dieser Arten zukünftig jedoch die Ausbreitungsdynamik verstärken bzw. sogar umdrehen wird. Nur für etwa 10% der Arten liegen auf Grund fehlender Daten keine Informationen zum aktuellen Ausbreitungsverlauf vor.

Zusammenfassend lässt sich feststellen:

Das Problem der Gefährdung der biologischen Vielfalt durch invasive Arten ist in Deutschland erkannt, aber bisher nicht gelöst worden. Bis heute konnte die Freisetzung und Einschleppung gebietsfremder und insbesondere invasiver Arten nicht gestoppt werden. Der intensive Fernhandel, der Import neuer oder bislang nur selten in Deutschland kultivierter bzw. gehaltener Arten, die anthropogene Schaffung neuer oder veränderter Biotoptypen und die Überbrückung von Hauptwasserscheiden durch Schifffahrtskanäle werden die Etablierung und Ausbreitung zusätzlicher Wirbeltierarten noch begünstigen. Vor allem die zunehmende Habitatfragmentierung und die prognostizierte Klimaveränderung stellen weitere die Ausbreitung von gebietsfremden Wirbeltieren fördernde Faktoren dar. Maßnahmen gegen gebietsfremde Arten dürfen aber nicht das Ergebnis eines Pauschalurteils sein. Entscheidungen über Vorsorge-, Beseitigungs- oder Kontrollmaßnahmen sind immer auf der Basis sorgfältiger Bewertungen bzw. Abwägungen des Einzelfalls zu treffen. Die durch das Bundesamt für Naturschutz vorgelegten naturschutzfachlichen Invasivitätsbewertungen gebietsfremder Wirbeltiere stellen einen wichtigen Schritt zum zukünftigen Umgang mit dieser naturschutzfachlichen wichtigen Gruppe dar. Präventiven Maßnahmen sowie frühzeitigem Erken-

nen neuer Gefahren durch gebietsfremde Arten, verbunden mit der Umsetzung von Sofortmaßnahmen, kommt ein hoher Stellenwert zur Sicherung der biologischen Vielfalt in Deutschland zu (siehe Teil II in diesem Band).

5 LITERATUR

- Anonym (2014): Alarm wegen exotischer Tiere. http://www.charlie-tiermagazin.de/wisl_s-cms/_redaktionell/13/Reptilien/411/Alarm_wegen_exotischer_Tiere.html
- Bauer, H.-G. & Woog, F. (2008): Nichtheimische Vogelarten (Neozoen) in Deutschland, Teil I: Auftreten, Bestände und Status. Vogelwarte 46: 157-194.
- BfN, Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.) (2005): Gebietsfremde Arten - Positionspapier des Bundesamtes für Naturschutz. BfN-Skripten 128: 30 S.
- BNatSchG, Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege (Bundesnaturschutzgesetz) vom 29. Juli 2009 (BGBl. I S. 2542), das zuletzt durch Artikel 4 Absatz 100 des Gesetzes vom 7. August 2013 (BGBl. I S. 3154) geändert worden ist.
- CBD (1992): The Convention on Biological Diversity. UN Conference on Environment and Development, Rio de Janeiro. <http://www.biodiv.org>
- CBD (2002): Alien species that threaten ecosystems, habitats or species. COP VI/23. <http://www.cbd.int/decisions/>
- Crooks, J.A. & Soulé, M.E. (1999): Lag times in population explosions of invasive species: causes and implications. In: Sandlund, O.T., Schei, P.J. & Viken, A. (Eds.), Invasive species and biodiversity management. Kluwer, Dordrecht: 103-126.
- DAISIE (2014): Delivering alien invasive species inventories for Europe. DAISIE, <http://www.europe-aliens.org>
- Deutscher Bundestag (2013): Antrag der Fraktionen SPD und BÜNDNIS 90/DIE GRÜNEN: Wildtierhandel und -haltung in Deutschland einschränken und so den Tier- und Artenschutz stärken. Deutscher Bundestag, Drucksache 17/13712: 4 S.
- Elton, C.S. (1958): The ecology of invasions by animals and plants. Methuen, London: 181 S.
- EU Kommission (2011): Lebensversicherung und Naturkapital: Eine Biodiversitätsstrategie der EU für das Jahr 2020. Europäische Kommission, KOM(2011) 244 endgültig: 19 S.
- Geiger, A. & Kordges, T. (2011): Amerikanischer Ochsenfrosch - *Lithobates catesbeianus*. In: Hachtel, M., Schlüßmann, M., Weddelling, K., Thiesmeier, B., Geiger, A. & Willigalla, C. (Red.), Handbuch der Amphibien und Reptilien Nordrhein-Westfalens. Laurentis, Bielefeld: 1159-1165.
- Haupt, H., Ludwig, G., Gruttke, H., Binot-Hafke, M., Otto, C. & Pauly, A. (Red.) (2009): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 1: Wirbeltiere. Naturschutz und Biologische Vielfalt 70(1): 386 S.
- Henderson, I. (2010): The eradication of ruddy ducks in the United Kingdom. Aliens 29: 17-24.
- Hubo, C., Jumpertz, E., Nockemann, L., Steinmann, A. & Bräuer, I. (2007): Grundlagen für die Entwicklung einer nationalen Strategie gegen invasive Arten. BfN-Skripten 213: 370 S.
- Hüppop, O., Bauer, H.-G., Haupt, H., Ryslavý, T., Südbek, P. & Wahl, J. (2013): Rote Liste wandernder Vogelarten Deutschlands, 1. Fassung, 31. Dezember 2012. Ber. Vogelschutz 49/50: 23-83.
- Kowarik, I. (1995): Time-lags in biological invasions with regard to the success and failure of alien species. In: Pyšek, P., Prach, K., Rejmánek, M. & Wade, M. (Eds.), Plant invasions. General aspects and special problems. SPB Academic Publ., Amsterdam: 15-38.
- Lambdon, P.W., Pyšek, P., Basnou, C., Hejda, M., Arianoutsou, M., Essl, F., Jarošík, V., Pergl, J., Winter, M., Anastasiu, P., Andriopoulos, P., Bazos, I., Brundu, G., Celesti-Grapow, L., Chassot, P., Delipetrou, P., Josefsson, M., Kark, S., Klotz, S., Kokkoris, Y., Kühn, I., Marchante, H., Perglova, I., Pino, J., Vila, M., Zikos, A., Roy, D. & Hulme, P.E. (2008): Alien flora of Europe: species diversity, temporal trends, geographical patterns and research needs. Preslia 80: 101-149.
- Nehring, S. (2011): Warum ein differenzierter Umgang mit gebietsfremden Vogelarten sinnvoll ist und welches naturschutzfachliche Instrument dabei in Deutschland Anwendung finden sollte. Berichte zum Vogelschutz 47/48: 119-134.
- Nehring, S. & Steinhof, J. (2015): First records of the invasive Amur sleeper, *Perccottus glenii* Dybowski, 1877 in German freshwaters: a need for realization of effective management measures to stop the invasion. BioInvasions Records 4 (im Druck).
- Nehring, S., Essl, F., Klingenstein, F., Nowack, C., Rabitsch, W., Stöhr, O. & Wiesner, C. (2010): Schwarze Liste invasiver Arten: Kriteriensystem und Schwarze Listen invasiver Fische für Deutschland und für Österreich. BfN-Skripten 285: 185 S.

- 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., Essl, F. & Rabitsch, W. (2015): Methodik der naturschutzfachlichen Invasivitätsbewertung für gebietsfremde Arten, Version 1.3. BfN-Skripten 401: 48 S.
- Niethammer, G. (1963): Die Einbürgerung von Säugetieren und Vögeln in Europa. Parey, Berlin: 319 S.
- Ohst, T. (2008): Genetische Einflüsse allochthoner Wasserfrösche auf endemische Wasserfroschpopulationen (*R. kl. esculenta* Komplex). Dissertation, Humboldt-Universität zu Berlin: 126 S
- Pyšek, P. & Jarosík, V. (2005): Residence time determines the distribution of alien plants. In: Inderjit, S. (Ed.), Invasive plants: ecological and agricultural aspects. Birkhäuser, Basel: 77-96.
- Rabitsch, W., Gollasch, S., Isermann, M., Starfinger, U. & Nehring, S. (2013a): Erstellung einer Warnliste in Deutschland noch nicht vorkommender invasiver Tiere und Pflanzen. BfN-Skripten 331: 154 S.
- Rabitsch, W., Milasowszky, N., Nehring, S., Wiesner, C., Wolter, C. & Essl, F. (2013b): The times are a changing: temporal shifts in patterns of fish invasions in Central European freshwaters. *Journal of Fish Biology* 82: 17-33.
- Schroeder, F.-G. (1974): Zu den Statusangaben bei der floristischen Kartierung Mitteleuropas. *Gött. Flor. Rundbr.* 8: 71-79.
- Thuiller, W., Richardson, D.M., Pyšek, P., Midgley, G.F., Hughes, G.O. & Rouget, M. (2005): Niche-based modelling as a tool for predicting the risk of alien plant invasions at a global scale. *Global Change Biol.* 11: 2234-2250.
- van Wilgen, N.J., Roura-Pascual, N. & Richardson, D.M. (2009): A quantitative climate-match score for risk-assessment screening of reptile and amphibian introductions. *Environ. Manage.* 44: 590-607.
- Verordnung (EU) Nr. 1143/2014 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 22. Oktober 2014 über die Prävention und das Management der Einbringung und Ausbreitung invasiver gebietsfremder Arten. *Amtsblatt der Europäischen Union L 317*: 35-55.
- Wiesner, C., Wolter, C., Rabitsch, W. & Nehring, S. (2010): Gebietsfremde Fische in Deutschland und Österreich und mögliche Auswirkungen des Klimawandels. BfN-Skripten 279: 192 S.
- Wolter, C., Arlinghaus, R., Grosch, U.A. & Vilcinskas, A. (2003): Fische & Fischerei in Berlin. *Z. Fischk., Suppl. Bd. 2*: 1-156.
- Zootierliste (2014): Informationen zu Tierbeständen öffentlicher Tierhaltungen. <http://www.zootierliste.de>
- ZZF (2014): Der deutsche Heimtiermarkt 2013: Struktur und Umsatzdaten. Zentralverband Zoologischer Fachbetriebe Deutschlands, Wiesbaden: 4 S.



Die nordamerikanische Schnappschildkröte (*Chelydra serpentina*): Für negative Auswirkungen auf heimische Arten liegt eine begründete Annahme vor, so dass diese potenziell invasive Art auf der Handlungsliste geführt wird. (© S. Nehring)

Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertungen für in Deutschland wild lebende gebietsfremde Wirbeltiere

II. Handlungsrahmen und Handlungsempfehlungen

Stefan Nehring

Bundesamt für Naturschutz, Bonn

1 HANDLUNGSRAHMEN

Die Bewahrung der biologischen Vielfalt ist zentrales Ziel internationaler und europäischer Umweltvereinbarungen. Zum Erreichen dieses Zieles sind vielfältige Maßnahmen mit unterschiedlichen Zielsetzungen notwendig. Hierzu gehört auch, der zunehmenden Gefährdung der indigenen Floren und Faunen durch invasive gebietsfremde Arten zu begegnen. So verpflichtet das Übereinkommen über die biologische Vielfalt (CBD) die internationale Staatengemeinschaft, Vorsorge gegen gebietsfremde Arten zu treffen und diese gegebenenfalls zu bekämpfen (CBD 1992, 2002). Die Nationale Strategie zur Biologischen Vielfalt (BMU 2007) zielt auf die Umsetzung des Übereinkommens auf nationaler Ebene und schlägt mehrere Maßnahmen vor, die geeignet sind, die Beeinträchtigung der biologischen Vielfalt durch invasive Arten zu verringern. So sollen zukünftig die Problematik der als invasiv bekannten Arten in Managementplänen berücksichtigt, die Einschleppung invasiver Arten insbesondere in aquatischen Lebensräumen (Meere, Still- und Fließgewässer) vermieden, Überwachung, Früherkennung und Prävention umgesetzt, die gesetzlichen Grundlagen aus Naturschutz und Pflanzenschutzrecht angewendet und Empfehlungen zum Umgang mit invasiven Arten entwickelt werden. Mit Hilfe des Indikators „invasive Arten“ soll im Rahmen der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt künftig eine Erfolgskontrolle der eingeleiteten Maßnahmen zum Schutz der biologischen Vielfalt vor invasiven Arten vorgenommen werden (BMU 2010, Ackermann et al. 2013).

Das Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) greift wesentliche Inhalte aus dem Übereinkommen und der Nationalen Strategie auf und schreibt im Paragraph 40 einen hierarchischen dreistufigen Strategieansatz aus Vorsorge, Sofortmaßnahmen und Kontrolle zu gebietsfremden Arten verbindlich fest. Die getroffenen Regelungen gelten bundesunmittelbar, so dass ggfs. abweichendes Länderrecht aufgehoben wird.

Maßnahmen gegen gebietsfremde Arten sind immer auf Basis sorgfältiger Bewertungen bzw. Abwägungen zu treffen. Die Invasivität gebietsfremder Arten und die Bedeutung von Einfuhrvektoren für die verschiedenen taxonomischen Gruppen sind sehr unterschiedlich ausgeprägt. Für einen effizienten Einsatz von Ressourcen zur Abwehr und Beseitigung gebietsfremder Arten ist das Wissen über das jeweilige Gefährdungspotenzial einer gebietsfremden Art für die biologische Vielfalt sowie über die verantwortlichen Einfuhrvektoren eine wesentliche Voraussetzung (BfN 2005). So ist folgerichtig durch die CBD im Strategischen Plan 2011 - 2020 für den Erhalt der biologischen Vielfalt als Kernziel 9 festgeschrieben, dass *„bis 2020 die invasiven gebietsfremden Arten und ihre Einschleppungswege identifiziert und nach Priorität geordnet [sind]. Als prioritär eingestufte Arten sind unter Kontrolle oder beseitigt und Massnahmen zur Überwachung der Einfallswege ergriffen, um eine Einschleppung und Ansiedlung zu verhindern“* (CBD 2010). Die Europäische Union greift mit dem Ziel 5 der EU Biodiversitätsstrategie die Vorgaben aus dem Strategischen Plan der CBD auf und will *„bis 2020 Ermittlung und Priorisierung invasiver gebietsfremder Arten und ihrer Einschleppungspfade, Bekämpfung oder Tilgung prioritärer Arten und Steuerung von Einschleppungspfaden dahingehend, dass die Einführung und Etablierung neuer Arten verhindert wird“* erreichen (EU Kommission 2011). Zur Umsetzung des Ziels hat die EU Kommission im September 2013 einen Vorschlag für ein neues Rechtsinstrument zu invasiven Arten vorgelegt, das zum 1. Januar 2015 als „Verordnung (EU) Nr. 1143/2014 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 22. Oktober 2014 über die Prävention und das Management der Einbringung und Ausbreitung invasiver gebietsfremder Arten“ in Kraft getreten ist.

Für einen wirksamen Vollzug der Anforderungen zum Schutz der biologischen Vielfalt vor invasiven Arten im Naturschutz bedarf es klarer Grundlagen und Kriterien, an Hand derer diejenigen gebietsfremden Arten

identifiziert werden können, die eine Gefahr für die Biodiversität darstellen. Das Bundesamt für Naturschutz (BfN) hat in Zusammenarbeit mit dem österreichischen Umweltbundesamt (UBA) eine Methodik entwickelt, die eine transparente Bewertung des naturschutzfachlichen Gefährdungspotenzials gebietsfremder Arten für die Biodiversität ermöglicht (Nehring et al. 2010, 2013, 2015). Zusätzlich werden im Rahmen einer Anwendung der Methodik wichtige Informationen u.a. zu den jeweiligen Einfuhrvektoren gebietsfremder Arten erhoben. Hierauf aufbauend können anschließend Handlungsbedarf und -prioritäten für das Management gebietsfremder und speziell invasiver und potenziell invasiver Arten zielgerichtet abgeleitet werden.

2 HANDLUNGSEMPFEHLUNGEN

Das Problem der Gefährdung der biologischen Vielfalt durch invasive Arten ist in Deutschland erkannt, aber bisher nicht gelöst worden. Es kommt weiterhin regelmäßig zu absichtlichen und unabsichtlichen Freisetzungen gebietsfremder Arten. Speziell die Etablierung und Ausbreitung invasiver Arten konnte bislang nicht gestoppt werden. Hieraus ergeben sich für den Naturschutz unter Berücksichtigung der im Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) formulierten Regelungen allgemeine Handlungsempfehlungen sowie durch die in Teil I in diesem Band vorgenommene Auswertung und Analyse zum Vorkommen und zur Invasivität in Deutschland wild lebender gebietsfremder Wirbeltiere spezielle Handlungsempfehlungen und -prioritäten im Umgang mit dieser naturschutzfachlich wichtigen Gruppe. Die gewonnenen Erkenntnisse werden zusätzlich eine wichtige Grundlage darstellen, um die o.g. Ziele aus der Nationalen Biodiversitätsstrategie (BMU 2007), dem Strategischen Plan der CBD für 2011 - 2020 (CBD 2010) und der EU Biodiversitätsstrategie (EU Kommission 2011) sowie die Vorgaben aus der neuen EU Verordnung zu invasiven Arten (s.o.) zu erfüllen.

Allgemeine Handlungsempfehlungen nach Bundesnaturschutzgesetz

1. Grundsätzlich gilt, dass **Vorsorge** der beste und kostengünstigste Schutz gegen gebietsfremde Arten ist. Es ist daher notwendig, die Einfuhrvektoren dahingehend zu steuern, dass die Einführung und Etablierung von Arten außerhalb ihres natürlichen Verbreitungsgebietes verhindert werden (vgl. § 40 Abs. 1 BNatSchG).
2. Vor allem bei neu auftretenden oder nur kleinräumig verbreiteten invasiven Arten besteht die berechnete Chance, mit relativ geringem Ressourcenaufwand die Gefährdung der biologischen Vielfalt durch eine vollständige Beseitigung abzuwehren. **Früherkennung und Sofortmaßnahmen** sind in Anwendung zu bringen (vgl. § 40 Abs. 3 Satz 1 BNatSchG).
3. Bei großräumig verbreiteten invasiven Arten sind - sofern aussichtsreich und verhältnismäßig - durch **Kontrollmaßnahmen** im Rahmen einer Schadenbegrenzung zumindest eine weitere Ausbreitung zu verhindern und die Auswirkungen der Ausbreitung zu vermindern (vgl. § 40 Abs. 3 Satz 2 BNatSchG).
4. Arten, bei denen Anhaltspunkte dafür bestehen, dass es sich um invasive Arten handelt, müssen **beobachtet** werden, um frühzeitig (neue) negative Auswirkungen zu erkennen und ggfs. notwendige (weitere) Maßnahmen ergreifen zu können (vgl. § 40 Abs. 2 BNatSchG).

Spezielle Handlungsempfehlungen für die Gruppe der gebietsfremden Wirbeltiere

1. Vorsorge

Für die invasiven Wirbeltierarten in Deutschland gilt, dass sie fast ausschließlich absichtlich direkt oder über den Tierhandel eingeführt worden sind. Wichtigste Einfuhrvektoren sind der Heimtierhandel und Tierparks, gefolgt von nutzungsorientierten Sektoren wie Aquakultur, Fischerei, Jagd und Tierzucht. Ein Großteil der invasiven Arten stammt aus Nordamerika bzw. aus dem temperaten Asien, wo vielerorts ein mit Deutschland vergleichbares Klima herrscht. Obwohl das Ausbringen von (heimischen und gebietsfremden) Tieren allgemein, d.h. nicht nur in freier Natur, sondern auch im besiedel-

ten Raum, in Deutschland nach § 40 Abs. 4 Satz 1 BNatSchG genehmigungspflichtig ist, verhindert diese Regelung nur sehr eingeschränkt deren Vorkommen und Ausbreitung. Denn wichtige Verursachergruppen (Jagd, Fischerei) sind von der naturschutzfachlichen Genehmigungspflicht befreit (vgl. § 40 Abs. 4 Satz 4 Nr. 3 BNatSchG). Zusätzlich gelangten und gelangen weiterhin viele gebietsfremde und teilweise auch invasive Wirbeltiere durch Flucht aus Privathaltungen, Tierparks und Zuchtanlagen in die freie Natur. Vor allem Ende des 20. Jahrhunderts sorgte eine Vielzahl von Tierbefreiungsaktionen zudem für eine unkontrollierte Freisetzung tausender Wirbeltiere, unter denen auch mehrere invasive Arten waren. Die Aufklärung und Sensibilisierung der Öffentlichkeit und die für eine Einfuhr oder Nutzung verantwortlichen Sektoren hinsichtlich Gefahren und Risiken gebietsfremder Arten sollten daher einen Schwerpunkt der Naturschutzarbeit bilden, um auf der Basis freiwilliger Maßnahmen auf ein Angebot (z.B. durch branchenbezogene freiwillige Verhaltenskodizes und Selbstverpflichtungen) oder auf eine Verwendung (z.B. durch keinen Kauf) insbesondere von invasiven Wirbeltierarten zu verzichten (Abb. 1). Im Gegensatz zu europäischen Initiativen zum Umgang mit invasiven Arten u.a. im Heimtierhandel, in Zoologischen Gärten und Aquarien (Davenport & Collins 2011, Scalera et al. 2012) und speziell zum Gartenbau und zu botanischen Gärten in Deutschland (vgl. Köck 2008) haben der Tierhandel und Tierparkvereinigungen in Deutschland bisher jedoch keine entsprechenden präventiven Verhaltensregeln formuliert und verabschiedet. Im Rahmen von Einzelinitiativen sind erste Ansätze für mögliche übergreifende Vereinbarungen schon vorhanden. So wurden zum Beispiel im Kölner Zoo die nordamerikanischen Schwarzkopf-Ruderenten (*Oxyura jamaicensis*) zugunsten der europäischen Weißkopf-Ruderenten (*Oxyura leucocephala*) im Jahr 2002 abgeschafft, um die genetische Integrität der europäischen Art zu sichern (Nogge 2003). Nach § 40 Abs. 6 BNatSchG können Behörden gemäß dem Verursacherprinzip auch vorrangig denjenigen zur Umsetzung von Beseitigungsmaßnahmen verpflichten, der für die Ausbreitung von Tieren z.B. durch das absichtliche Aussetzen bzw. Freilassen oder durch die Nichtunterbindung von Flucht in die freie Natur verantwortlich ist, soweit es zur Abwehr einer Gefährdung von Ökosystemen, Biotopen oder Arten erforderlich ist (siehe auch unter 2.).

Einstufungen gebietsfremder Wirbeltierarten	LISTENKATEGORIEN	Erfordernisse nach BNatSchG
Mammalia: <i>Muntiacus reevesi</i> , <i>Sciurus carolinensis</i> Aves: - Reptilia: - Amphibia: <i>Xenopus laevis</i> Pisces: -	 Warnliste ¹	Vorsorge Besitz- & Vermarktungsverbote Früherkennung & Sofortmaßnahmen Kontrolle ggfs. lokale Maßnahmen Beobachtung
Mammalia: - Aves: <i>Alectoris chukar</i> , <i>Oxyura jamaicensis</i> , <i>Threskiornis aethiopicus</i> Reptilia: - Amphibia: <i>Lithobates catesbeianus</i> , <i>Pelophylax bedriagae</i> , <i>Triturus carnifex</i> Pisces: <i>Acipenser baeri</i> , <i>Perccottus glenii</i> , <i>Pimephales promelas</i>	 Aktionsliste ²	
Mammalia: <i>Myocastor coypus</i> , <i>Neovison vison</i> , <i>Ondatra zibethicus</i> , <i>Procyon lotor</i> , <i>Rattus norvegicus</i> Aves: - Reptilia: <i>Trachemys scripta</i> Amphibia: - Pisces: <i>Ameiurus melas</i> , <i>Ameiurus nebulosus</i> , <i>Ctenopharyngodon idella</i> , <i>Neogobius melanostomus</i> , <i>Oncorhynchus mykiss</i>	 Managementliste ²	
Mammalia: <i>Castor canadensis</i> , <i>Cervus nippon</i> , <i>Nyctereutes procyonoides</i> Aves: <i>Anser cygnoides</i> , <i>Phasianus colchicus</i> , <i>Tadorna ferruginea</i> Reptilia: <i>Chelydra serpentina</i> , <i>Chrysemys picta</i> , <i>Macrochelys temminckii</i> Amphibia: - Pisces: <i>Anguilla rostrata</i> , <i>Hypophthalmichthys molitrix</i> , <i>Hypophthalmichthys nobilis</i> , <i>Lepomis gibbosus</i> , <i>Ponticola kessleri</i> , <i>Pseudorasbora parva</i> , <i>Salvelinus fontinalis</i> , <i>Salvelinus namaycush</i>	 Handlungsliste ²	
Mammalia: - Aves: <i>Acridotheres tristis</i> , <i>Alopochen aegyptiaca</i> , <i>Branta canadensis</i> , <i>Psittacula eupatria</i> , <i>Psittacula krameri</i> , <i>Rhea americana</i> Reptilia: - Amphibia: - Pisces: <i>Carassius auratus</i> , <i>Neogobius fluviatilis</i> , <i>Proterorhinus semilunaris</i>	 Beobachtungsliste ²	

Abb. 1: Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertungen gebietsfremder Wirbeltierarten für Deutschland und allgemeine Erfordernisse nach Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG), differenziert nach invasiven Arten (Warn-, Aktions- und Managementliste) und potenziell invasiven Arten (Handlungs- und Beobachtungsliste).¹ siehe Rabitsch et al. (2013),² siehe Teil III in diesem Band.

Schiffahrtskanäle (z.B. Main-Donau-Kanal), die die europäischen Hauptwasserscheiden überbrücken, sind der wichtigste unabsichtliche Einbringungspfad für gebietsfremde Wirbeltierarten nach Deutschland. Durch den Einbau ökologischer Sperren (Elektrische Felder, Luftblasen- und Wasserstrahlvorhänge, Licht- und Schallsysteme, kurze Kanalabschnitte mit stark erhöhter Wassertemperatur, veränderten pH-Wert etc.) könnte die Einschleppung und Ausbreitung von gebietsfremden Fischen (z.B. Schwarzmeergrundeln) und anderen mobilen aquatischen Tieren wie Krebsen (z.B. Schwimmgarnelen) unterbunden werden (Nehring 2005, BfN 2015).

Aus Vorsorgegründen sollten zukünftig auch verstärkt naturschutzfachliche Invasivitätsbewertungen für gebietsfremde Arten durchgeführt werden, die absichtlich eingeführt werden oder eingeführt werden sollen und bisher in Deutschland nicht wild lebend aufgetreten sind. Besonderes Augenmerk sollte dabei auf die Arten gerichtet werden, die aus Gebieten stammen, die ein ähnliches Klima wie in Deutschland haben (vgl. Rabitsch et al. 2013). Für die relativ kleine Gruppe der als invasiv bewerteten Wirbeltierarten, die gehandelt werden und bisher nicht wild lebend vorkommen (Warnliste) oder bislang nur eine kleinräumige Verbreitung zeigen (Aktionsliste), sollte aus Naturschutzgründen als prioritäre Steuerungsmaßnahme ein Besitz- und Vermarktungsverbot ausgesprochen werden (Abb. 1, vgl. § 40 Abs. 1 BNatSchG sowie § 54 Abs. 4 BNatSchG in Verbindung mit § 44 Abs. 2 und Abs. 3 Nr. 2 BNatSchG). Für das invasive Grauhörnchen (*Sciurus carolinensis*) sowie für weitere drei potenziell invasive Arten (Amerikanischer Biber *Castor canadensis*, Schnappschildkröte *Chelydra serpentina*, Geierschildkröte *Macrolemys temminckii*) ist das schon seit 2002 über eine Listung in § 3 Abs. 1 BArtSchV umgesetzt. Speziell bei den betreffenden Vögeln sollte zusätzlich ein Verbot freifliegender Tiere in Tierhaltungen erlassen werden. Diese Vorsorgemaßnahmen stellen einen wesentlichen Beitrag zum Schutz der biologischen Vielfalt vor invasiven Wirbeltierarten dar und unterstützen das entsprechende Ziel im Rahmen der Erfolgskontrolle der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt (BMU 2010, Ackermann et al. 2013), die keine weitere Zunahme der Anzahl invasiver Arten in freier Natur in Zukunft zulässt.

2. Früherkennung und Sofortmaßnahmen

Invasive Wirbeltierarten treten nach der Ersteinführung im Durchschnitt dreimal so schnell in freier Natur auf wie gebietsfremde Arten, für die bisher keine Hinweise auf invasives Verhalten vorliegen. Nur durch rechtzeitige Früherkennung von neu auftretenden invasiven Arten und die unverzügliche Umsetzung von Sofortmaßnahmen ist eine weiträumige Etablierung zu verhindern (vgl. § 40 Abs. 3 Satz 1 BNatSchG). Aus Vorsorgegründen sollte daher ein Frühwarnsystem durch Vernetzung dezentraler Beobachtungen aufgebaut werden (vgl. Hubo et al. 2007), in dessen Rahmen neu auftretende gebietsfremde (Wirbeltier)Arten erfasst, bestimmt und hinsichtlich naturschutzfachlicher Invasivität bewertet werden. Arten, die als invasiv beurteilt werden, sollten umgehend unter Einhaltung gesetzlicher Vorgaben beseitigt werden (z.B. durch Fang).

Bei den schon in Deutschland vorhandenen gebietsfremden Wirbeltierarten haben im Naturschutz die identifizierten neun invasiven Arten eine besondere Priorität, die erst am Anfang ihrer Ausbreitung stehen und für die Sofortmaßnahmen vorhanden sind. Sie werden damit auf der Aktionsliste des BfN geführt. Es handelt sich dabei um drei Vogelarten (*Alectoris chukar*, *Oxyura jamaicensis*, *Threskiornis aethiopicus*), um drei Amphibienarten (*Lithobates catesbeianus*, *Pelophylax bedriagae*, *Triturus carnifex*) sowie um drei Fischarten (*Acipenser baerii*, *Perccottus glenii*, *Pimephelas promelas*) (Abb.1). Deren Beseitigung sollte unverzüglich in Angriff genommen werden (vgl. § 40 Abs. 3 Satz 1 BNatSchG), da die berechnete Chance besteht, die vorhandenen Bestände dieser erst kleinräumig verbreiteten invasiven Arten vollständig beseitigen zu können. Am Beispiel des Nordamerikanischen Ochsenfrosches (*Lithobates catesbeianus*) ist das bereits nahezu erfolgreich umgesetzt worden. Speziell beim bisher nur unbeständig auftretenden Sibirischen Stör (*Acipenser baerii*) sollte jegliche erneute Ausbringung verhindert werden, da dadurch wahrscheinlich der Bestand momentan noch zum Erlöschen gebracht werden kann (siehe Teil III in diesem Band).

Sofortmaßnahmen bei den neun prioritären Arten sind auch wesentlicher Bestandteil der Erfolgskontrolle im Rahmen der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt (vgl. BMU 2010). Es gilt, dass sich keine Art der Aktionsliste auf Grund unzureichender oder nicht ergriffener Maßnahmen in Deutschland ausbreitet und dadurch in die Managementliste aufgenommen werden müsste. Für den Teilindikator „Aktionsliste“ wäre es bei Erfolg der durchgeführten Maßnahmen sogar möglich, dass die Anzahl dieser Arten wieder bis auf Null zurückgeht (vgl. BMU 2010, Ackermann et al. 2013).

Einen besonderen Fall stellt der Heilige Ibis (*Threskiornis aethiopicus*) dar. Diese invasive Vogelart trat in den letzten Jahrzehnten nur äußerst sporadisch und kurzfristig in der freien Natur in Deutschland auf, so dass der Heilige Ibis auf der Warnliste des BfN geführt wurde (vgl. Rabitsch et al. 2013). Diese Listung musste aktuell revidiert werden, da im Jahr 2013 eine erste erfolgreiche Brut am Ismaninger Speichersee nahe München dokumentiert werden konnte (Krumenacker 2014). Der Heilige Ibis wird damit ab sofort auf der Aktionsliste des BfN geführt (siehe Teil III in diesem Band), eine Entfernung aus der freien Natur sollte umgehend erfolgen (vgl. § 40 Abs. 3 Satz 1 BNatSchG). Auf Grund der vorhandenen Beringung der Elterntiere konnte nachgewiesen werden, dass sie zum einen einem Vogelpark und zum anderen einem privaten Vogelzüchter entflohen waren (Hennenberg pers. Mitt.). Durch die Haftungsregelung nach § 40 Abs. 6 BNatSchG kann die zuständige Behörde anordnen, dass ungenehmigt ausgebrachte Tiere oder in die freie Natur entkommene Tiere durch den Verursacher zu beseitigen sind, soweit es zur Abwehr einer Gefährdung von Ökosystemen, Biotopen oder Arten erforderlich ist, was im Fall des Heiligen Ibis durch die Bewertung als invasive Art im Sinne des BNatSchG erfüllt ist.

3. Kontrolle

Durch das nicht Ergreifen von Maßnahmen oder teilweise durch aktive Unterstützung konnten sich über Jahrzehnte bis Jahrhunderte insgesamt elf invasive Wirbeltierarten in Deutschland großräumig ausbreiten. Sie werden damit auf der Managementliste des BfN geführt. Die elf Arten weisen aktuell zahlreiche Vorkommen auf, so dass ein artspezifisches Management auf Kontrolle beruhen und nur nach sorgfältiger vorausschauender Abwägung und Bewertung des Einzelfalls erfolgen sollte. Dabei sind insbesondere Erfolgsaussichten geplanter Maßnahmen und die Verhältnismäßigkeit des Erfolgs zum erforderlichen Aufwand zu prüfen (vgl. § 40 Abs. 3 Satz 2 BNatSchG). In der Regel sind Maßnahmen bei weit verbreiteten invasiven Wirbeltierarten nur lokal bis regional sinnvoll und sollten darauf abzielen, den negativen Einfluss dieser Arten z.B. auf besonders schützenswerte Arten, Lebensräume oder Gebiete zu minimieren (Abb. 1). Die Maßnahmen sollten dabei unter Einhaltung gesetzlicher Vorgaben auch im Einklang mit den jeweiligen standörtlichen Bedingungen und Schutzziele stehen. Da invasive Arten im Allgemeinen über eine große ökologische Plastizität und ein hohes Ausbreitungspotenzial verfügen, muss aus fachlichen und aus Vorsorgegründen immer geprüft werden, ob ein Vorkommen einer weit verbreiteten invasiven Art, das vor Ort als unproblematisch eingeschätzt wird, ggfs. Ökosysteme, Biotope oder Arten in anderen Gebieten aktuell oder zukünftig gefährden könnte (vgl. Nehring et al. 2013). Im Rahmen eines effektiven regionalen Managements könnten offensichtlich nicht erforderliche Maßnahmen vor Ort somit doch gerechtfertigt sein.

4. Beobachtung

Da viele gebietsfremde Wirbeltierarten wirtschaftlich genutzt werden, wie zum Beispiel diverse Fische und Säugetiere, oder in besonderem Interesse der Öffentlichkeit stehen, wie zum Beispiel Vögel, liegen relativ viele Daten zum Vorkommen und zur Ausbreitung dieser Arten vor. So ist der aktuelle Ausbreitungsverlauf nur bei rund 10% der invasiven und potenziell invasiven Wirbeltierarten unbekannt. Rund 40% der invasiven und potenziell invasiven Wirbeltiere zeigen in jüngerer Vergangenheit eine starke Ausbreitung in Deutschland und/oder in unmittelbar angrenzenden Gebieten. Der Klimawandel wird bei deutlich mehr als der Hälfte der invasiven und potenziell invasiven Arten die Ausbreitungsdynamik noch verstärken. Um frühzeitig fachliche Grundlagen für die ggfs. notwendige Umsetzung von (weiteren) Maßnahmen bei einzelnen Arten zu haben, sollte die Beobachtung zukünftig darauf gezielt ausgeweitet werden (vgl. § 40 Abs. 2 BNatSchG).

Die vorliegenden naturschutzfachlichen Invasivitätsbewertungen beruhen größtenteils auf vorhandenen Forschungsergebnissen. Sie dokumentieren dabei gleichzeitig den jeweiligen Forschungsstand der bearbeiteten Wirbeltierarten hinsichtlich Gefährdungen von Ökosystemen, Biotopen und Arten. Wenn auch die Erforschung von gebietsfremden Arten in den letzten Jahren stark zugenommen hat, so ist das Wissen immer noch sehr unvollständig. Speziell für die Gruppe der potenziell invasiven Arten reichen die vorliegenden Daten und Erkenntnisse in der Regel nicht aus, um zu entscheiden, ob Beseitigungs- oder Kontrollmaßnahmen ergriffen werden sollten oder nicht. Sicherlich wird durch die in § 40 Abs. 2 BNatSchG formulierte Pflicht zur Beobachtung (s.o.) das Verhalten gebietsfremder Arten in freier Natur besser dokumentiert, jedoch ist es wichtig, insbesondere bei den potenziell invasiven Arten verstärkt konkrete art-

bezogene Untersuchungen zur Ökologie, Verbreitung und Häufigkeit, zum Konkurrenzverhalten und zu Biotopveränderungen durchzuführen. Denn zielgerichtete Fallstudien aus Beobachtung und Forschung sind beste Voraussetzungen für die nach § 40 BNatSchG notwendige fundierte Beurteilung einer gebietsfremden Art, ob sie invasiv ist (Sofortmaßnahmen bzw. Kontrolle notwendig) oder nicht (keine Sofortmaßnahmen bzw. Kontrolle notwendig).

Vorliegende Erfahrungen zu gebietsfremden Wirbeltierarten in Deutschland zeigen, dass in allen drei Managementbereichen (Vorsorge, Früherkennung und Sofortmaßnahmen, Kontrolle) die Effektivität von Maßnahmen hinsichtlich Verhindern, Beseitigen oder Eindämmen noch deutlich verbessert werden muss. Es gilt, entsprechende Forschungen zu intensivieren, um den Einsatz von Ressourcen beim Management gebietsfremder Arten noch effizienter zu gestalten. Speziell für die invasiven Wirbeltierarten der Warnliste und der Aktionsliste sollte aus Naturschutzgründen als prioritäre Steuerungsmaßnahme ein Besitz- und Vermarktungsverbot ausgesprochen werden, wie es § 54 Abs. 4 BNatSchG in Verbindung mit § 44 Abs. 2 und Abs. 3 Nr. 2 BNatSchG ermöglicht. Speziell für die betreffenden Vögel sollte zusätzlich ein Verbot freifliegender Tiere in Tierhaltungen erlassen werden.

Gebietsfremde Arten und Artenschutz

Bestimmte gebietsfremde Arten (inklusive invasive Arten, wie z.B. Amerikanischer Ochsenfrosch *Lithobates catesbeianus*) können im Gebiet der Bundesrepublik Deutschland unter den Voraussetzungen des § 7 Abs. 2 Nr. 13 bzw. Nr. 14 BNatSchG besonders bzw. streng geschützt sein. Ganz überwiegend knüpft der besondere bzw. strenge Schutz an die Gefährdungen dieser Arten in ihren Ursprungsregionen durch Entnahmen und den internationalen Handel an (DBtg 2014). Teilweise ist die europaweite Unterschutzstellung nur erfolgt, um Einfuhren invasiver Arten in die Europäische Union zu beschränken (dies ist u.a. der Fall bei der nordamerikanischen Rotwangen-Schmuckschildkröte *Trachemys scripta elegans*) (DBtg 2014). Folge der Unterschutzstellung ist, dass bestimmte in § 44 Abs. 1 Nr. 1 und Nr. 2 BNatSchG genannte Zugriffe auf wild lebende Tiere dieser Arten verboten sind. Bekämpfungsmaßnahmen wären in Folge der Unterschutzstellung generell unzulässig, so dass ein Vorgehen gegen diese gebietsfremden Arten damit praktisch ausgeschlossen wäre. Lösen lässt sich dieser Konflikt über § 45 Abs. 7 BNatSchG: Danach können die nach Landesrecht zuständigen Behörden im Einzelfall Ausnahmen von den Zugriffsverboten des § 44 BNatSchG zulassen, soweit dies u.a. zum Schutz der natürlich vorkommenden Tier- und Pflanzenwelt erforderlich ist (vgl. Holljesiefken 2007). Das gilt insbesondere, wenn sich einzelne gebietsfremde Arten so stark ausbreiten, dass sie natürlich vorkommende Tiere und Pflanzen von ihren Standorten verdrängen oder sie regional zu gefährden drohen (LANA 2010). Der gewährte Schutzstatus für invasive Arten steht somit nach § 40 BNatSchG erforderlichen Maßnahmen nicht entgegen (DBtg 2014).

Danksagung

Für die vielfältige Unterstützung bei den naturschutzfachlichen Invasivitätsbewertungen danke ich H.-G. Bauer (Radolfzell), H. Haupt (Bonn), S. Homma (Schortens), I. Kowarik (Berlin), H. Martens (Bonn), F.-U. Michler (Tharandt), W. Rabitsch (Wien), C. Wiesner (Wien), C. Wolter (Berlin) und F. Woog (Stuttgart).

3 LITERATUR

- Ackermann, W., Schweiger, M., Sukopp, U., Fuchs, D. & Sachtleben, J. (2013): Indikatoren zur biologischen Vielfalt: Entwicklung und Bilanzierung. Naturschutz und Biologische Vielfalt 132: 229 S.
- BArtSchV, Verordnung zum Schutz wild lebender Tier- und Pflanzenarten (Bundesartenschutzverordnung - BArtSchV) vom 16. Februar 2005 (BGBl. I S. 258, 896), die zuletzt durch Artikel 3 der Verordnung vom 3. Oktober 2012 (BGBl. I S. 2108) geändert worden ist.
- BfN, Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.) (2005): Gebietsfremde Arten - Positionspapier des Bundesamtes für Naturschutz. BfN-Skripten 128: 30 S.
- BfN, Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.) (2015): Artenschutz-Report 2015 - Tiere und Pflanzen in Deutschland. Bundesamt für Naturschutz, Bonn: 61 S.

- BMU, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.) (2007): Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt. BMU, Bonn: 178 S.
- BMU, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.) (2010): Indikatorenbericht 2010 zur Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt. BMU, Bonn: 87 S.
- BNatSchG, Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege (Bundesnaturschutzgesetz) vom 29. Juli 2009 (BGBl. I S. 2542), das zuletzt durch Artikel 4 Absatz 100 des Gesetzes vom 7. August 2013 (BGBl. I S. 3154) geändert worden ist.
- CBD (1992): The Convention on Biological Diversity. UN Conference on Environment and Development, Rio de Janeiro. <http://www.biodiv.org>
- CBD (2002): Alien species that threaten ecosystems, habitats or species. COP VI/23. <http://www.cbd.int/decisions/>
- CBD (2010): Strategic Plan for Biodiversity 2011-2020, including Aichi Biodiversity Targets. COP X/2. <http://www.cbd.int/sp/>
- Davenport, K. & Collins, J. (2011): European code of conduct on pets and invasive alien species. Convention on the conservation of European wildlife and natural habitats, T-PVS/Inf (2011) 1 revised: 41 S.
- DBtg, Deutscher Bundestag (2014): Antwort auf die Kleine Anfrage „Ausgesetzte Reptilien in Badegewässern“. Deutscher Bundestag Drucksache 18/2277: 7 S.
- EU Kommission (2011): Lebensversicherung und Naturkapital: Eine Biodiversitätsstrategie der EU für das Jahr 2020. Europäische Kommission, KOM(2011) 244 endgültig: 19 S.
- Holljesiefken, A. (2007): Die rechtliche Regulierung invasiver gebietsfremder Arten in Deutschland. Natur und Recht 8: 389 S.
- Hubo, C., Jumpertz, E., Nockemann, L., Steinmann, A. & Bräuer, I. (2007): Grundlagen für die Entwicklung einer nationalen Strategie gegen invasive Arten. BfN-Skripten 213: 370 S.
- Köck, W. (2008): Prävention der Einbringung invasiver gebietsfremder Arten durch Haftungsrecht, branchenbezogene Verhaltenskodizes und Selbstverpflichtungen am Beispiel der botanischen Gärten und des Gartenbaus. Nat. Landsch. 83: 425-428.
- Krumenacker, T. (2014): Unheilig invasiv? Heiliger Ibis neuer Brutvogel in Deutschland. Der Falke 61: 24-27, 29.
- LANA (2010): Vollzugshinweise zum Artenschutzrecht; vom ständigen Ausschuss „Arten- und Biotopschutz“ überarbeitet (Stand: 19.11.2010). Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Naturschutz: 204 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. (Eds.), Biological Invasions - From Ecology to Control. Neobiota 6: 125-143.
- Nehring, S., Essl, F., Klungenstein, F., Nowack, C., Rabitsch, W., Stöhr, O. & Wiesner, C. (2010): Schwarze Liste invasiver Arten: Kriteriensystem und Schwarze Listen invasiver Fische für Deutschland und für Österreich. BfN-Skripten 285: 185 S.
- Nehring, S., Essl, F. & Rabitsch, W. (2013): Methodik der naturschutzfachlichen Invasivitätsbewertung für gebietsfremde Arten, Version 1.2. BfN-Skripten 340: 46 S.
- Nehring, S., Essl, F. & Rabitsch, W. (2015): Methodik der naturschutzfachlichen Invasivitätsbewertung für gebietsfremde Arten, Version 1.3. BfN-Skripten 401: 48 S.
- Nogge, G. (2003): Jahresbericht 2002 der Aktiengesellschaft Zoologischer Garten Köln. Z. Kölner Zoo 46: 3-28.
- Rabitsch, W., Gollasch, S., Isermann, M., Starfinger, U. & Nehring, S. (2013): Erstellung einer Warnliste in Deutschland noch nicht vorkommender invasiver Tiere und Pflanzen. BfN-Skripten 331: 154 S.
- Scalera, R., De Man, D., Klausen, B., Dickie, L. & Genovesi, P. (2012): European code of conduct on zoological gardens and aquaria and invasive alien species. Convention on the conservation of European wildlife and natural habitats, T-PVS/Inf (2011) 26 revised: 26 S.
- Verordnung (EU) Nr. 1143/2014 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 22. Oktober 2014 über die Prävention und das Management der Einbringung und Ausbreitung invasiver gebietsfremder Arten. Amtsblatt der Europäischen Union L 317: 35-55.



Der bisher in Deutschland nur lokal auftretende Heilige Ibis (*Threskiornis aethiopicus*) ist eine Art der Aktionsliste. Alle Bestände dieser invasiven Art sollten vollständig beseitigt werden. (© S. Nehring)

Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertungen für in Deutschland wild lebende gebietsfremde Wirbeltiere

III. Steckbriefe

Wolfgang Rabitsch¹, Stefan Nehring², Christian Wolter³, Hans-Günther Bauer⁴, Friederike Woog⁵, Susanne Homma⁶, Christian Wiesner⁷, Harald Martens² & Frank-Uwe Michler⁸

¹ Umweltbundesamt, Wien

² Bundesamt für Naturschutz, Bonn

³ Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Berlin

⁴ Max-Planck Institut für Ornithologie, Vogelwarte Radolfzell

⁵ Staatliches Museum für Naturkunde, Sektion Ornithologie, Stuttgart

⁶ Schortens

⁷ ehem. Universität für Bodenkultur, Wien

⁸ Institut für Forstbotanik und Forstzoologie, Technische Universität Dresden

1 AUSWAHL DER EINGESTUFTEN ARTEN

Gebietsfremde Wirbeltierarten erfreuen sich seit Jahrhunderten großer Beliebtheit und sind teilweise schon seit dem Mittelalter aus allen Erdteilen in Deutschland in Tier- und Vogelparks sowie als Haustier gehalten und teilweise gezüchtet worden. Eine Intensivierung der Importe nach Deutschland erfolgte im 19. Jahrhundert nach Gründung spezieller Gesellschaften, die sich verstärkt der „Akklimatisation“ gebietsfremder Arten widmeten. Fast alle Wirbeltierarten, die bei uns heute als Neozoen wild lebend auftreten, wurden absichtlich eingeführt - entweder direkt, um sie auszusetzen (vor allem aus fischereilichen Gründen, für Jagdzwecke sowie zur Pelzgewinnung), oder als Farm-, Zoo- bzw. Haustiere, die dann später unabsichtlich entwichen oder teilweise im Rahmen von Tierbefreiungsaktionen freigelassen worden sind. Häufig tritt bei einer Art eine Kombination der Faktoren auf. Insgesamt dürften seit 1492 mehrere tausend gebietsfremde Wirbeltierarten nach Deutschland eingeführt worden sein.

Dauerhaft in der freien Natur kommen aktuell in Deutschland 46 gebietsfremde Wirbeltierarten vor. Weiterhin sind 100 gebietsfremde Arten in der Wirbeltierfauna bekannt, die momentan vor allem aus klimatischen Gründen nur unbeständig auftreten. Zusätzlich konnten bislang 145 gebietsfremde Wirbeltierarten in der freien Natur nachgewiesen werden, deren aktueller Status „Unbekannt“ ist bzw. deren Bestände zwischenzeitlich erloschen sind oder beseitigt wurden. Außerdem liegen für mindestens weitere 158 Arten Beobachtungen vor, jedoch traten diese gebietsfremden Wirbeltierarten jeweils nur für eine sehr kurze Zeit und oftmals nur mit einem Individuum außerhalb menschlicher Obhut und Pflege auf. Diese Arten, für die es sehr wahrscheinlich eine große Dunkelziffer gibt, gelten noch nicht als wild lebend, zeigen jedoch beispielhaft das Potenzial für weitere Etablierungen auf (siehe Anhang 2 in diesem Band). Weiterhin sind 35 Wirbeltierarten bekannt, für die Hinweise auf ein Vorkommen in Deutschland sehr wahrscheinlich nur Vorkommen innerhalb menschlicher Obhut und Pflege umfassten und die damit ebenfalls nicht zur deutschen Fauna gerechnet werden (siehe Anhang 2 in diesem Band).

Die absichtliche Einfuhr und das unbeabsichtigte Einschleppen von Arten außerhalb ihrer natürlichen Verbreitungsgebiete stellen weltweit eine wichtige Gefährdungsursache für die biologische Vielfalt dar. Durch die bis heute anhaltende Neu-etablierung und Ausbreitung gebietsfremder Arten entsteht Handlungsbedarf für den Naturschutz (siehe Teil I und Teil II in diesem Band).

In den vergangenen Jahren und Jahrzehnten wurden in Deutschland für verschiedene taxonomische Gruppen auf Bundes- oder Bundeslandebene Listen publiziert, in denen auf Grundlage von Experteneinschätzungen invasive und potenziell invasive Arten benannt worden sind (u.a. LBV o.J., Geiter et al. 2002, Boye 2003, Müller et al. 2005). Für einen wirksamen Vollzug im Naturschutz bedarf es jedoch klarer Grundlagen und Kriterien, an Hand derer diejenigen gebietsfremden Arten identifiziert werden können, die eine Gefahr für die Biodiversität darstellen. Durch Rechtsbestimmung des Begriffs „invasive Art“ im § 7

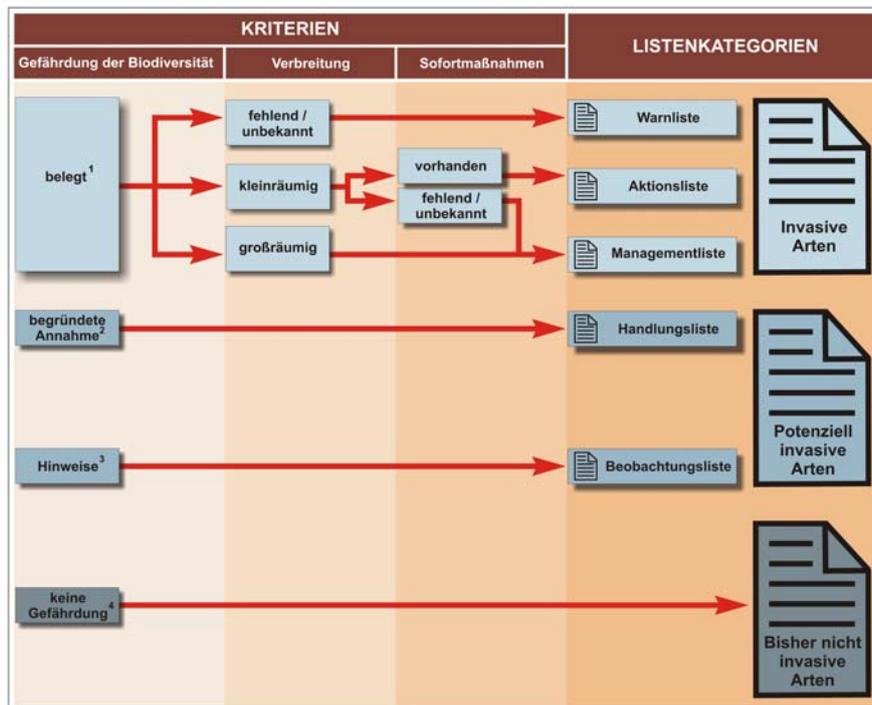


Abb. 1: Methodik der naturschutzfachlichen Invasivitätsbewertung für gebietsfremde Arten: Einstufungsweg mit jeweils relevanten Einstufungskriterien und den daraus resultierenden Listenkategorien (für weitergehende Informationen und Erläuterungen siehe Nehring et al. 2015).

Abs. 2 Nr. 9 BNatSchG wurde eine normative Grundlage geschaffen, an der sich die Bewertung einer gebietsfremden Art orientiert. Es muss ein erhebliches Gefährdungspotenzial für die biologische Vielfalt vorliegen, damit eine gebietsfremde Art im Sinne des BNatSchG als invasiv bezeichnet werden kann.

Um dem Naturschutz ein praktikables Instrument zur Verfügung zu stellen, hat das Bundesamt für Naturschutz (BfN) in Zusammenarbeit mit dem österreichischen Umweltbundesamt (UBA) eine Methodik entwickelt, die eine transparente Bewertung des naturschutzfachlichen Gefährdungspotenzials gebietsfremder Arten für die Biodiversität ermöglicht (Nehring et al. 2010, 2015; Abb. 1). Unter Verwendung der Methodik erfolgte im Jahr 2010 am Beispiel der Gruppe der Fische die erste umfangreiche, konsequent kriterienbasierte Bewertung der Invasivität gebietsfremder Arten für den deutschen Raum (Nehring et al. 2010). Als zweite taxonomische Gruppe folgten im Jahr 2013 die Gefäßpflanzen (Nehring et al. 2013). Parallel wurden in den letzten Jahren für einzelne Vertreter weiterer taxonomischer Gruppen naturschutzfachliche Invasivitätsbewertungen im BfN durchgeführt und teilweise publiziert (Nehring 2011, Rabitsch et al. 2013).

Um für die naturschutzfachlich wichtige Gruppe der gebietsfremden Wirbeltiere eine komplette Übersicht vorliegen zu haben, wurden aktuell die bisher nicht komplett bearbeiteten taxonomischen Gruppen Mammalia, Aves, Reptilia und Amphibia einer umfassenden Beurteilung unterzogen. Auf Grund der großen Anzahl bisher in Deutschland wild lebend nachgewiesener gebietsfremder Wirbeltierarten aus diesen vier Gruppen wurde eine Vorauswahl getroffen, um die Bearbeitung auf die naturschutzfachlich relevanten Arten zu konzentrieren. Die Auswahl beruhte auf einer Vorrecherche im Rahmen eines F+E Vorhabens des BfN (FKZ 3511 86 0300), bei der alle nachgewiesenen gebietsfremden Wirbeltierarten aus den vier Gruppen hinsichtlich vorhandener, verfügbarer Hinweise auf ein Invasionspotenzial überprüft wurden. Zusätzlich wurden die wenigen schon vorliegenden Invasivitätsbewertungen von Arten aus diesen vier Gruppen überprüft und aktualisiert. Dabei mussten für drei invasive gebietsfremde Arten (Heiliger Ibis *Threskiornis aethiopicus*; Amurgrundel *Perccottus glenii*; Fettköpfige Elritze *Pimephelas promelas*), die seit kurzem in Deutschland wild lebend auftreten (Dümpelmann & Korte 2013, Krumenacker 2014, Nehring & Steinhof 2014, 2015), die Listenkategorien für drei nunmehr unbeständig vorkommende Arten von Warnliste in Aktionsliste geändert werden (vgl. Rabitsch et al. 2013 und Steckbriefe in Kapitel 4).

Um übergreifende Auswertungen auf der Ebene Wirbeltiere zu ermöglichen, wurde gleichzeitig die Gruppe der Fische erneut hinsichtlich Invasionspotential überprüft und die seit 2010 vorliegenden Bewertungensteckbriefe wurden aktualisiert. Dabei wurden zwei gebietsfremde Fischarten (Amerikanischer Aal

Anguilla rostrata, Wolgazander *Sander volgensis*) neu in die Gruppe der potenziell invasiven Arten (Graue Liste - Handlungsliste) aufgenommen. Bei zwei weiteren Arten (Goldfisch *Carassius auratus*; Kesslergrundel *Ponticola kessleri*) wurde der Einstufungsstatus leicht verschärft, indem diese Fischarten auf Grund neuer Erkenntnisse von der Beobachtungsliste in die Handlungsliste überführt werden mussten (vgl. Nehring et al. 2010 und Steckbriefe in Kapitel 4).

Insgesamt wurden 48 aktuell in Deutschland wild lebend vorkommende gebietsfremde Wirbeltierarten aus allen fünf taxonomischen Gruppen als invasiv bzw. potenziell invasiv bewertet und in die jeweils entsprechende Listenkategorie eingestuft. Es kann momentan nicht ausgeschlossen werden, dass unter den bislang nicht berücksichtigten Arten einige Arten enthalten sind, die bei einer Invasivitätsbewertung zumindest als potenziell invasiv einzustufen wären. Eine umfassende Auswertung der im Rahmen der naturschutzfachlichen Invasivitätsbewertung der gebietsfremden Wirbeltierarten gewonnenen Daten und Erkenntnisse findet sich in Teil I in diesem Band. In Teil II werden auf Grundlage der vorgenommenen Auswertung allgemeine und spezielle Handlungsempfehlungen sowie Prioritäten für den Naturschutz abgeleitet. Artenlisten zu allen in Deutschland nachgewiesenen gebietsfremden Wirbeltierarten finden sich in den Anhängen 1 und 2 in diesem Band.

2 DATENGRUNDLAGEN UND VORGANGSWEISE DER EINSTUFUNG

Auf Grundlage intensiver Literaturrecherchen und mit Expertenwissen wurden entsprechend der Vorgaben der „Methodik der naturschutzfachlichen Invasivitätsbewertung für gebietsfremde Arten“ (Abb. 1, siehe Nehring et al. 2015 und Teil I in diesem Band) Invasivitätsbewertungen für insgesamt 48 gebietsfremde Wirbeltierarten, die in Deutschland wild leben, vorgenommen bzw. überprüft und aktualisiert.

Die naturschutzfachlichen Invasivitätsbewertungen wurden vor allem im Rahmen der drei F+E Vorhaben

- Neobiota und Klimawandel: Ausarbeitung eines Prognose- und Frühwarnsystems (FKZ 806 82 330): Auftragnehmer Umweltbundesamt Wien (Projektleiter Dr. Franz Essl), mit Beteiligung weiterer Experten
- Erstellung einer Warnliste in Deutschland noch nicht vorkommender invasiver Tiere und Pflanzen (FKZ 3510 86 0500): Auftragnehmer Umweltbundesamt Wien (Projektleiter Dr. Wolfgang Rabitsch), mit Beteiligung weiterer Experten
- Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertungen von in Deutschland vorkommenden gebietsfremden Gefäßpflanzen und Wirbeltieren (FKZ 3511 86 0300): Auftragnehmer Technische Universität Berlin (Projektleiter Prof. Dr. Ingo Kowarik), mit Beteiligung weiterer Experten

erarbeitet. Zusätzlich wurden im Rahmen spezieller Fragestellungen gezielte Recherchen für verschiedene gebietsfremde Wirbeltierarten (z.B. *Rhea americana*, Nehring 2011; *Sander volgensis*) durchgeführt. Im Rahmen einer Kooperation mit der „Fachgruppe Neozoen“ der Deutschen Ornithologen-Gesellschaft (DO-G) wurden speziell die vorliegenden Invasivitätsbewertungen gebietsfremder Vogelarten intensiv diskutiert und abschließend geprüft.

Der gewählte Ansatz in der Methodik der naturschutzfachlichen Invasivitätsbewertung basiert auf einem klar umrissenen Kriteriensystem. Somit ist die Einstufung überprüfbar und nachvollziehbar (Nehring et al. 2015). Das Kriteriensystem ist bewusst einfach gehalten und an ähnlichen europäischen Vorbildern orientiert, um seine Praktikabilität zu gewährleisten. Die Beurteilung führt zur Einstufung in Listenkategorien, woraus sich für den Naturschutz Handlungserfordernisse und -prioritäten ableiten lassen (siehe auch Teil II in diesem Band). Der Kriterienaset ist auf die Erfassung und Bewertung naturschutzfachlich negativer Auswirkungen ausgerichtet, wobei ökonomische und gesundheitliche Effekte benannt werden, aber nicht in den Einstufungsprozess einfließen.

Die Methodik folgt dem bewährten Schema eines in seinen Grundzügen dreigliedrigen Listensystems:

Die Listenkategorie **Invasive Arten** enthält jene gebietsfremden Arten, die ein erhebliches Gefährdungspotenzial für die biologische Vielfalt haben, da im jeweiligen Bezugsgebiet belegt ist, dass sie entweder

heimische Arten direkt gefährden oder Lebensräume so verändern, dass dies (indirekt) heimische Arten gefährdet.

Es kann sich dabei sowohl um im Bezugsgebiet wild lebende, als auch um im Bezugsgebiet fehlende Arten handeln, wenn auf Grund der Invasivität in klimatisch oder biogeographisch ähnlichen Gebieten bei einer zukünftigen Einbringung in das Bezugsgebiet eine Gefährdung mit hoher Wahrscheinlichkeit anzunehmen ist.

Die Listenkategorie **Invasive Arten** enthält somit jene Arten, die aus Sicht des Naturschutzes relevante Probleme verursachen und die daher in der Regel Handlungs- und Regelungsbedarf aufweisen. Da die Handlungsoptionen durch biologische Eigenschaften der Art und die Größe der Populationen bzw. die Größe des besiedelten Areals im Bezugsgebiet bestimmt werden, wird diese Listenkategorie in folgende Teillisten unterteilt, um konkrete Handlungsoptionen abzuleiten:

- **Warnliste:** Enthält im Bezugsgebiet (noch) nicht wild lebende gebietsfremde Arten, die in anderen klimatisch und naturräumlich vergleichbaren Regionen invasiv sind oder für die es sehr wahrscheinlich ist, dass sie im Bezugsgebiet invasiv werden, und für die daher gezielt vorbeugende Maßnahmen zur Verhinderung der Einbringung erforderlich sind (siehe auch § 40 Abs. 1 BNatSchG). *Hinweis: Nicht wild lebende Wirbeltierarten wurden in der vorliegenden Bearbeitung nicht berücksichtigt. Es liegen aber durch Rabitsch et al. (2013) entsprechende Invasivitätsbewertungen für einige bisher in Deutschland (noch) nicht wild lebende gebietsfremde Wirbeltierarten vor (siehe auch Abb. 2 in Teil I und Abb. 1 in Teil II in diesem Band).*
- **Aktionsliste:** Enthält im Bezugsgebiet wild lebende invasive Arten, deren Vorkommen kleinräumig sind, weil sie sich in der Regel am Beginn der Ausbreitung befinden, und für die geeignete, erfolgversprechende Bekämpfungsmaßnahmen bekannt sind. Bei diesen Arten ist eine sofortige, intensive und nachhaltige Bekämpfung aller bekannten Vorkommen im gesamten Bezugsgebiet sinnvoll, so dass durch die Möglichkeit, ihre erneute Einfuhr oder Einschleppung zu verhindern, gute Chancen bestehen, die weitere Ausbreitung zu verhindern oder die Art im Bezugsgebiet sogar wieder zu eliminieren. Somit liegt für die Arten dieser Gruppe der Handlungsschwerpunkt auf Früherkennung und Sofortmaßnahmen (siehe auch § 40 Abs. 3 Satz 1 BNatSchG).
- **Managementliste:** Enthält im Bezugsgebiet wild lebende invasive Arten, deren Vorkommen schon großräumig sind oder deren Vorkommen noch kleinräumig sind und für die keine geeigneten, erfolgversprechenden Bekämpfungsmaßnahmen bekannt sind. Maßnahmen zu diesen Arten sind in der Regel nur lokal sinnvoll und sollten darauf abzielen, den negativen Einfluss dieser invasiven Arten z.B. auf besonders schützenswerte Arten, Lebensräume oder Gebiete zu minimieren (siehe auch § 40 Abs. 3 Satz 2 BNatSchG). Außerdem ist eine Überwachung, u.a. im Hinblick auf ihre Bestandsentwicklung, Verbreitung und die Gefährdung der biologischen Vielfalt sinnvoll. Erforderlich sind auch Forschungsaktivitäten zur Entwicklung neuer erfolgversprechender Methoden zur Bekämpfung oder zumindest verbesserten Kontrolle.

Die Listenkategorie **Potenziell invasive Arten** enthält jene gebietsfremden Arten, für die bislang nur begründete Annahmen bzw. Hinweise zur Invasivität vorliegen. Diese Listenkategorie wird in zwei Teillisten unterteilt:

- **Handlungsliste:** Diese Teilliste enthält jene gebietsfremden Arten, für die begründete Annahmen vorliegen, dass sie entweder heimische Arten direkt gefährden oder Lebensräume so verändern, dass dadurch (indirekt) heimische Arten gefährdet werden (nähere Erläuterungen siehe Nehring et al. 2015). Die negativen Auswirkungen sind auf Grund eines ungenügenden Wissensstandes derzeit nicht endgültig zu beurteilen, aber ausreichend, um (lokale) Maßnahmen zu begründen.
- **Beobachtungsliste:** Diese Teilliste enthält jene gebietsfremden Arten, für die Hinweise vorliegen, dass sie entweder heimische Arten direkt gefährden oder Lebensräume so verändern können, dass dadurch (indirekt) heimische Arten gefährdet werden (nähere Erläuterungen siehe Nehring et al. 2015). Für diese Arten stehen Monitoring und Forschung im Vordergrund, weiter gehende Handlungen erscheinen auf Grund des geringen Kenntnisstands nicht gerechtfertigt zu sein.

Die Listenkategorie **Bisher nicht invasive Arten** enthält jene gebietsfremden Arten, die nach derzeitigem Wissensstand keine Gefährdung heimischer Arten oder von Lebensräumen hervorrufen. Nicht beurteilte gebietsfremde Arten sind in diese Listenkategorie nicht einzureihen, da eine Einstufung eine vorangegan-

gene Bewertung voraussetzt. *Hinweis: In der vorliegenden Bearbeitung wurden nur gebietsfremde Wirbeltierarten berücksichtigt, für die im Rahmen einer Vorprüfung Indizien auf invasives Verhalten ermittelt werden konnten.*

Das Instrument der naturschutzfachlichen Invasivitätsbewertung ist kein Ersatz für vertiefte wissenschaftliche Untersuchungen zum Gefährdungspotenzial von gebietsfremden Arten. Im Gegenteil, es soll vielmehr zusätzlich dazu beitragen, Wissenslücken zu erkennen, zu erforschen und zu beheben.

Danksagung

Für die Übermittlung von Informationen danken wir P. Breyer (Kirchhudem-Albaum), H. Brunken (Bremen), H.-M. Flinspach (Karlsruhe), M. Franzen (München), J. Gessner (Berlin), M. Hennenberg (München), U. Hohmann (Trippstadt), G. Kirk (Delligsen), T. Kordges (Essen), H. Laufer (Offenburg), F. Philipp (Dresden), C. Scheibner (Tharandt), A. Schreiber (Heidelberg), L. Simon (Mainz), M. Waitzmann (Karlsruhe) und M. Winkler (Bremen).

3 LITERATUR

- BNatSchG, Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege (Bundesnaturschutzgesetz) vom 29. Juli 2009 (BGBl. I S. 2542), das zuletzt durch Artikel 4 Absatz 100 des Gesetzes vom 7. August 2013 (BGBl. I S. 3154) geändert worden ist.
- Boye, P. (2003): Neozoen. In: Kowarik, I. (Hrsg.), Biologische Invasionen: Neophyten und Neozoen in Mitteleuropa. Ulmer, Stuttgart: 264-282.
- Dümpelmann, C. & Korte, E. (2013): Rote Liste der Fische und Rundmäuler Hessens (Pisces & Cyclostomata), 4. Fassung. Hessisches Ministerium für Umwelt, Klimaschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, Wiesbaden: 34 S.
- Geiter, O., Homma, S. & Kinzelbach, R. (2002): Bestandsaufnahme und Bewertung von Neozoen in Deutschland. UBA Texte 25/02: 173 S.
- Krumenacker, T. (2014): Unheilig invasiv? Heiliger Ibis neuer Brutvogel in Deutschland. Der Falke 1/2014: 24-29.
- LBV, Landesbund für Vogelschutz (o.J.): Schwarze Liste von Neophyten in Bayern. www.lbv.de/uploads/media/LBV_Neophyten-Schwarze_Liste_08.pdf
- Müller, N., Westhus, W. & Amft, R. (2005): Invasive gebietsfremde Pflanzenarten in Thüringen und ihre Bewertung aus Sicht des Naturschutzes. Landschaftspflege und Naturschutz in Thüringen 42: 23-29.
- Nehring, S. (2011): Warum ein differenzierter Umgang mit gebietsfremden Vogelarten sinnvoll ist und welches naturschutzfachliche Instrument dabei in Deutschland Anwendung finden sollte. Berichte zum Vogelschutz 47/48: 119-134.
- Nehring, S. & Steinhof, J. (2014): Frühwarnung - *Perccottus glenii* in einem offenen Gewässer in Deutschland gefunden / Species alert - *Perccottus glenii* found in open water of Germany. Bundesamt für Naturschutz & NOBANIS: 3 S.
- Nehring, S. & Steinhof, J. (2015): First records of the invasive Amur sleeper, *Perccottus glenii* Dybowski, 1877 in German freshwaters: a need for realization of effective management measures to stop the invasion. *BioInvasions Records* 4 (im Druck).
- Nehring, S., Essl, F., Klingenstein, F., Nowack, C., Rabitsch, W., Stöhr, O. & Wiesner, C. (2010): Schwarze Liste invasiver Arten: Kriteriensystem und Schwarze Listen invasiver Fische für Deutschland und für Österreich. BfN-Skripten 285: 185 S.
- 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., Essl, F. & Rabitsch, W. (2015): Methodik der naturschutzfachlichen Invasivitätsbewertung für gebietsfremde Arten, Version 1.3. BfN-Skripten 401: 48 S.
- Rabitsch, W., Gollasch, S., Isermann, M., Starfinger, U. & Nehring, S. (2013): Erstellung einer Warnliste in Deutschland noch nicht vorkommender invasiver Tiere und Pflanzen. BfN-Skripten 331: 154 S.

4 STECKBRIEFE GEBIETSFREMDER WIRBELTIERE

Es wurden für 48 ausgewählte gebietsfremde Wirbeltierarten, die in Deutschland wild leben, intensive Literaturrecherchen und Nachfragen bei Experten zum Vorkommen und zur naturschutzfachlichen Invasivität durchgeführt. Im Rahmen einer Kooperation mit der „Fachgruppe Neozoen“ der Deutschen Ornithologen-Gesellschaft wurden die vorliegenden Invasivitätsbewertungen gebietsfremder Vogelarten intensiv diskutiert und abschließend geprüft. Die vorliegende Bearbeitung erschließt damit den derzeitigen Wissensstand über die naturschutzfachlichen Auswirkungen in Deutschland wild lebender gebietsfremder Wirbeltierarten. Unter Anwendung der „Methodik der naturschutzfachlichen Invasivitätsbewertung für gebietsfremde Arten“ wurden 20 gebietsfremde Wirbeltierarten als „invasiv“ bewertet und in die Aktionsliste oder Managementliste eingestuft (Tab. 1). Die übrigen 28 gebietsfremden Arten wurden als „potenziell invasiv“ bewertet und in die Handlungsliste oder Beobachtungsliste eingestuft (Tab. 1). Anhand der Einstufungsergebnisse lassen sich für den Naturschutz Handlungserfordernisse und -prioritäten ableiten, die in Kap. 2 und in Teil II des vorliegenden Bandes näher ausgeführt werden.

Es ist wichtig, auf Grund von Kenntnisfortschritten, aber auch wegen der sich ändernden Verbreitung und der sich ändernden Auswirkungen von gebietsfremden Arten vorhandene Einstufungen in regelmäßigen Abständen zu überprüfen und anzupassen sowie neu auftretende Arten hinsichtlich Invasivität zu beurteilen (vgl. Nehring et al. 2015). Das BfN nimmt daher entsprechende Hinweise auf neue oder bisher nicht verfügbare Erkenntnisse für eingestufte Arten sowie für bisher nicht eingestufte oder insbesondere auch für neu auftretende Arten gern entgegen.

Tab. 1: Zusammenfassung der naturschutzfachlichen Invasivitätsbewertungen gebietsfremder Wirbeltierarten (invasive Arten sind in fett gedruckt).

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	Status	Einstufung	Seite
Mammalia				
<i>Castor canadensis</i>	Kanadabiber	Etabliert	Potenziell invasiv - Handlungsliste	50
<i>Cervus nippon</i>	Sikahirsch	Etabliert	Potenziell invasiv - Handlungsliste	52
<i>Myocastor coypus</i>	Nutria	Etabliert	Invasiv - Managementliste	54
<i>Neovison vison</i>	Mink	Etabliert	Invasiv - Managementliste	56
<i>Nyctereutes procyonoides</i>	Marderhund	Etabliert	Potenziell invasiv - Handlungsliste	58
<i>Ondatra zibethicus</i>	Bisamratte	Etabliert	Invasiv - Managementliste	60
<i>Procyon lotor</i>	Waschbär	Etabliert	Invasiv - Managementliste	62
<i>Rattus norvegicus</i>	Wanderratte	Etabliert	Invasiv - Managementliste	64
Aves				
<i>Acridotheres tristis</i>	Hirtenmaina	Unbeständig	Potenziell invasiv - Beobachtungsliste	66
<i>Alectoris chukar</i>	Chukarhuhn	Unbeständig	Invasiv - Aktionsliste	68
<i>Alopochen aegyptiaca</i>	Nilgans	Etabliert	Potenziell invasiv - Beobachtungsliste	70
<i>Anser cygnoides</i>	Schwanengans	Etabliert	Potenziell invasiv - Handlungsliste	72
<i>Branta canadensis</i>	Kanadagans	Etabliert	Potenziell invasiv - Beobachtungsliste	74
<i>Oxyura jamaicensis</i>	Schwarzkopf-Ruderente	Unbeständig	Invasiv - Aktionsliste	76
<i>Phasianus colchicus</i>	Jagdfasan	Etabliert	Potenziell invasiv - Handlungsliste	78
<i>Psittacula eupatria</i>	Großer Alexandersittich	Etabliert	Potenziell invasiv - Beobachtungsliste	80
<i>Psittacula krameri</i>	Halsbandsittich	Etabliert	Potenziell invasiv - Beobachtungsliste	82
<i>Rhea americana</i>	Nandu	Etabliert	Potenziell invasiv - Beobachtungsliste	84
<i>Tadorna ferruginea</i>	Rostgans	Etabliert	Potenziell invasiv - Handlungsliste	86
<i>Threskiornis aethiopicus</i>	Heiliger Ibis	Unbeständig	Invasiv - Aktionsliste	88

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	Status	Einstufung	Seite
Reptilia				
<i>Chelydra serpentina</i>	Schnappschildkröte	Unbeständig	Potenziell invasiv - Handlungsliste	90
<i>Chrysemys picta</i>	Zierschildkröte	Unbeständig	Potenziell invasiv - Handlungsliste	92
<i>Macrochelys temminckii</i>	Geierschildkröte	Unbeständig	Potenziell invasiv - Handlungsliste	94
<i>Trachemys scripta</i>	Nordamerikanische Schmuckschildkröte	Unbeständig	Invasiv - Managementliste	96
Amphibia				
<i>Lithobates catesbeianus</i>	Amerikanischer Ochsenfrosch	Etabliert	Invasiv - Aktionsliste	98
<i>Pelophylax bedriagae</i>	Levantinischer Wasserfrosch	Unbeständig	Invasiv - Aktionsliste	100
<i>Triturus carnifex</i>	Alpenkammolch	Etabliert	Invasiv - Aktionsliste	102
Pisces				
<i>Acipenser baerii</i>	Sibirischer Stör	Unbeständig	Invasiv - Aktionsliste	104
<i>Ameiurus melas</i>	Schwarzer Zwergwels	Etabliert	Invasiv - Managementliste	106
<i>Ameiurus nebulosus</i>	Brauner Zwergwels	Etabliert	Invasiv - Managementliste	108
<i>Anguilla rostrata</i>	Amerikanischer Aal	Unbeständig	Potenziell invasiv - Handlungsliste	110
<i>Babka gymnotrachelus</i>	Nackthals-Grundel	Unbeständig	Potenziell invasiv - Beobachtungsliste	112
<i>Carassius auratus</i>	Goldfisch	Etabliert	Potenziell invasiv - Handlungsliste	114
<i>Ctenopharyngodon idella</i>	Graskarpfen	Unbeständig	Invasiv - Managementliste	116
<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>	Silberkarpfen	Unbeständig	Potenziell invasiv - Handlungsliste	118
<i>Hypophthalmichthys nobilis</i>	Marmorkarpfen	Unbeständig	Potenziell invasiv - Handlungsliste	120
<i>Lepomis gibbosus</i>	Sonnenbarsch	Etabliert	Potenziell invasiv - Handlungsliste	122
<i>Neogobius fluviatilis</i>	Flussgrundel	Etabliert	Potenziell invasiv - Beobachtungsliste	124
<i>Neogobius melanostomus</i>	Schwarzgrundel	Etabliert	Invasiv - Managementliste	126
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Regenbogenforelle	Etabliert	Invasiv - Managementliste	128
<i>Perccottus glenii</i>	Amurgrundel	Unbeständig	Invasiv - Aktionsliste	130
<i>Pimephales promelas</i>	Fettköpfige Elritze	Unbeständig	Invasiv - Aktionsliste	132
<i>Ponticola kessleri</i>	Kesslergrundel	Etabliert	Potenziell invasiv - Handlungsliste	134
<i>Proterorhinus semilunaris</i>	Marmorierte Grundel	Etabliert	Potenziell invasiv - Beobachtungsliste	136
<i>Pseudorasbora parva</i>	Blaubandbärbling	Etabliert	Potenziell invasiv - Handlungsliste	138
<i>Salvelinus fontinalis</i>	Bachsäbling	Etabliert	Potenziell invasiv - Handlungsliste	140
<i>Salvelinus namaycush</i>	Amerikanischer Seesäbling	Unbeständig	Potenziell invasiv - Handlungsliste	142
<i>Sander volgensis</i>	Wolgazander	Unbeständig	Potenziell invasiv - Handlungsliste	144

Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung

Castor canadensis – Kanadabiber

Systematik und Nomenklatur:	<i>Castor canadensis</i> Kuhl, 1820 Kanadabiber Synonyme: Kanadischer Biber Mammalia, Castoridae
Lebensraum:	Terrestrischer Lebensraum
Status:	Etabliert
Ursprüngliches Areal:	Subarktisches Amerika, Westliches Kanada, Östliches Kanada, Nordwestliche U.S.A., Zentrale nördliche U.S.A., Nordöstliche U.S.A., Südwestliche U.S.A., Zentrale südliche U.S.A., Südöstliche U.S.A., Mexiko
Einführungsweise:	Absichtlich
Einfuhrvektoren:	Tierpark, Tierzucht, Naturschutzmaßnahme
Ersteinbringung:	1800-1876 <i>Der Baseler Zoo kaufte 1876 ein Pärchen von einem deutschen Händler aus Alfeld (Hagmann 1889). Es ist zu vermuten, dass Kanadabiber schon deutlich vor 1876 nach Deutschland gelangten.</i>
Erstnachweis:	1966-1982 <i>Nach Niethammer (1963) in den 1960er Jahren in deutschen Farmen gezüchtet. Bei der Wiedereinbürgerung zwischen 1966 und 1982 in Bayern wurden vermutlich auch Kanadabiber ausgesetzt (Dewas et al. 2012).</i>

Einstufungsergebnis: Potenziell invasive Art – Handlungsliste

A) Gefährdung der Biodiversität

Vergebene Wertstufe

Interspezifische Konkurrenz

Begründete Annahme

In Finnland und Karelien hat der Kanadische den Europäischen Biber fast vollständig verdrängt (Lahti & Helminen 1974, Halley & Rosell 2002), in Mitteleuropa (Dewas et al. 2012) bzw. in Rheinland-Pfalz (Simon pers. Mitt.) Effekte noch nicht belegt. Eine Gefährdung heimischer Arten wird angenommen.

Prädation und Herbivorie

Nein

Biber sind herbivor und ernähren sich von verschiedenen Gehölzen der Weichholzaue (Allgöwer 2005). Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.

Hybridisierung

Nein

Der Kanadabiber hybridisiert nicht mit dem Europäischen Biber (Finnland, Lahti & Helminen 1974). Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.

Krankheits- und Organismenübertragung

Nein

Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.

Negative ökosystemare Auswirkungen

Nein

Biberaktivitäten werden vom Naturschutz in Mitteleuropa als diversitätsfördernd bewertet (Wright et al. 2002, Rosell et al. 2005, Nummi et al. 2011), in der Südhemisphäre drastische Auswirkungen auf Struktur und Hydrologie von Lebensräumen (Chile, Argentinien, Anderson et al. 2012).

B) Zusatzkriterien

Aktuelle Verbreitung

Kleinräumig

Aktuell eine etablierte Population in Rheinland-Pfalz (Dewas et al. 2012), genaue Verbreitung in Europa ist unklar, Vorkommen in Österreich und Polen sind vermutlich erloschen, in Nordosteuropa häufig vorhanden (Halley & Rosell 2002, Nummi 2010).

Maßnahmen

Vorhanden

Mechanische Bekämpfung (Entnahme aus der Natur; im Winter 2009/2010 wurden acht Tiere in Rheinland-Pfalz gefangen, sechs wurden nach Sterilisation wieder in die Freiheit entlassen, Dewas et al. 2012), Verhinderung absichtlicher Ausbringung.

C) Biologisch-ökologische Zusatzkriterien

Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen

Ja

Unterholzreiche Weich- und Hartholzaue an Bächen und Flüssen (Allgöwer 2005).

Reproduktionspotenzial <i>1-9 Junge pro Wurf, ein Wurf pro Jahr, Geschlechtsreife nach 1,5-3 Jahren, Lebenserwartung im Freiland durchschnittlich 10 Jahre (Allgöwer 2005, Nummi 2010).</i>	Gering
Ausbreitungspotenzial <i>Selbständige Ausbreitung über 3-20 km pro Jahr (Nummi 2010), Ausbringung im Zuge von Wiedereinbürgerungsprojekten möglich (Dewas et al. 2012).</i>	Hoch
Aktueller Ausbreitungsverlauf <i>Verbreitung und Bestandsentwicklung in Westeuropa unzureichend bekannt, Populationen in Nordeuropa sind stabil bzw. langsam zunehmend (Halley & Rosell 2002, Dewas et al. 2012).</i>	Unbekannt
Monopolisierung von Ressourcen	Nein
Förderung durch Klimawandel <i>Es liegen keine Daten zu den Auswirkungen des Klimawandels vor.</i>	Unbekannt

D) Ergänzende Angaben

Negative ökonomische Auswirkungen <i>Forstwirtschaft (Schäden in Finnland, Härkönen 1999).</i>	Ja
Positive ökonomische Auswirkungen	Keine
Negative gesundheitliche Auswirkungen <i>In Nordamerika werden Giardien übertragen (Nummi 2010), aus Europa liegen keine Daten vor.</i>	Unbekannt
Wissenslücken und Forschungsbedarf <i>Die naturschutzrelevanten Auswirkungen in Mitteleuropa sind zu untersuchen.</i>	Ja

Anmerkungen: Bewertungsmethode nach BfN-Skripten 401. Angaben zur Biologie beziehen sich teilweise auf den Europäischen Biber (*Castor fiber*). Die sichere Unterscheidung des Kanadabibers vom Europäischen Biber erfordert genetische (Chromosomensätze), skelett-morphologische oder physiologische (Analdrüsensekret) Untersuchungen (Nummi 2010).

Quellen

- Allgöwer, R. (2005): Biber *Castor fiber* Linnaeus, 1758. In: Braun, M. & Dieterlen, F. (Hrsg.), Die Säugetiere Baden-Württembergs. Band 2. Ulmer, Stuttgart: 181-189.
- Anderson, C.B., Soto, N., Cabello, J.L., Pastur, G.M., Lencinas, M.V., Wallem, P.K., Antunez, D. & Davis, E. (2012): *Castor canadensis* Kuhl (North American beaver). In: Francis, R.A. (Ed.), A handbook of global freshwater invasive species. Earthscan, London: 343-355.
- Dewas, M., Herr, J., Schley, L., Angst, C., Manet, B., Landry, P. & Catusse, M. (2012): Recovery and status of native and introduced beavers *Castor fiber* and *Castor canadensis* in France and neighbouring countries. *Mammal. Rev.* 42: 144-165.
- Hagmann, G. (1889): Über das Gefangenleben des Sumpfbibers (*Myopotamus Coypu*) in dem Baseler zoologischen Garten. *Der Zoologische Garten* 30: 8-14.
- Halley, D.J. & Rosell, F. (2002): The beaver's reconquest of Eurasia: status, population development and management of a conservation success. *Mammal. Rev.* 32: 153-178.
- Härkönen, S. (1999): Forest damage caused by the Canadian beaver (*Castor canadensis*) in South Savo, Finland. *Silva Fenn.* 33: 247-259.
- Lahti, S. & Helminen, M. (1974): The beaver *Castor fiber* (L.) and *Castor canadensis* (Kuhl) in Finland. *Acta Theriol.* 19: 177-189.
- Niethammer, G. (1963): Die Einbürgerung von Säugetieren und Vögeln in Europa. Parey, Berlin: 319 S.
- Nummi, P. (2010): *Castor canadensis*. NOBANIS Invasive Alien Species Fact Sheet: 7 S., http://www.nobanis.org/files/factsheets/Castor_canadensis.pdf.
- Nummi, P., Kattainen, S., Ulander, P. & Hahtoal, A. (2011): Bats benefit from beavers: a facilitative link between aquatic and terrestrial food webs. *Biodivers. Conserv.* 20: 851-859.
- Rosell, F., Bozser, O., Collen, P. & Parker, H. (2005): Ecological impact of beavers *Castor fiber* and *Castor canadensis* and their ability to modify ecosystems. *Mammal. Rev.* 35: 248-276.
- Wright, J.P., Jones, C.G. & Flecker, A.S. (2002): An ecosystem engineer, the beaver, increases species richness at the landscape scale. *Oecologia* 132: 96-101.

Bearbeitung und Prüfung

Wolfgang Rabitsch & Stefan Nehring
2015-04-30

Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung

Cervus nippon – Sikahirsch

Systematik und Nomenklatur:	<i>Cervus nippon</i> Temminck, 1838 Sikahirsch Synonyme: - Mammalia, Cervidae
Lebensraum:	Terrestrischer Lebensraum
Status:	Etabliert
Ursprüngliches Areal:	Russischer Ferner Osten, China, Ostasien
Einführungsweise:	Absichtlich
Einfuhrvektoren:	Tierpark, Jagd
Ersteinbringung:	1860-1864
	<i>Seit der Gründerzeit (1860-1864) im Bestand des Zoologischen Garten Köln enthalten (Pagel & Spieß 2011). Seit 1893 in Gatterhaltung im Arnsberger Wald (Sauerland) (Niethammer 1963, Bartoš 2009).</i>
Erstnachweis:	1930
	<i>1930 aus Gatterhaltungen in die freie Wildbahn entlassen (Arnsberger Wald und bei Rundhof, Niethammer 1963).</i>

Einstufungsergebnis: Potenziell invasive Art – Handlungsliste

<u>A) Gefährdung der Biodiversität</u>	<u>Vergebene Wertstufe</u>
Interspezifische Konkurrenz <i>Nahrungs- und Raumkonkurrenz mit Rotwild ist zu vermuten, es liegen jedoch widersprüchliche Ergebnisse vor (Tschechische Republik, Bartoš 2009; Großbritannien, Chadwick et al. 1996). Ob eine Gefährdung heimischer Arten besteht, ist unbekannt.</i>	Unbekannt
Prädation und Herbivorie <i>Pflanzenfresser (Gräser, Kräuter, Knospen, Früchte). Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	Nein
Hybridisierung <i>Hybridisierung mit dem heimischen Rothirsch (<i>Cervus elaphus</i>) mit Bildung fertiler Hybride belegt, aber selten (Irland, McDevitt et al. 2009; Überblick bei Arnold et al. 2003, Bartoš 2009, Pérez-Espona et al. 2009). Eine Gefährdung heimischer Arten wird angenommen.</i>	Begründete Annahme
Krankheits- und Organismenübertragung <i>Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	Nein
Negative ökosystemare Auswirkungen <i>Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	Nein
<u>B) Zusatzkriterien</u>	
Aktuelle Verbreitung <i>Etablierte Populationen sind aus einzelnen Bundesländern bekannt, der Bestand wurde auf 1500-2000 Tiere Anfang der 2000 Jahre geschätzt, in Europa zerstreut verbreitet (Linderoth 2005).</i>	Großräumig
Maßnahmen <i>Mechanische Bekämpfung (Entnahme aus der Natur; Bestände in Hessen und Bayern wurden durch Totalabschuss weitestgehend eliminiert, Linderoth 2005; unterliegt dem Jagdrecht nach BJagdG), Verhinderung absichtlicher Ausbringung.</i>	Vorhanden
<u>C) Biologisch-ökologische Zusatzkriterien</u>	
Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen <i>Unterwuchsreiche Laub- und Mischwälder, aber auch in Nadelwäldern und Ackerflächen (Krapp & Niethammer 1986, Linderoth 2005).</i>	Ja
Reproduktionspotenzial <i>1 Junges pro Wurf, 1 Wurf pro Jahr, Geschlechtsreife im 2. Lebensjahr (Krapp & Niethammer 1986).</i>	Gering
Ausbreitungspotenzial <i>Aktionsradius meist gering, Ausbreitungsgeschwindigkeit in geeigneten Lebensräumen 3-5 km pro Jahr (CABI 2009), bricht gelegentlich aus Gehegen aus (Grauer et al. 2009; aktuell in 61 deutschen</i>	Gering

Tierhaltungen, Zootierliste 2014).

Aktueller Ausbreitungsverlauf

Stabil

Es ist keine wesentliche Zunahme der Bestände oder des Areals in Deutschland und in Kontinentaleuropa erkennbar (Linderoth 2005, Bartoš 2009, Meinig et al. 2009).

Monopolisierung von Ressourcen

Nein

Förderung durch Klimawandel

Unbekannt

Es liegen keine Daten zu den Auswirkungen des Klimawandels vor.

D) Ergänzende Angaben

Negative ökonomische Auswirkungen

Ja

Forstwirtschaft und Landwirtschaft (Schäl- und Fraßschäden, in Großbritannien von geringer Bedeutung, Williams et al. 2010; Japan, Kondoh et al. 2013).

Positive ökonomische Auswirkungen

Ja

Jagd.

Negative gesundheitliche Auswirkungen

Keine

Wissenslücken und Forschungsbedarf

Ja

Die naturschutzrelevanten Auswirkungen speziell auf das Rotwild sind zu untersuchen.

Anmerkungen: Bewertungsmethode nach BfN-Skripten 401.

Quellen

Arnold, W., Weisz, I. & Suchentrunk, F. (2003): Rotwild & Sikawild: Gefahr einer Bastardisierung? Waidwerk 11: 16-18.

Bartoš, L. (2009): Sika deer in continental Europe. In: McCullough, D.R., Takatsuki, S. & Kaji, K. (Eds.), Sika deer: biology and management of native and introduced populations. Springer, Berlin: 573-594.

CABI (2009): *Cervus nippon* (Sika). CABI Invasive Species Compendium, <http://www.cabi.org/isc/?compid=5&dsid=89944&loadmodule=datasheet&page=481&site=144>

Chadwick, A.H., Ratcliffe, P.R. & Abernethy, K. (1996): Sika deer in Scotland: density, population size, habitat use and fertility - some comparisons with red deer. Scott. For. 50: 8-16.

Grauer, A., Greiser, G., Keuling, O., Klein, R., Strauss, E., Wenzelides, L. & Winter, A. (2009): Wildtier-Informationssystem der Länder Deutschlands: Jahresbericht 2008. Deutscher Jagdschutz-Verband e.V., Berlin: 78 S.

Kondoh, H., Koizumi, T. & Ikeda, K. (2013): A geostatistical approach to spatial density distributions of sika deer (*Cervus nippon*). J. For. Res. 18: 93-100.

Krapp, F. & Niethammer, J. (1986): *Cervus nippon* Temminck, 1836 - Sikahirsch. In: Niethammer, J. & Krapp, F. (Hrsg.), Handbuch der Säugetiere Europas. Aula, Wiesbaden: 159-172.

Linderoth, P. (2005): Sikahirsch *Cervus nippon* Temminck, 1836. In: Braun, M. & Dieterlen, F. (Hrsg.), Die Säugetiere Baden-Württembergs. Band 2. Ulmer, Stuttgart: 564-574.

McDevitt, A.D., Edwards, C.J., O'Toole, P., O'Sullivan, P., O'Reilly, C. & Carden, R.F. (2009): Genetic structure of and hybridisation between red (*Cervus elephus*) and sika (*Cervus nippon*) deer in Ireland. Mamm. Biol. 74: 263-273.

Meinig, H., Boye, P. & Hutterer, R. (2009): Rote Liste und Gesamtartenliste der Säugetiere (Mammalia) Deutschlands. Natursch. Biol. Vielfalt 70: 115-153.

Niethammer, G. (1963): Die Einbürgerung von Säugetieren und Vögeln in Europa. Parey, Berlin: 319 S.

Pagel, T. & Spieß, W. (2011): Der Zoologische Garten in Cöln eröffnet am 22. Juli 1860 - 150 Jahre Wildtierhaltung und -zucht. Zool. Gart. N.F. 80: 117-202.

Pérez-Espona, S., Pemberton, J.M. & Putman, R. (2009): Red and sika deer in the British Isles, current management issues and management policy. Mamm. Biol. 74: 247-262.

Williams, F., Eschen, R., Harris, A., Djeddour, D., Pratt, C., Shaw, R.S., Varia, S., Lamontagne-Godwin, J., Thomas, S.E. & Murphy, S.T. (2010): The economic cost of invasive non-native species on Great Britain. CABI Europe UK: 199 S.

Zootierliste (2014): Informationen zu Tierbeständen öffentlicher Tierhaltungen. <http://www.zootierliste.de>

Bearbeitung und Prüfung

Wolfgang Rabitsch & Stefan Nehring

2015-04-30

Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung

Myocastor coypus – Nutria

Systematik und Nomenklatur:	<i>Myocastor coypus</i> (Molina, 1782) Nutria Synonyme: Biberratte, Coypu, Sumpfbiber Mammalia, Myocastoridae
Lebensraum:	Terrestrischer Lebensraum
Status:	Etabliert
Ursprüngliches Areal:	Westliches Südamerika, Brasilien, Südliches Südamerika
Einführungsweise:	Absichtlich
Einfuhrvektoren:	Tierpark, Tierzucht
Ersteinbringung:	1867 <i>1867 im Bestand des Zoologischen Garten Köln (Pagel & Spieß 2011). Brehm (1883) berichtet von der Pflege gefangener Tiere und dass Exemplare vom Tiergarten London in andere Tiergärten gelangten.</i>
Erstnachweis:	1933 <i>Ab 1926 planmäßig gezüchtet (Niethammer 1963), 1933 sind sieben Nutrias aus einer Pelzfarm bei Eckernförde entkommen (Studnitz 1935). In Frankreich schon Ende des 19. Jh. aus Pelzfarmen entkommen und im französisch-deutschen Grenzgebiet vorkommend (Niethammer 1963).</i>

Einstufungsergebnis: Invasive Art – Managementliste

A) Gefährdung der Biodiversität

Vergebene Wertstufe

Interspezifische Konkurrenz <i>Habitatkonkurrenz mit dem heimischen Biber (<i>Castor fiber</i>) wird diskutiert (Frankreich, Ruys et al. 2011). Ob eine Gefährdung heimischer Arten besteht, ist unbekannt.</i>	Unbekannt
Prädation und Herbivorie <i>Fraßtätigkeit schädigt die Unterwasser- und Ufervegetation, hohe Abundanzen führen zum Rückgang gefährdeter und geschützter Arten, z.B. <i>Iris pseudacorus</i>, <i>Nuphar lutea</i>, <i>Nymphoides peltata</i> (England, Ellis 1963; Italien, Prigioni et al. 2005, Bertolino et al. 2005).</i>	Ja
Hybridisierung <i>Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	Nein
Krankheits- und Organismenübertragung <i>Es werden verschiedene Krankheitserreger übertragen (z.B. Italien, <i>Toxoplasma gondii</i>, Nardoni et al. 2011; Frankreich, <i>Leptospira</i> spp., Michel et al. 2001), die Prävalenz ist aber gering. Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	Nein
Negative ökosystemare Auswirkungen <i>Die grabende Tätigkeit im Gewässeruferbereich verändert die Hydrologie, die selektive Fraßtätigkeit reduziert die Lebensraumstruktur (Großbritannien, Gosling & Baker 1989). Eine Gefährdung heimischer Arten wird angenommen.</i>	Begründete Annahme

B) Zusatzkriterien

Aktuelle Verbreitung <i>In Deutschland verbreitet und mäßig häufig (Bartel et al. 2007), in Europa weit verbreitet.</i>	Großräumig
Maßnahmen <i>Mechanische Bekämpfung (Entnahme aus der Natur, Bertolino et al. 2005; in Großbritannien in den 1980er Jahren erfolgreich ausgerottet, Gosling & Baker 1989).</i>	Vorhanden

C) Biologisch-ökologische Zusatzkriterien

Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen <i>Semiaquatilis an vegetationsreichen Still- und Fließgewässerufeln (Stubbe 1982).</i>	Ja
Reproduktionspotenzial <i>1-3 Würfe pro Jahr, (1)4-6(13) Junge pro Wurf, Geschlechtsreife mit 5-6 Monaten (Stubbe 1982).</i>	Hoch
Ausbreitungspotenzial <i>Aktionsradius selten >200 m, Ausbreitungswanderungen bis 11 km (Stubbe 1982), Aussetzungen</i>	Hoch

durch Tierbefreiungsaktionen (Haferbeck & Wieding 1998).

Aktueller Ausbreitungsverlauf

Stabil

Lokal zunehmend (Bartel et al. 2007), langfristig aber als rückläufig bewertet (Meinig et al. 2009), in Europa langfristig zunehmend.

Monopolisierung von Ressourcen

Nein

Förderung durch Klimawandel

Ja

Strenge Winter limitieren das Populationswachstum (Doncaster & Micol 1990).

D) Ergänzende Angaben

Negative ökonomische Auswirkungen

Ja

Landwirtschaft (Fraßschäden), Sonstiges (Grabtätigkeit destabilisiert Uferbefestigungen, die Schäden in Italien betragen rund 2 Millionen Euro pro Jahr, Panzacchi et al. 2007).

Positive ökonomische Auswirkungen

Ja

Tierzucht (Pelzhandel).

Negative gesundheitliche Auswirkungen

Ja

Krankheitsüberträger (Toxoplasmose, Nardoni et al. 2011; Leptospirose, Michel et al. 2001).

Wissenslücken und Forschungsbedarf

Nein

Anmerkungen: Bewertungsmethode nach BfN-Skripten 401.

Quellen

- Bartel, M., Grauer, A., Greiser, G., Heyen, B., Klein, R., Muchin, A., Strauss, E., Wenzelides, L. & Winter, A. (2007): Wildtier-Informationssystem der Länder Deutschlands: Jahresbericht 2006. Deutscher Jagdschutz-Verband e.V., Berlin: 98 S.
- Bertolino, S., Perrone, A. & Gola, L. (2005): Effectiveness of coypu control in small Italian wetland areas. Wildl. Soc. Bull. 33: 714-720.
- Brehm, A. (1883): Brehms Thierleben. Allgemeine Kunde des Tierreichs. Verlag Bibliogr. Inst., Leipzig: 532 S.
- Doncaster, C.P. & Micol, T. (1990): Response by coypus to catastrophic events of cold and flooding. Holarct. Ecol. 13: 98-104.
- Ellis, E.A. (1963): Some effects of selective feeding by the coypu (*Myocastor coypus*) on the vegetation of Broadland. Transactions of the Norfolk & Norwich Naturalists' Society 20: 32-35.
- Gosling, L.M. & Baker, S. (1989): The eradication of muskrats and coypus from Britain. Biol. J. Linn. Soc. 38: 39-51.
- Haferbeck, E. & Wieding, F. (1998): Operation Tierbefreiung. Echo-Verlag, Göttingen: 272 S.
- Meinig, H., Boye, P. & Hutterer, R. (2009): Rote Liste und Gesamtartenliste der Säugetiere (Mammalia) Deutschlands. Natursch. Biol. Vielfalt 70: 115-153.
- Michel, V., Ruveon-Clouet, N., Menard, A., Sonrier, C., Fillonneau, C., Rakotovao, F., Ganière, J.P. & André-Fontaine, G. (2001): Role of the coypu (*Myocastor coypus*) in the epidemiology of leptospirosis in domestic animals and humans in France. Eur. J. Epidemiol. 17: 111-121.
- Nardoni, S., Angelici, M.C., Mugnaini, L. & Mancianti, F. (2011): Prevalence of *Toxoplasma gondii* infection in *Myocastor coypus* in a protected Italian wetland. Parasites & Vectors 4: 240.
- Niethammer, G. (1963): Die Einbürgerung von Säugetieren und Vögeln in Europa. Parey, Berlin: 319 S.
- Pagel, T. & Spieß, W. (2011): Der Zoologische Garten in Cöln eröffnet am 22. Juli 1860 - 150 Jahre Wildtierhaltung und -zucht. Zool. Gart. N.F. 80: 117-202.
- Panzacchi, M., Bertolino, S., Cocchi, R. & Genovesi, P. (2007): Population control of coypu *Myocastor coypus* in Italy compared to eradication in UK: a cost-benefit analysis. Wildl. Biol. 13: 159-171.
- Prigioni, C., Balestrieri, A. & Remonti, L. (2005): Food habits of the coypu, *Myocastor coypus*, and its impact on aquatic vegetation in a freshwater habitat of NW Italy. Folia Zool. 54: 269-277.
- Ruys, T., Lorvelec, O., Marre, A. & Bernez, I. (2011): River management and habitat characteristics of three sympatric aquatic rodents: common muskrat, coypu and European beaver. Eur. J. Wildl. Res. 57: 851-864.
- Stubbe, M. (1982): *Myocastor coypus* (Molina, 1782) - Nutria. In: Niethammer, G. & Krapp, F. (Hrsg.), Handbuch der Säugetiere Europas. Aula, Wiesbaden: 607-630.
- Studnitz, G. von (1935): Sumpfbiber in freier schleswig-holsteinischer Wildbahn. Schr. Naturw. Ver. Schl.-Holst. 21: 287-290.

Bearbeitung und Prüfung

Wolfgang Rabitsch & Stefan Nehring
2015-04-30

Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung

Neovison vison – Mink

Systematik und Nomenklatur:	<i>Neovison vison</i> (Schreber, 1777) Mink Synonyme: <i>Mustela vison</i> ; Amerikanischer Nerz Mammalia, Mustelidae
Lebensraum:	Terrestrischer Lebensraum
Status:	Etabliert
Ursprüngliches Areal:	Subarktisches Amerika, Westliches Kanada, Östliches Kanada, Nordwestliche U.S.A., Zentrale nördliche U.S.A., Nordöstliche U.S.A., Südwestliche U.S.A., Südöstliche U.S.A.
Einführungsweise:	Absichtlich
Einfuhrvektoren:	Tierzucht, Tierpark
Ersteinbringung:	Um 1925 <i>Die ersten Farmtiere kamen Mitte der 1920er Jahre nach Deutschland (Stubbe 1993).</i>
Erstnachweis:	1925-1934 <i>Nach Zimmermann (1934) „in jüngster Zeit auf Lausitzer Jagdrevieren“ erlegt. Etablierte Populationen vermutlich erst nach einer Tierbefreiungsaktion in Zirtow im Jahr 1966 (Böhmer et al. 2001).</i>

Einstufungsergebnis: Invasive Art – Managementliste

<u>A) Gefährdung der Biodiversität</u>	<u>Vergebene Wertstufe</u>
Interspezifische Konkurrenz <i>Konkurrenz mit und Verdrängung vom Europäischen Nerz (Mustela lutreola) ist belegt (Sidorovich et al. 1999) und bei Wiedereinbürgerungsversuchen zu beachten. Konkurrenz mit anderen Arten (z.B. Fuchs) wird diskutiert (Schweden, Carlsson et al. 2010; Spanien, Melero et al. 2008).</i>	Ja
Prädation und Herbivorie <i>Opportunistische Art, die sich von Fischen, Amphibien, Kleinsäugetern, Vögeln und Wirbellosen ernährt; Belege für negative Auswirkungen liegen vor (Zschille et al. 2014; Finnland, Ahola et al. 2006; Großbritannien, Macdonald & Harrington 2003, Weißrussland, Macdonald et al. 2002).</i>	Ja
Hybridisierung <i>Fehlverpaarungen mit dem Europäischen Nerz möglich, bisher aber nicht belegt. In Kreuzungsexperimenten gelangten Embryonen nicht zur Entwicklung (Maran & Henttonen 1995). Ob eine Gefährdung heimischer Arten besteht, ist unbekannt.</i>	Unbekannt
Krankheits- und Organismenübertragung <i>Überträgt verschiedene Krankheitserreger (z.B. Hundestaupevirus, Tollwut) auf andere Mustelidae (Harrington et al. 2012). Ob eine Gefährdung heimischer Arten besteht, ist unbekannt.</i>	Unbekannt
Negative ökosystemare Auswirkungen <i>Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	Nein
<u>B) Zusatzkriterien</u>	
Aktuelle Verbreitung <i>In Deutschland weit verbreitet, vor allem im Norden und Osten (Arnold et al. 2013).</i>	Großräumig
Maßnahmen <i>Mechanische Bekämpfung (Entnahme aus der Natur verbunden mit Habitatrestoration zeigen positive Effekte, Macdonald et al. 2002, Ahola et al. 2006; unterliegt in mehreren Bundesländern dem Jagdrecht), Sonstiges (Wiedereinbürgerung des Otters reduziert Minkpopulationen, Bonesi & Macdonald 2004), Verhinderung absichtlicher Ausbringung.</i>	Vorhanden
<u>C) Biologisch-ökologische Zusatzkriterien</u>	
Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen <i>Semiaquatische Lebensweise an natürlichen und künstlichen Gewässern (Stubbe 1993).</i>	Ja
Reproduktionspotenzial <i>1-12 Junge pro Wurf, ein Wurf pro Jahr, Geschlechtsreife nach 1-1,5 Jahren (Stubbe 1993).</i>	Hoch

Ausbreitungspotenzial

Hoch

Aktionsraum gering (1-6 km), Jungtiere und Männchen wandern bis zu 45 km (Stubbe 1993), Gefangenschaftsflüchtlinge aus Nerzfarmen, Tierbefreiungsaktionen (Böhmer et al. 2001).

Aktueller Ausbreitungsverlauf

Expansiv

In Deutschland und Europa stark zunehmend (Steil & Heger 2008).

Monopolisierung von Ressourcen

Nein

Förderung durch Klimawandel

Unbekannt

Es liegen keine Daten zu den Auswirkungen des Klimawandels vor.

D) Ergänzende Angaben

Negative ökonomische Auswirkungen

Ja

Tierzucht (Geflügel, Fische; Schäden wurden in Großbritannien mit über 6 Mio. Euro jährlich geschätzt, Williams et al. 2010).

Positive ökonomische Auswirkungen

Ja

Tierzucht (Pelzhandel).

Negative gesundheitliche Auswirkungen

Unbekannt

Sonstiges (potenzieller Überträger von Krankheiten, z.B. der Toxoplasmose, Harrington et al. 2012).

Wissenslücken und Forschungsbedarf

Nein

Anmerkungen: Bewertungsmethode nach BfN-Skripten 401.

Quellen

- Ahola, M., Nordström, M., Banks, P.B., Laanetu, N. & Korpimäki, E. (2006): Alien mink predation induces prolonged declines in archipelago amphibians. Proc. R. Soc. Lond. B Biol. Sci. 273: 1261-1265.
- Arnold, J. M., Greiser, G., Keuling, O., Martin, I. & Strauß, E. (2013): Wildtier-Informationssystem der Länder Deutschlands (WILD): Jahresbericht 2012. Deutscher Jagdverband e.V., Berlin: 31 S.
- Böhmer, H.J., Heger, T. & Trepl, L. (2001): Fallstudien zu gebietsfremden Arten. UBA Texte 13/2001: 127 S.
- Bonesi, L. & Macdonald, D.W. (2004): Impact of released Eurasian otters on a population of American mink: a test using an experimental approach. Oikos 106: 9-18.
- Carlsson, N.O., Jeschke, J.M., Holmqvist, N. & Kindberg, J. (2010): Long-term data on invaders: when the fox is away, the mink will play. Biol. Invasions 12: 633-641.
- Harrington, L.A., Gelling, M., Simpson, V., Harrington, A. & Macdonald, D.W. (2012): Notes on the health status of free-living, non-native American mink, *Neovision vison*, in southern England. Eur. J. Wildl. Res. 58: 875-880.
- Macdonald, D.W. & Harrington, L.A. (2003): The American mink: the triumph and tragedy of adaptation out of context. N. Z. J. Zool. 30: 421-441.
- Macdonald, D.W., Sidorovich, V.E., Anisomova, E.I., Sidorovich, N.V. & Johnson, P.J. (2002): The impact of American mink *Mustela vison* and European mink *Mustela lutreola* on water voles *Arvicola terrestris* in Belarus. Ecography 25: 295-302.
- Maran, T. & Henttonen, H. (1995): Why is the European Mink (*Mustela lutreola*) disappearing? - A review of the process and hypotheses. Ann. Zool. Fenn. 32: 47-54.
- Melero, Y., Palazón, S., Bonesi, L. & Gosulbez, J. (2008): Feeding habits of three sympatric mammals in NE Spain: the American mink, the spotted genet, and the Eurasian otter. Acta Theriol. 53: 263-273.
- Sidorovich, V.E., Kruuk, H. & Macdonald, D.W. (1999): Body size, and interactions between European and American mink (*Mustela lutreola* and *M. vison*) in Eastern Europe. J. Zool. 248: 521-527.
- Steil, J. & Heger, T. (2008): Der Mink (*Mustela vison* Schreber 1777) in Deutschland - eine Bedrohung für heimische Arten? Nat. Landsch. 83: 365-369.
- Stubbe, M. (1993): *Mustela vison* Schreber, 1777 - Mink, Amerikanischer Nerz. In: Niethammer, J. & Krapp, F. (Hrsg.), Handbuch der Säugetiere Europas. Aula, Wiesbaden: 654-698.
- Williams, F., Eschen, R., Harris, A., Djeddour, D., Pratt, C., Shaw, R., Varia, S., Lamontagne-Godwin, J., Thomas, S. & Murphy, S. (2010): The economic cost of invasive non-native species on Great Britain. CABI UK: 199 S.
- Zimmermann, R. (1934): Die Säugetiere Sachsens. Sitzungsber. Naturwiss. Ges. ISIS Dresden Festschrift: 50-99.
- Zschille, J., Stier, N., Roth, M. & Mayer, R. (2014): Feeding habits of invasive American mink (*Neovision vison*) in northern Germany - potential implications for fishery and waterfowl. Acta Theriol. 59: 25-34.

Bearbeitung und Prüfung

Wolfgang Rabitsch & Stefan Nehring
2015-04-30

Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung

Nyctereutes procyonoides – Marderhund

Systematik und Nomenklatur:	<i>Nyctereutes procyonoides</i> (Gray, 1834) Marderhund Synonyme: Enok Mammalia, Canidae
Lebensraum:	Terrestrischer Lebensraum
Status:	Etabliert
Ursprüngliches Areal:	Russischer Ferner Osten, China, Ostasien
Einführungsweise:	Absichtlich
Einfuhrvektoren:	Tierpark, Tierzucht
Ersteinbringung:	1844-1882 <i>1882 im Zoologischen Garten Berlin (gegr. 1844) erfolgreich nachgezüchtet (Reichenow 1883).</i>
Erstnachweis:	1932 <i>1932 in Schleswig-Holstein gefangen, wobei es sich um einen Gefangenschaftsflüchtling gehandelt haben dürfte; 1961 wurde das erste aus Osteuropa einwandernde Tier in West-Deutschland nachgewiesen (Borkenhagen 2011).</i>

Einstufungsergebnis: Potenziell invasive Art – Handlungsliste

<u>A) Gefährdung der Biodiversität</u>	<u>Vergebene Wertstufe</u>
Interspezifische Konkurrenz <i>Nahrungs- und Raumkonkurrenz mit Dachs und Fuchs wird diskutiert (Ansorge 1998; Weißrussland, Sidorovich et al. 2000; Finnland, Kauhala & Auttila 2010, Kauhala & Kowalczyk 2011). Ob eine Gefährdung heimischer Arten besteht, ist unbekannt</i>	Unbekannt
Prädation und Herbivorie <i>Polyphag mit überwiegend tierischer Ernährung (Regenwürmer, Amphibien, Nagetiere, kleine Vögel, Insekten), negative Auswirkungen sind lokal, z.B. auf Inseln, möglich (Finnland, Kauhala & Auniola 2001), im Herbst auch pflanzliche Kost (Mais, Obst, Wurzeln, Gräser) (Ansorge 1998, Sutor et al. 2010). Eine Gefährdung heimischer Arten wird angenommen.</i>	Begründete Annahme
Hybridisierung <i>Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	Nein
Krankheits- und Organismenübertragung <i>Es werden verschiedene Endoparasiten (Bandwürmer, Trematoden) und Krankheiten (Tollwut, Staupe) übertragen (Holmala & Kauhala 2006, Sutor et al. 2013), Tollwut-Prävalenz in Litauen nach medikamentöser Behandlung von 61% (2006) auf 6% (2010) gesunken (Zienius et al. 2011). Eine Gefährdung heimischer Arten wird angenommen.</i>	Begründete Annahme
Negative ökosystemare Auswirkungen <i>Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	Nein
<u>B) Zusatzkriterien</u>	
Aktuelle Verbreitung <i>In Deutschland weit verbreitet, von Osten nach Westen und Süden abnehmend (DJV 2014), die Jagdstrecke ist nach starkem Anstieg auf rund 35.500 Tiere in 2007/08 in den letzten Jahren auf Grund einer Staupeepidemie deutlich zurückgegangen (2011/12 rund 14.400 Tiere), steigt momentan aber wieder stark an (2012/2013 18.588 Tiere) (DJV 2014).</i>	Großräumig
Maßnahmen <i>Mechanische Bekämpfung (Entnahme aus der Natur; unterliegt in mehreren Bundesländern dem Jagdrecht, Bejagung ist als Maßnahme nur lokal erfolgreich, Kauhala 2009), Verhinderung absichtlicher Ausbringung.</i>	Vorhanden
<u>C) Biologisch-ökologische Zusatzkriterien</u>	
Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen <i>Laub- und Mischwälder mit dichtem Unterholz, feuchte Wiesen- und Gebüschlandschaften, See- und Flussufer, naturnahe strukturreiche Teichlandschaften (Nowak 1993, Drygala et al. 2008).</i>	Ja
Reproduktionspotenzial	Hoch

6-7(19) Junge pro Wurf, 1 Wurf pro Jahr, Geschlechtsreife mit 8-10 Monaten (Nowak 1993).

Ausbreitungspotenzial

Hoch

Aktionsraum 1 bis 10 km² (Drygala et al. 2010), Tagesstrecken bis zu 20 km pro Nacht (Nowak 1993), bis zu 120 km pro Jahr (CABI 2009).

Aktueller Ausbreitungsverlauf

Expansiv

Nach Staupeepidemie seit 2011/12 wieder stark zunehmender Bestand (DJV 2014).

Monopolisierung von Ressourcen

Nein

Förderung durch Klimawandel

Unbekannt

Ob der Klimawandel die Biologie (z.B. Winterruhe) beeinflusst, ist unbekannt.

D) Ergänzende Angaben

Negative ökonomische Auswirkungen

Ja

Sonstiges (die Kosten der Tollwut-Bekämpfung in Finnland sind erheblich, CABI 2009).

Positive ökonomische Auswirkungen

Ja

Tierzucht (Pelzhandel).

Negative gesundheitliche Auswirkungen

Ja

Krankheitsüberträger (Fuchsbandwurm, Tollwut, Holmala & Kauhala 2006, CABI 2009).

Wissenslücken und Forschungsbedarf

Ja

Die naturschutzfachlichen Auswirkungen sind näher zu untersuchen.

Anmerkungen: Bewertungsmethode nach BfN-Skripten 401.

Quellen

- Ansorge, H. (1998): Biologische Daten des Marderhundes aus der Oberlausitz. Abh. Ber. Natur.mus. Görlitz 70: 1-15.
- Borkenhagen, P. (2011): Die Säugetiere Schleswig-Holsteins. Husum Druck- und Verlagsgesellschaft, Husum: 664 S.
- CABI (2009): *Nyctereutes procyonoides* (raccoon dog). CABI Invasive Species Compendium, <http://www.cabi.org/isc/?compid=5&dsid=72656&loadmodule=datasheet&page=481&site=144>
- DJV (2014): Invasion von Marderhund und Waschbär. Deutscher Jagdverband e.V., http://djv.newsroom.de/news/?meta_id=3641
- Drygala, F., Stier, N., Zoller, H., Boegelsack, K., Mix, H.M. & Roth, M. (2008): Habitat use of the raccoon dog (*Nyctereutes procyonoides*) in north-eastern Germany. Mamm. Biol. 73: 371-378.
- Drygala, F., Zoller, H., Stier, N. & Roth, M. (2010): Dispersal of the raccoon dog *Nyctereutes procyonoides* into a newly invaded area in Central Europe. Wildl. Biol. 16: 150-161.
- Holmala, K. & Kauhala, K. (2006): Ecology of wildlife rabies in Europe. Mammal. Rev. 36: 17-36.
- Kauhala, K. & Auniola, M. (2001): Diet of raccoon dogs in summer in the Finnish archipelago. Ecography 24: 151-156.
- Kauhala, K. & Auttila, M. (2010): Habitat preferences of the native badger and the invasive raccoon dog in southern Finland. Acta Theriol. 55: 231-240.
- Kauhala, K. & Kowalczyk, R. (2011): Invasion of the raccoon dog *Nyctereutes procyonoides* in Europe: History of colonization, features behind its success, and threats to native fauna. Current Zoology 57: 584-598.
- Niethammer, G. (1963): Die Einbürgerung von Säugetieren und Vögeln in Europa. Parey, Berlin: 319 S.
- Nowak, E. (1993): *Nyctereutes procyonoides* Gray, 1834 - Marderhund. In: Niethammer, J. & Krapp, F. (Hrsg.), Handbuch der Säugetiere Europas. Aula, Wiesbaden: 215-248.
- Reichenow, A. (1883): Bericht über die Leistungen in der Naturgeschichte der Säugethiere während des Jahres 1882. Archiv für Naturgeschichte 49: 385-426.
- Sidorovich, V.E., Polozov, A.G., Lauzhel, G.O. & Krasko, D.A. (2000): Dietary overlap among generalist carnivores in relation to the impact of the introduced raccoon dog *Nyctereutes procyonoides* on native predators in northern Belarus. Z. Säugetierkd. 65: 271-285.
- Sutor, A., Kauhala, K. & Ansorge, H. (2010): Diet of the raccoon dog *Nyctereutes procyonoides* - a canid with an opportunistic foraging strategy. Acta Theriol. 55: 165-176.
- Sutor, A., Schwarz, S. & Conraths, F.J. (2014): The biological potential of the raccoon dog *Nyctereutes procyonoides*, Gray 1834) as an invasive species in Europe - new risks for disease spread? Acta Theriol. 59: 49-59.
- Zienius, D., Pridotkas, G., Lelesius, R. & Sereika, V. (2011): Raccoon dog rabies surveillance and post-vaccination monitoring in Lithuania 2006 to 2010. Acta Vet. Scand. 53: 58.

Bearbeitung und Prüfung

Wolfgang Rabitsch & Stefan Nehring
2015-04-30

Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung

Ondatra zibethicus – Bismaratte

Systematik und Nomenklatur:	<i>Ondatra zibethicus</i> (Linnaeus, 1766) Bismaratte Synonyme: <i>Fiber zibethicus</i> ; Biberratte, Bisam, Zibethmaus Mammalia, Cricetidae
Lebensraum:	Terrestrischer Lebensraum
Status:	Etabliert
Ursprüngliches Areal:	Subarktisches Amerika, Westliches Kanada, Östliches Kanada, Nordwestliche U.S.A., Zentrale nördliche U.S.A., Nordöstliche U.S.A., Südwestliche U.S.A., Zentrale südliche U.S.A., Südöstliche U.S.A.
Einführungsweise:	Absichtlich
Einfuhrvektoren:	Tierpark, Tierzucht, Jagd
Ersteinbringung:	1874 1874 im Bestand des Zoologischen Garten Köln (Pagel & Spieß 2011).
Erstnachweis:	1914 Nach der Freisetzung 1905 in der Nähe von Prag erfolgte die eigenständige Ausbreitung, 1914 wurde Bayern erreicht, 1917 Sachsen, 1927 Württemberg (Böhmer et al. 2001).

Einstufungsergebnis: Invasive Art – Managementliste

A) Gefährdung der Biodiversität

Vergebene Wertstufe

Interspezifische Konkurrenz

Unbekannt

Raumkonkurrenz mit Gewässerufer bewohnenden Vogel- und Kleinsäugerarten möglich (Zejda 1976). Ob eine Gefährdung heimischer Arten besteht, ist unbekannt.

Prädation und Herbivorie

Ja

Omnivore Art, die sich von Wasser- und Uferpflanzen ernährt (inkl. seltenen Arten, deren Bestände lokal vernichtet werden können; Schweden, Danell 1996; Rußland, Smirnov & Tretyakov 1998), der Anteil tierischer Kost (Muscheln, Schnecken, Amphibien, Krebse) kann zeitweise groß sein (Pietsch 1982), Muschelbestände können lokal ausgerottet werden (Brander 1955, Akkermann 1972).

Hybridisierung

Nein

Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.

Krankheits- und Organismenübertragung

Nein

Fungiert als Zwischenwirt verschiedener Bandwürmer, insbesondere für den Fuchsbandwurm (Schichowski 2002). Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.

Negative ökosystemare Auswirkungen

Unbekannt

Die strukturelle Änderung des Lebensraumes hat indirekte Auswirkungen auf Wirbellose (Finnland, Nummi et al. 2006). Ob eine Gefährdung heimischer Arten besteht, ist unbekannt.

B) Zusatzkriterien

Aktuelle Verbreitung

Großräumig

In Deutschland weit verbreitet und häufig, die jährlichen Fangzahlen betragen in den 1990er Jahren in Schleswig-Holstein zwischen 20.000 und 60.000 Tieren (Borkenhagen 2011).

Maßnahmen

Vorhanden

Mechanische Bekämpfung (Entnahme aus der Natur; bereits 1917 wurden Bekämpfungsmaßnahmen erlassen, in § 4 Abs. 2 BArtSchV wird die Bekämpfung mit Fallen zur Vermeidung ökonomischer Schäden geregelt, Böhmer et al. 2001), Verhinderung absichtlicher Ausbringung.

C) Biologisch-ökologische Zusatzkriterien

Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen

Ja

Fließ- und Stillgewässer mit reicher Ufervegetation (Pietsch 1982).

Reproduktionspotenzial

Hoch

4-7 Junge pro Wurf, 2-4 Würfe pro Jahr, Geschlechtsreife mit 5-7 Monaten (Pietsch 1982).

Ausbreitungspotenzial

Hoch

Ortstreu, Ausbreitungswanderungen 6-15 km pro Jahr (Allgöwer 2005), Ausbreitung auf Treibholz wurde beobachtet (Böhmer et al. 2001).

Aktueller Ausbreitungsverlauf

Stabil

Vorkommen in Deutschland und Mitteleuropa stabil (Allgöwer 2005), scheint vom gebietsfremden Mink (*Neovison vison*) verdrängt zu werden (Polen, Brzezinski et al. 2010).

Monopolisierung von Ressourcen

Nein

Förderung durch Klimawandel

Ja

Reproduktionsrate steigt bei höheren Wassertemperaturen (Meinert & Diemer 1977).

D) Ergänzende Angaben

Negative ökonomische Auswirkungen

Ja

Landwirtschaft (Fraßfähigkeit an Kulturpflanzen), Fischzucht, Sonstiges (Grabfähigkeit destabilisiert Uferböschungen; Gesundheitswesen). Schäden in Deutschland wurden mit 12,4 Mio. Euro jährlich berechnet (Reinhardt et al. 2003).

Positive ökonomische Auswirkungen

Ja

Tierzucht (Pelzhandel).

Negative gesundheitliche Auswirkungen

Ja

Zwischenwirt für den Fuchsbandwurm (Schichowski 2002), Tollwutüberträger (Allgöwer 2005).

Wissenslücken und Forschungsbedarf

Nein

Anmerkungen: Bewertungsmethode nach BfN-Skripten 401.

Quellen

- Akkermann, R. (1972): Süßwassermuscheln als tierische Zukost des Bisam *Ondatra zibethicus*. Bonn. zool. Beitr. 23: 61-65.
- Allgöwer, R. (2005): Bisamratte (Bisam) *Ondatra zibethicus* (Linnaeus, 1766). In: Braun, M. & Dieterlen, F. (Hrsg.), Die Säugetiere Baden-Württembergs. Band 2. Ulmer, Stuttgart: 342-349.
- Böhmer, H.J., Heger, T. & Trepl, L. (2001): Fallstudien zu gebietsfremden Arten. UBA Texte 13/2001: 127 S.
- Borkenhagen, P. (2011): Die Säugetiere Schleswig-Holsteins. Husum Druck- und Verlagsgesellschaft, Husum: 664 S.
- Brandner, T. (1955): Über die Bisamratte *Ondatra z. zibethicus* (L.) als Vernichter von Najaden. Arch. Hydrobiol. 50: 92-103.
- Brzezinski, M., Romanowski, J., Zmihorski, M. & Karpowicz, K. (2010): Muskrat (*Ondatra zibethicus*) decline after the expansion of American mink (*Neovison vison*) in Poland. Eur. J. Wildl. Res. 56: 341-348.
- Danell, K. (1996): Introductions of aquatic rodents: lessons of the muskrat *Ondatra zibethicus* invasion. Wildl. Biol. 2: 213-220.
- Meinert, G. & Diemer, B. (1977): Die Vermehrung des Bisams in Abhängigkeit von der Wassertemperatur. Gesunde Pflanze 29: 200-202.
- Nummi, P., Väänänen, V.M. & Malinen, J. (2006): Alien grazing: indirect effects of muskrats on invertebrates. Biol. Invasions 8: 993-999.
- Pagel, T. & Spieß, W. (2011): Der Zoologische Garten in Cöln eröffnet am 22. Juli 1860 - 150 Jahre Wildtierhaltung und -zucht. Zool. Gart. N.F. 80: 117-202.
- Pietsch, M. (1982): *Ondatra zibethicus* (Linnaeus, 1766) - Bisamratte, Bisam. In: Niethammer, J. & Krapp, F. (Hrsg.), Handbuch der Säugetiere Europas. Akad. Verlagsges., Wiesbaden: 177-192.
- Reinhardt, F., Herle, M., Bastiansen, F. & Streit, B. (2003): Ökonomische Folgen der Ausbreitung von Neobiota. UBA Texte 79/03: 254 S.
- Schichowski, H.D. (2002): Untersuchungen zum Vorkommen von Finnenstadien von *Echinococcus multilocularis* im Bisam (*Ondatra zibethicus*) im Regierungsbezirk Arnsberg (Nordrhein-Westfalen). Z. Jagdwiss. 48: 119-124.
- Smirnov, V.V. & Tretyakov, K. (1998): Changes in aquatic plant communities on the island of Valaam due to invasion by the muskrat *Ondatra zibethicus* L. (Rodentia, Mammalia). Biodivers. Conserv. 7: 673-690.
- Zejda, J. (1976): On the interaction between the water vole (*Arvicola terrestris*) and the muskrat (*Ondatra zibethicus*) in habitat selection. Zoologické Listy 25: 229-238.

Bearbeitung und Prüfung

Wolfgang Rabitsch & Stefan Nehring
2015-04-30

Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung

Procyon lotor – Waschbär

Systematik und Nomenklatur:	<i>Procyon lotor</i> (Linnaeus, 1758) Waschbär Synonyme: - Mammalia, Procyonidae
Lebensraum:	Terrestrischer Lebensraum
Status:	Etabliert
Ursprüngliches Areal:	Westliches Kanada, Östliches Kanada, Nordwestliche U.S.A., Zentrale nördliche U.S.A., Nordöstliche U.S.A., Südwestliche U.S.A., Zentrale südliche U.S.A., Südöstliche U.S.A., Mexiko, Zentral Amerika
Einführungsweise:	Absichtlich
Einfuhrvektoren:	Tierpark, Tierzucht, Jagd
Ersteinbringung:	1835 <i>Zwei lebende Tiere wurden 1835 aus New Orleans für die Königliche Menagerie in Berlin (Pfaueninsel) mitgebracht (Wiegmann 1837). Seit der Gründung (1860-1864) im Bestand des Zoologischen Garten Köln (Pagel & Spieß 2011).</i>
Erstnachweis:	1927 <i>Drei Paare gelangten 1927 bei Altenlotheim in die Freiheit, 1929 sind drei und 1930 zwei Tiere aus einer Zuchtfarm in der Eifel entkommen (Niethammer 1963). 1934 wurden vier Tiere am Edersee in Hessen ausgesetzt (Leicht 2009).</i>

Einstufungsergebnis: Invasive Art – Managementliste

A) Gefährdung der Biodiversität

Vergebene Wertstufe

Interspezifische Konkurrenz

Begründete Annahme

Raumkonkurrenz mit Vögeln auf Horstbäumen und in Baumhöhlen (Waldkauz) beobachtet (Henze & Henkel 2007, Görner 2009, Hohmann & Bartussek 2011). Nahrungskonkurrenz mit Wildkatze und Dachs konnte nicht bestätigt werden (Stubbe 1993).

Prädation und Herbivorie

Ja

*Frisst im Frühjahr bevorzugt Eier und Jungvögel, Fische, Amphibien (u.a. gefährdeter Moorfrosch) und Reptilien (u.a. lokal gefährdete Ringelnatter) sowie später im Jahr Wirbellose, Obst, Nüsse und verschiedene Pflanzen (Engelmann et al. 2011). Negative Auswirkungen auf die vom Aussterben bedrohte Europäische Sumpfschildkröte (*Emys orbicularis*) sowie auf die stark gefährdete Gelbbauchunke (*Bombina variegata*) liegen vor (Schneeweiß & Wilf 2009, Kirk pers. Mitt.)*

Hybridisierung

Nein

Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.

Krankheits- und Organismenübertragung

Unbekannt

Besitzt verschiedene Parasiten (z.B. Waschbärspulwurm) und kann Tollwut und Staupe übertragen (Michler & Michler 2012). Ob eine Gefährdung heimischer Arten besteht, ist unbekannt.

Negative ökosystemare Auswirkungen

Unbekannt

Starker Prädationsdruck im Frühjahr auf kleine Wirbeltiere könnte zu Veränderungen von Nahrungsbeziehungen führen. Ob eine Gefährdung heimischer Arten besteht, ist unbekannt.

B) Zusatzkriterien

Aktuelle Verbreitung

Großräumig

Weit verbreitet, vor allem in Mittel- und Ostdeutschland häufig (DJV 2014).

Maßnahmen

Vorhanden

Mechanische Bekämpfung (Entnahme aus der Natur; unterliegt in mehreren Bundesländern dem Jagdrecht, Bejagung unterbindet bislang Ausbreitung nicht), Verhinderung absichtlicher Ausbringung.

C) Biologisch-ökologische Zusatzkriterien

Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen

Ja

Sehr anpassungsfähige Art, die in Wäldern (bes. Altholzbestände in Wassernähe), Agrarland und (semi)urbanen Gebieten vorkommt (Stubbe 1993, Linderoth 2005).

Reproduktionspotenzial

Gering

2-4(6) Junge pro Wurf, ein Wurf pro Jahr, Geschlechtsreife beim Weibchen mit 1 Jahr, beim Männchen mit 2 Jahren (Stubbe 1993, Hohmann & Bartussek 2011).

Ausbreitungspotenzial

Hoch

Aktionsradius bis rund 5000 Hektar (Linderoth 2005), juvenile Männchen wandern 3 bis 285 km ab (Michler & Köhnmann 2010), Tierbefreiungsaktionen (Haferbeck & Wieding 1998).

Aktueller Ausbreitungsverlauf

Expansiv

In mehreren Regionen Deutschlands zunehmend, die Jagdstrecke ist stark ansteigend (1995/96 3.349 Tiere, 2012/13 104.371 Tiere) (DJV 2014).

Monopolisierung von Ressourcen

Nein

Förderung durch Klimawandel

Unbekannt

Die Verlängerung der Vegetationsperiode durch den Klimawandel wird für die Ausbreitung des Waschbären in Kanada teilweise (mit)verantwortlich gemacht (Larivière 2004).

D) Ergänzende Angaben

Negative ökonomische Auswirkungen

Ja

Landwirtschaft (z.B. Weinanbau), Tierzucht (Geflügelhaltungen), Bauwerke (Schäden durch Eindringen), Sonstiges (Dreck und Lärmbelästigung in Siedlungen) (Michler & Michler 2012).

Positive ökonomische Auswirkungen

Ja

Tierzucht (Pelzhandel).

Negative gesundheitliche Auswirkungen

Unbekannt

Sonstiges (potenzieller Überträger von Krankheiten, wie z.B. der Tollwut, Michler & Michler 2012).

Wissenslücken und Forschungsbedarf

Nein

Anmerkungen: Bewertungsmethode nach BfN-Skripten 401.

Quellen

DJV (2014): Invasion von Marderhund und Waschbär. Deutscher Jagdverband e.V., http://djv.newsroom.de/news/?meta_id=3641

Engelmann, A., Köhnmann, B.A. & Michler, F.-U. (2011): Nahrungsökologische Analyse von Exkrementen gefangener Waschbären (*Procyon lotor* L., 1758) aus dem Müritz-Nationalpark (Mecklenburg-Vorpommern) unter Berücksichtigung individueller Parameter. Beiträge zur Jagd- und Wildforschung 36: 587-604.

Görner, M. (2009): Haben Waschbären (*Procyon lotor*) einen Einfluß auf den Reproduktionserfolg heimischer Vögel? Acta Ornithoecol. 6: 197-209.

Haferbeck, E. & Wieding, F. (1998): Operation Tierbefreiung. Echo-Verlag, Göttingen: 272 S.

Henze, S. & Henkel, U. (2007): Zum Einfluss des Waschbären auf den Graureiher-Brutbestand im ehemaligen Landkreis Bernburg. Naturschutz Sachsen-Anhalt 44: 45-52.

Hohmann, U. & Bartussek, I. (2011): Der Waschbär, 3. aktual. Aufl. Oertel Spörer, Reutlingen: 200 S.

Larivière, S. (2004): Range expansion of raccoons in the Canadian prairies: review of hypotheses. Wildl. Soc. Bull. 32: 955-963.

Leicht, E. (2009): Waschbär - kleiner Feldversuch mit großer Wirkung. AFZ-DerWald 11: 570-573.

Linderoth, P. (2005): Waschbär *Procyon lotor* (Linnaeus, 1758). In: Braun, M. & Dieterlen, F. (Hrsg.), Die Säugetiere Baden-Württembergs. Band 2. Ulmer, Stuttgart: 517-525.

Michler, F.-U. & Köhnmann, B.A. (2010): Tierische Spitzenleistung - Abwanderungsverhalten von Waschbären (*Procyon lotor* L., 1758) in Norddeutschland. Labus 31: 52-59.

Michler, F.-U. & Michler, B.A. (2012): Ökologische, ökonomische und epidemiologische Bedeutung des Waschbären (*Procyon lotor*) in Deutschland - eine aktuelle Übersicht. Beiträge zur Jagd- und Wildforschung 37: 385-397.

Niethammer, G. (1963): Die Einbürgerung von Säugetieren und Vögeln in Europa. Parey, Berlin: 319 S.

Pagel, T. & Spieß, W. (2011): Der Zoologische Garten in Cöln eröffnet am 22. Juli 1860 - 150 Jahre Wildtierhaltung und -zucht. Zool. Gart. N.F. 80: 117-202.

Schneeweiß, N. & Wilf, M. (2009): Neozoen - eine neue Gefahr für die Reliktpopulation der Europäischen Sumpfschildkröte. Z. f. Feldherp. 16: 163-182.

Stubbe, M. (1993): *Procyon lotor* (Linné, 1758) - Waschbär. In: Stubbe, M. & Krapp, F. (Hrsg.), Handbuch der Säugetiere Europas. Aula, Wiesbaden: 331-364.

Wiegmann, A.F.A. (1837): Ueber die Gattung *Procyon*. Archiv für Naturgeschichte 3: 353-372.

Bearbeitung und Prüfung

Wolfgang Rabitsch, Stefan Nehring & Frank-Uwe Michler
2015-04-30

Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung

Rattus norvegicus – Wanderratte

Systematik und Nomenklatur:	<i>Rattus norvegicus</i> (Berkenhout, 1769) Wanderratte Synonyme: - Mammalia, Muridae
Lebensraum:	Terrestrischer Lebensraum
Status:	Etabliert
Ursprüngliches Areal:	Sibirien, Russischer Ferner Osten, China, Ostasien
Einführungsweise:	Unabsichtlich
Einfuhrvektoren:	Transport entlang von Häfen, Landwirtschaft, Vorratsschädlinge, Zierhandel, Tierzucht, Forschung
Ersteinbringung:	1750 <i>Hat Europa wahrscheinlich Anfang des 18. Jh. und speziell Deutschland vermutlich 1750 durch den Schiffsverkehr erreicht (Becker 1978).</i>
Erstnachweis:	1750 <i>Nach Becker (1978) seit 1750 vorhanden, nach Brehm (1883) 1780 überall häufig. Bauer (2001) vermutet eine frühere Besiedlung (Mitte 4. Jh. in Nordrhein-Westfalen), gesicherte Belege liegen aber nicht vor (Borkenhagen 2011).</i>

Einstufungsergebnis: Invasive Art – Managementliste

A) Gefährdung der Biodiversität

Vergebene Wertstufe

Interspezifische Konkurrenz <i>Konkurrenz mit der archäozoischen Hausratte (<i>Rattus rattus</i>) wird vermutet (Bauer 2001). Ob eine Gefährdung heimischer Arten besteht, ist unbekannt.</i>	Unbekannt
Prädation und Herbivorie <i>Ernährt sich überwiegend von Gräsern und Gemüse, es werden aber auch kleine Vögel, Amphibien und Mäuse gefressen (Becker 1978), auf Inseln kam es zu bestandesbedrohenden Auswirkungen auf Küstenvögel (z.B. Scharhörn, Helgoland, Habs & Heinz 1951, Vauk 1958; Frankreich, Pascal et al. 2005; Spanien, Traveset et al. 2009).</i>	Ja
Hybridisierung <i>Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	Nein
Krankheits- und Organismenübertragung <i>Überträgt verschiedene Krankheitserreger (z.B. Leptospiren, Tollwut), die Prävalenz ist aber gering (Becker 1978, Borkenhagen 2011). Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	Nein
Negative ökosystemare Auswirkungen <i>Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	Nein

B) Zusatzkriterien

Aktuelle Verbreitung <i>In allen Bundesländern vorhanden (Meinig et al. 2009), der Bestand wird auf rund 200 Millionen Tiere geschätzt (Dieterlen 2005).</i>	Großräumig
Maßnahmen <i>Mechanische Bekämpfung (Entnahme aus der Natur), Chemische Bekämpfung (Giftköder werden routinemäßig zur Rattenbekämpfung eingesetzt, die durch das Infektionsschutzgesetz (IfSG) und das Tierseuchengesetz (TierSG) geregelt ist; Ausrottung auf Inseln zeigt positive Effekte und wurde mehrfach erfolgreich durchgeführt, z.B. Amrum, Helgoland, Borkenhagen 2011; Frankreich, Pascal et al. 2005), Verhinderung absichtlicher Ausbringung.</i>	Vorhanden

C) Biologisch-ökologische Zusatzkriterien

Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen <i>Meist in Städten und Dörfern, sekundär auch im Freien, hier meist an Gewässerufeln mit dichter Vegetation (Becker 1978).</i>	Ja
--	-----------

Reproduktionspotenzial <i>4-8 Junge pro Wurf, 3-6 Würfe pro Jahr, Geschlechtsreife mit 4 Monaten, stark vom Nahrungsangebot abhängig, Lebenserwartung im Freiland ca. ein Jahr (Becker 1978).</i>	Hoch
Ausbreitungspotenzial <i>Aktionsraum meist <100m, Wanderungen über mehrere Kilometer (Name Wanderratte), Verschleppung mit Getreidetransporten durch Kraftfahrzeuge, Schiffe etc. (Dieterlen 2005).</i>	Hoch
Aktueller Ausbreitungsverlauf <i>In ganz Europa weit verbreitet mit stabilen Vorkommen (Dieterlen 2005, Meinig et al. 2009),</i>	Stabil
Monopolisierung von Ressourcen	Nein
Förderung durch Klimawandel <i>Es liegen keine Daten zu den Auswirkungen des Klimawandels vor.</i>	Unbekannt

D) Ergänzende Angaben

Negative ökonomische Auswirkungen <i>Landwirtschaft (Schäden und Verunreinigung von Lebens- und Futtermittel in der Vorratshaltung), Bauwerke (Schäden durch Nagen und Graben) (Dieterlen 2005).</i>	Ja
Positive ökonomische Auswirkungen <i>Sonstiges (Zuchtform als Labortier, Becker 1978).</i>	Ja
Negative gesundheitliche Auswirkungen <i>Hygieneproblem (Krankheitsüberträger, z.B. Leptospiren, Pest, Tollwut, Typhus, Salmonellen, Becker 1978, Borkenhagen 2011).</i>	Ja
Wissenslücken und Forschungsbedarf	Nein

Anmerkungen: Bewertungsmethode nach BfN-Skripten 401.

Quellen

- Bauer, K. (2001): Wanderratte *Rattus norvegicus* (Berkenhout, 1769). In: Spitzenberger, F. (Hrsg.), Die Säugetierfauna Österreichs. BLFUW, Wien: 527-533.
- Becker, K. (1978): *Rattus norvegicus* (Berkenhout, 1769) - Wanderratte. In: Niethammer, G. & Krapp, F. (Hrsg.), Handbuch der Säugetiere Europas. Aula, Wiesbaden: 401-420.
- Borkenhagen, P. (2011): Die Säugetiere Schleswig-Holsteins. Husum Druck- und Verlagsgesellschaft, Husum: 664 S.
- Brehm, A. (1883): Brehms Thierleben. Allgemeine Kunde des Tierreichs. Verlag Bibliograph. Inst., Leipzig: 532 S.
- Dieterlen, F. (2005): Wanderratte *Rattus norvegicus* (Berkenhout, 1769). In: Braun, M. & Dieterlen, F. (Hrsg.), Die Säugetiere Baden-Württembergs. Band 2. Ulmer, Stuttgart: 261-276.
- Habs, H. & Heinz, H.J. (1951): Beitrag zur Biologie freilebender Wanderratten. Z. hygien. Zool. 39: 65-81.
- Meinig, H., Boye, P. & Hutterer, R. (2009): Rote Liste und Gesamtartenliste der Säugetiere (Mammalia) Deutschlands. Natursch. Biol. Vielfalt 70: 115-153.
- Pascal, M., Siorat, F., Lorvelec, O., Yésou, P. & Simberloff, D. (2005): A pleasing consequence of Norway rat eradication: two shrew species recover. Divers. Distrib. 11: 193-198.
- Steiniger, F. (1948): Biologische Beobachtungen an freilebenden Wanderratten auf der Hallig Norderroog. Zool. Anz., Suppl. 13: 152-156.
- Traveset, A., Nogales, M., Alcover, J.A., Delgado, J.D., López-Darias, M., Godoy, D., Igual, J.M. & Bover, P. (2009): A review on the effects of alien rodents in the Balearic (Western Mediterranean Sea) and Canary Islands (Eastern Atlantic Ocean). Biol. Invasions 11: 1653-1670.
- Vauk, G. (1958): Einige Bemerkungen zum Vorkommen und Verhalten der Wanderratte *Rattus norvegicus* (Berkenhout, 1769) auf der Insel Helgoland. Säugetierk. Mitt. 4: 74-76.

Bearbeitung und Prüfung

Wolfgang Rabitsch & Stefan Nehring
2015-04-30

Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung

Acridotheres tristis – Hirtenmaina

Systematik und Nomenklatur:	<i>Acridotheres tristis</i> (Linnaeus, 1766) Hirtenmaina Synonyme: <i>Sturnus tristis</i> ; Heuschreckenstar, Hirtenstar Aves, Passeriformes, Sturnidae
Lebensraum:	Terrestrischer Lebensraum
Status:	Unbeständig
Ursprüngliches Areal:	Zentralasien, Westasien, China, Indischer Subkontinent, Indochina, Malaysia
Einführungsweise:	Absichtlich
Einfuhrvektoren:	Tierpark, Zierhandel
Ersteinbringung:	1874 <i>1874 im Bestand des Zoologischen Garten Köln enthalten (Pagel & Spieß 2011). Seit 1880 als Ziervogel bei Vogelhändlern im Angebot (Reichenow 1881).</i>
Erstnachweis:	1906 <i>Im Herbst 1906 wurde bei Altenburg/Thüringen ein Hirtenmaina geschossen, nachdem er möglicherweise als Gefangenschaftsflüchtling längere Zeit frei überlebt hatte (Moritz 1975).</i>

Einstufungsergebnis: Potenziell invasive Art – Beobachtungsliste

<u>A) Gefährdung der Biodiversität</u>	<u>Vergebene Wertstufe</u>
Interspezifische Konkurrenz <i>Konkurrenzvorteile (Nistplätze und Nahrung) durch aggressives Verhalten gegenüber Vogelarten in urbanen Lebensräumen sind kontextabhängig (Australien, Pell & Tidemann 1997, Lowe et al. 2011), für endemische Arten auf pazifischen Inseln nachgewiesen (Seychellen, Canning 2011; Tahiti, Blanvillain et al. 2003). Ob eine Gefährdung heimischer Arten besteht, ist unbekannt.</i>	Unbekannt
Prädation und Herbivorie <i>Omnivor, ernährt sich von Früchten, Samen, Insekten und kleinen Reptilien. Eier von anderen Vögeln werden zerstört und Jungtiere getötet (Tahiti, Blanvillain et al. 2003; Australien, Fitzsimons 2006). Ob eine Gefährdung heimischer Arten besteht, ist unbekannt.</i>	Unbekannt
Hybridisierung <i>Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	Nein
Krankheits- und Organismenübertragung <i>Reservoir und Vektor für verschiedene Pathogene (z.B. Vogel malaria, Ishtiaq et al. 2006). Ob eine Gefährdung heimischer Arten besteht, ist unbekannt.</i>	Unbekannt
Negative ökosystemare Auswirkungen <i>Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	Nein
<u>B) Zusatzkriterien</u>	
Aktuelle Verbreitung <i>In Deutschland mehrfach aus privaten Haltungen ins Freiland entkommen, zwischen 1971 und 1999 mehrere temporäre lokale Brutansiedlungen (Bauer & Woog 2008), etablierte Populationen in Europa in Spanien (Balearn, Kanaren), Frankreich und Italien (CABI 2009).</i>	Kleinräumig
Sofortmaßnahmen <i>Mechanische Bekämpfung (Entnahme aus der Natur, CABI 2009, Canning 2011), Verhinderung absichtlicher Ausbringung, Sonstiges (Ein Haltungsverbot sollte erwogen werden; Öffentlichkeitsarbeit).</i>	Vorhanden
<u>C) Biologisch-ökologische Zusatzkriterien</u>	
Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen <i>Siedlungsbiotoptypen, Gebüsche und Gehölze der Offenlandschaft (z.B. Markula et al. 2009), naturnahe Wälder (Australien, Pell & Tidemann 1997).</i>	Ja
Reproduktionspotenzial <i>2-6 Eier pro Gelege, 1-3 Gelege pro Jahr, Geschlechtsreife nach 9-12 Monaten (Markula et al. 2009).</i>	Hoch

Ausbreitungspotenzial <i>Standorttreu, im Handel verfügbar.</i>	Hoch
Aktueller Ausbreitungsverlauf <i>In Europa keine Ausbreitungstendenz erkennbar, global in Ausbreitung begriffen (Nahe Osten, Holzapfel et al. 2006; Südafrika, Peacock et al. 2007; Australien, Markula et al. 2009).</i>	Stabil
Monopolisierung von Ressourcen	Nein
Förderung durch Klimawandel <i>Bevorzugt wärmeres Klima (CABI 2009, Markula et al. 2009).</i>	Ja

D) Ergänzende Angaben

Negative ökonomische Auswirkungen <i>Obstbau (Australien, Neuseeland, Hawaii, CABI 2009).</i>	Ja
Positive ökonomische Auswirkungen <i>Landwirtschaft (reduziert Schadinsekten im Agrarland; absichtliche Freisetzung zur Schädlingsbekämpfung haben in den (Sub)Tropen stattgefunden, CABI 2009).</i>	Ja
Negative gesundheitliche Auswirkungen <i>Krankheitserreger (Übertragung von Vogelmilben, Läuse und parasitischen Würmern, die auch auf Menschen übergehen können; übertragen zudem Erreger der Psittakose, Ornithose, Salmonellen und Arboviren und andere Pathogene, CABI 2009).</i>	Ja
Wissenslücken und Forschungsbedarf <i>Auswirkungen gegenüber heimischen Arten, speziell Höhlenbrütern, sollten überprüft werden.</i>	Ja

Anmerkung: Bewertungsmethode nach BfN-Skripten 401.

Quellen

- Bauer, H.-G. & Woog, F. (2008): Nichtheimische Vogelarten (Neozoen) in Deutschland, Teil I: Auftreten, Bestände und Status. Vogelwarte 46: 157-194.
- Blanvillain, C., Salducci, J.M., Tuteururai, G. & Maeura, M. (2003): Impact of introduced birds on the recovery of the Tahiti flycatcher (*Pomarea nigra*), a critically endangered forest bird of Tahiti. Biol. Conserv. 109: 197-205.
- CABI (2009): *Acridotheres tristis* (common myna). CABI Invasive Species Compendium, <http://www.cabi.org/isc/?compid=5&dsid=2994&loadmodule=datasheet&page=481&site=144>
- Canning, G. (2011): Eradication of the invasive common myna, *Acridotheres tristis*, from Fregate Island, Seychelles. Phelsuma 19: 43-53.
- Fitzsimons, J.A. (2006): Anti-predator aggression in the common myna *Acridotheres tristis*. Australian Field Ornithology 23: 202-205.
- Holzapfel, C., Levin, N., Hatzofe, O. & Kark, S. (2006): Colonisation of the Middle East by the invasive Common Myna (*Acridotheres tristis* L.), with special reference to Israel. Sandgrouse 28: 44-51.
- Ishtiaq, F., Beadell, J.S., Baker, A.J., Rahmani, A.R., Jhala, Y.V. & Fleischer, R.C. (2006): Prevalence and evolutionary relationships of haematozoan parasites in native versus introduced populations of common myna *Acridotheres tristis*. Proc. R. Soc. B 273: 587-594.
- Lowe, K.A., Taylor, C.E. & Major, R.E. (2011): Do Common Mynas significantly compete with native birds in urban environments? J. Ornithol. 152: 909-921.
- Markula, A., Hannan-Jones, M. & Csurhes, S. (2009): Pest Animal Risk Assessment - Indian Myna *Acridotheres tristis*. Biosecurity Queensland: 20 S.
- Moritz, V. (1975): Beobachtungen an Hirtenmainas (*Acridotheres tristis* [L.]) im Kreis Storman (Schleswig-Holstein). Ornithol. Mitt. 27: 134.
- Pagel, T. & Spieß, W. (2011): Der Zoologische Garten in Cöln eröffnet am 22. Juli 1860 - 150 Jahre Wildtierhaltung und -zucht. Zool. Gart. N.F. 80: 117-202.
- Peacock, D.S., van Rensburg, B.J. & Robertson, M.P. (2007): The distribution and spread of the invasive alien common myna, *Acridotheres tristis* L. (Aves; Sturnidae), in southern Africa. S. Afr. J. Sci. 103: 465-473.
- Pell, A.S. & Tidemann, C.R. (1997): The impact of two exotic hollow-nesting birds on two native parrots in savannah and woodland in eastern Australia. Biol. Conserv. 79: 145-153.
- Reichenow, A. (1881): Die sechste Ausstellung des Deutschen Vereins für Vogelzucht und Acclimatisation in Berlin. Ornithologisches Centralblatt 6: 6-7, 36-37.

Bearbeitung und Prüfung

Wolfgang Rabitsch, Stefan Nehring & Friederike Woog
2015-04-30

Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung

Alectoris chukar – Chukarhuhn

Systematik und Nomenklatur:	<i>Alectoris chukar</i> (Gray, 1830) Chukarhuhn Synonyme: <i>Alectoris kakelik</i> , <i>Tetrao kakelik</i> Aves, Galliformes, Phasianidae
Lebensraum:	Terrestrischer Lebensraum
Status:	Unbeständig
Ursprüngliches Areal:	Südosteuropa, Kaukasus, Westasien, China, Mongolei
Einführungsweise:	Absichtlich
Einfuhrvektoren:	Tierpark, Jagd, Zierhandel
Ersteinbringung:	1955 <i>1955 im Bestand des Zoologischen Garten Köln enthalten (Pagel & Spieß 2011), möglicherweise schon früher eingebracht.</i>
Erstnachweis:	1986 <i>Im Mai 1986 in Nähe des Wankhauses (Bayerische Voralpen) beobachtet (Bezzel 1987). Nach Aussetzungen in Österreich, Schweiz und Frankreich ist es möglicherweise auch schon früher in Deutschland zu vereinzelt Brutungen gekommen (Bezzel 1987).</i>

Einstufungsergebnis: Invasive Art – Aktionsliste

<u>A) Gefährdung der Biodiversität</u>	<u>Vergebene Wertstufe</u>
Interspezifische Konkurrenz <i>Zu einer nicht auszuschließenden Konkurrenz mit europäischen Steinhuhnarten (vgl. Bezzel 1987) liegen keine Informationen vor.</i>	Unbekannt
Prädation und Herbivorie <i>Ernährt sich von verschiedenen Gräsern, Samen und Insekten (Bauer et al. 2005). Zum gegenwärtigen Zeitpunkt ist keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	Nein
Hybridisierung <i>Hybridisiert mit dem heimischen Rothuhn (<i>A. rufa</i>) und dem heimischen Steinhuhn (<i>A. graeca</i>) fruchtbar (Italien, Baratti et al. 2004, Barbanera et al. 2009, Barilani et al. 2007a; Spanien, Tejedor et al. 2007, Martínez-Fresno et al. 2008; Griechenland, Barilani et al. 2007b) und verringert die genetische Vielfalt dieser Arten durch Introgression.</i>	Ja
Krankheits- und Organismenübertragung <i>Alectoris-Arten sind Wirte für zahlreiche Krankheitserreger, vor allem Viren (West-Nil-Virus, Influenzaviren, u.a.) (Millán 2009). Ob eine Gefährdung heimischer Arten besteht, ist unbekannt.</i>	Unbekannt
Negative ökosystemare Auswirkungen <i>Zum gegenwärtigen Zeitpunkt ist keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	Nein
<u>B) Zusatzkriterien</u>	
Aktuelle Verbreitung <i>Nach Bezzel (1987) in den bayerischen Alpen, neuere Nachweise liegen aus dem Jahr 1999 vor (DSK 2005), Vorkommen in angrenzenden Ländern (etabliert in Frankreich, vermutlich unbeständig in Österreich und Tschechische Republik, Bauer & Woog 2008, DAISIE 2014).</i>	Kleinräumig
Sofortmaßnahmen <i>Mechanische Bekämpfung (Entnahme aus der Natur), Verhinderung absichtlicher Ausbringung (Niethammer 1963), Sonstiges (Öffentlichkeitsarbeit).</i>	Vorhanden
<u>C) Biologisch-ökologische Zusatzkriterien</u>	
Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen <i>Hochgebirgsrasen, Polsterfluren, Fels-, Schutt- und Geröllfluren (Latitude42 2011).</i>	Ja
Reproduktionspotenzial <i>7-21 Eier pro (Misch)Gelege, 1-(2) Gelege pro Jahr, Geschlechtsreife nach einem Jahr (Latitude42 2011), Bruterfolg infolge hoher Jungensterblichkeit oftmals gering (Bauer et al. 2005).</i>	Hoch
Ausbreitungspotenzial <i>Eigenständige Ausbreitung gering, absichtliche Ausbringung nachgezüchteter Tiere (Niethammer</i>	Hoch

1963, Bauer et al. 2005), im Handel verfügbar.

Aktueller Ausbreitungsverlauf

Unbekannt

Da eine sichere Zuordnung der Hybriden nur durch genetische Analysen möglich ist, ist der Ausbreitungsverlauf in Europa weitgehend unbekannt.

Monopolisierung von Ressourcen

Nein

Förderung durch Klimawandel

Unbekannt

Der Klimawandel könnte die Art im Mittelmeergebiet begünstigen (Huntley et al. 2007).

D) Ergänzende Angaben

Negative ökonomische Auswirkungen

Keine

Positive ökonomische Auswirkungen

Ja

Jagd (Niethammer 1963).

Negative gesundheitliche Auswirkungen

Unbekannt

Krankheitserreger (Übertragung von Viren, Parasiten etc. potenziell möglich, vgl. Millán 2009).

Wissenslücken und Forschungsbedarf

Nein

Anmerkung: Bewertungsmethode nach BfN-Skripten 401. Unterliegt Artikel 1 der EG-Vogelschutzrichtlinie 2009/147 des Europäischen Parlaments und des Rates; damit gilt das Chukarhuhn in Deutschland als besonders geschützte Art (§ 7 Abs. 2 Nr. 13b BNatSchG).

Quellen

Baratti, M., Ammannati, M., Magnelli, C. & Dessi-Fulgheri, F. (2004): Introgression of chukar genes into a reintroduced red-legged partridge (*Alectoris rufa*) population in central Italy. *Animal Genetics* 36: 29-35.

Barbanera, F., Guerrini, M., Khan, A.A., Panayides, P., Hadjigerou, P., Sokos, C., Gombobaatar, S., Samadi, S., Khan, B.Y., Tofanelli, S., Paoli, G. & Dini, F. (2009): Human-mediated introgression of exotic chukar (*Alectoris chukar*) genes from East Asia into native Mediterranean partridges. *Biol. Invasions* 11: 333-348.

Barilani, M., Bernard-Laurent, A., Mucci, N., Tabarroni, C., Kark, S., Perez Garrido, J.A. & Randi, E. (2007a): Hybridisation with introduced chukars (*Alectoris chukar*) threatens the gene pool integrity of native rock (*A. graeca*) and red-legged (*A. rufa*) partridge populations. *Biol. Conserv.* 137: 57-69.

Barilani, M., Sfougaris, A., Giannakopoulos, A., Mucci, N., Tabarroni, C. & Randi, E. (2007b): Detecting introgressive hybridisation in rock partridge populations (*Alectoris graeca*) in Greece through Bayesian admixture analyses of multilocus genotypes. *Conserv. Genet.* 8: 343-354.

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. Aula, Wiebelsheim: 808 S.

Bezzel, E. (1987): Chukarhuhn (*Alectoris chukar*) jetzt auch in den bayerischen Alpen, Gefahr für das Steinhuhn (*Alectoris graeca*)? *Garmischer vogelkundliche Berichte* 16: 62-63.

DAISIE (2014): *Alectoris chukar*. DAISIE, <http://www.europe-aliens.org/speciesFactsheet.do?speciesId=50320#>

DSK (2005): Seltene Vogelarten in Deutschland 1999. *Limicola* 19: 1-63.

Huntley, B., Green, R.E., Collingham, Y.C. & Willis, S.G. (2007): A climatic atlas of European breeding birds. Durham Univ., RSPB, Lynx Ed., Barcelona: 521 S.

Latitude42 (2011): Pest Risk Assessment: Chukar partridge (*Alectoris chukar*). Latitude 42 Environmental Consultants Pty Ltd. Hobart, Tasmania: 20 S.

Martínez-Fresno, M., Henriques-Gil, N. & Arana, P. (2008): Mitochondrial DNA sequence variability in red-legged partridge, *Alectoris rufa*, Spanish populations and the origins of genetic contamination from *A. chukar*. *Conserv. Genet.* 9: 1223-1231.

Millán, J. (2009): Diseases of the red-legged partridge (*Alectoris rufa* L.): A review. *Wildl. Biol. Pract.* 5: 70-88.

Niethammer, G. (1963): Die Einbürgerung von Säugetieren und Vögeln in Europa. Parey, Hamburg, Berlin: 319 S.

Pagel, T. & Spieß, W. (2011): Der Zoologische Garten in Cöln eröffnet am 22. Juli 1860 - 150 Jahre Wildtierhaltung und -zucht. *Zool. Gart. N.F.* 80: 117-202.

Tejedor, M.T., Monteagudo, L.V., Mautner, S., Hadjisterkotis, E. & Arruga, M.V. (2007): Introgression of *Alectoris chukar* genes into a Spanish wild *Alectoris rufa* population. *J. Heredity* 98: 179-182.

Bearbeitung und Prüfung

Wolfgang Rabitsch, Stefan Nehring & Hans-Günther Bauer
2015-04-30

Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung

Alopochen aegyptiaca – Nilgans

Systematik und Nomenklatur:	<i>Alopochen aegyptiaca</i> Linnaeus, 1766 Nilgans Synonyme: - Aves, Anatidae
Lebensraum:	Terrestrischer Lebensraum
Status:	Etabliert
Ursprüngliches Areal:	Tropisches Westafrika, Zentrales Tropisches Afrika, Nordöstliches Tropisches Afrika, Tropisches Ostafrika, Tropisches Südafrika, Südafrika
Einführungsweise:	Absichtlich
Einfuhrvektoren:	Tierpark, Zierhandel
Ersteinbringung:	1832 <i>1832 in der Menagerie auf der Pfaueninsel bei Berlin vorhanden (Kolbe 2001). Bereits im 17. Jh. in England eingeführt (Kolbe 2001).</i>
Erstnachweis:	1866 <i>Flüchtlinge aus dem Park Reinhardsbrunn in Thüringen 1866 erlegt (Von Knorre et al. 1986). Erste Freilandbrut von Parkvögeln 1970 in Sachsen (Steffens et al. 1998), 1981 von aus den Niederlanden eingeflogenen Tieren in Rheinland-Pfalz (Bos et al. 2005).</i>

Einstufungsergebnis: Potenziell invasive Art – Beobachtungsliste

A) Gefährdung der Biodiversität

Vergebene Wertstufe

Interspezifische Konkurrenz	Unbekannt
<i>Konkurrenz um Nistplätze an Gewässern, um Storchennester und Greifvogelhorste ist dokumentiert, aber nicht näher untersucht (NWO 2002, Halbauer & Sängler 2009, Stübing et al. 2010, Andris et al. 2011). Ob eine Gefährdung heimischer Arten besteht, ist unbekannt. Revierinhaber an Parkgewässern vertreiben nicht selten andere (brütende) Wasservögel (Stübing et al. 2010).</i>	
Prädation und Herbivorie	Nein
<i>Ernährt sich überwiegend von Gräsern und Samen, Blättern und Stielen von verschiedenen Pflanzen sowie von Insekten (Bauer et al. 2005). Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	
Hybridisierung	Nein
<i>Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	
Krankheits- und Organismenübertragung	Nein
<i>Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	
Negative ökosystemare Auswirkungen	Nein
<i>Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	

B) Zusatzkriterien

Aktuelle Verbreitung	Großräumig
<i>In Deutschland in allen Bundesländern, Bestand 250-300 Brutpaare um 2000, 5000-7500 Brutpaare in 2005-2009, Trend stark zunehmend (Südbeck et al. 2009, SVD & DDA 2014).</i>	
Maßnahmen	Vorhanden
<i>Mechanische Bekämpfung (Entnahme aus der Natur; unterliegt nicht dem Jagdrecht, in einzelnen Bundesländern wurden aber Jagdzeiten festgelegt, DJV 2010; die seit dem Jagdjahr 2006/07 stattfindende Bejagung scheint bisher keinen relevanten Einfluss auf die positive Bestandsentwicklung zu nehmen, DJV 2010), Verhinderung absichtlicher Ausbringung, Sonstiges (Öffentlichkeitsarbeit).</i>	

C) Biologisch-ökologische Zusatzkriterien

Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen	Ja
<i>Sehr anpassungsfähig, besiedelt künstliche (Parkgewässer, Baggerteiche, Fischteiche) und natürliche Gewässer sowie Feuchtgebiete (z.B. NWO 2002).</i>	

Reproduktionspotenzial <i>5-15 Eier pro Gelege, 1 (in Westeuropa bis 3) Gelege pro Jahr; Geschlechtsreife mit 1-2 Jahren (Bauer et al. 2005).</i>	Hoch
Ausbreitungspotenzial <i>In Mitteleuropa Standvogel, ev. Kurzstreckenzieher, wird aktuell nur noch selten gezüchtet (Kolbe 2001).</i>	Gering
Aktueller Ausbreitungsverlauf <i>Bestand und Areal nehmen in Deutschland und in vielen weiteren europäischen Ländern zu (Bauer et al. 2005, Bauer & Woog 2008, SVD & DDA 2014).</i>	Expansiv
Monopolisierung von Ressourcen	Nein
Förderung durch Klimawandel <i>Es ist anzunehmen, dass die tropische Art von einer Klimaerwärmung profitiert (Lensink 1999).</i>	Ja

D) Ergänzende Angaben

Negative ökonomische Auswirkungen <i>Landwirtschaft (Getreidefelder werden regelmäßig aufgesucht, Bergmann et al. 1990, Andris et al. 2011; Meldungen über nennenswerte Schäden liegen aus Europa aber nicht vor).</i>	Keine
Positive ökonomische Auswirkungen <i>Zierhandel, Tierzucht (Berndt & Busche 1993, Kolbe 2001).</i>	Ja
Negative gesundheitliche Auswirkungen	Keine
Wissenslücken und Forschungsbedarf <i>Die naturschutzfachlichen Auswirkungen sind näher zu untersuchen.</i>	Ja

Anmerkungen: Bewertungsmethode nach BfN-Skripten 401.

Quellen

- Andris, K., Gabier, E., Hurst, J., Münch, Ch., Rupp, J. & Westermann, K. (2011): Rapid expansion of the Egyptian goose (*Alopochen aegyptiaca*) on the southern upper Rhine. *Naturschutz südl. Oberrhein* 6: 85-98.
- Bauer, H.G., Bezzel, E. & Fiedler, W. (2005): Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas. Band 1: Nonpasseriformes - Nichtsperlingsvögel. Aula, Wiebelsheim: 808 S.
- Bauer, H.G. & Woog, F. (2008): Nichtheimische Vogelarten (Neozoen) in Deutschland, Teil I: Auftreten, Bestände und Status. *Vogelwarte* 46: 157-194.
- Bergmann, R.F., Kretschmar, E. & Buchheim, A. (1990): Die Nilgans (*Alopochen aegyptiacus*) als neuer Brutvogel in Westfalen - vom Zooflüchtling zum Kulturfolger? *Charadrius* 26: 92-98.
- Berndt, R.K. & Busche, G. (1993): *Vogelwelt Schleswig-Holsteins Entenvögel II*. Wachholtz Verlag, Neumünster: 228 S.
- Bos, J., Buchheit, M., Austgen, M. & Elle, O. (2005): *Atlas der Brutvögel des Saarlandes*. Ornithologischer Beobachterring Saar: 431 S.
- DJV (2010): *Wildtier-Informationssystem der Länder Deutschlands: Ergebnisse 2009*. Deutscher Jagdschutzverband e.V., Berlin: 23 S.
- Halbauer, J. & Sängler, H. (2009): Bemerkenswerte Beobachtung zu den Neozoen Nilgans (*Alopochen aegypticus*) und Waschbär (*Procyon lotor*). *Acta Ornithoecol.* 6: 163-166.
- Kolbe, H. (2001): Erstimporte, markante Punkte früherer Haltungen sowie Erstzuchten der Entenvögel in Deutschland bis zum Jahresende 2000 (I). *Zool. Gart. N.F.* 71: 243-265.
- Lensink, R. (1999): Aspects of the biology of Egyptian Goose *Alopochen aegyptiacus* colonizing the Netherlands. *Bird Study* 46: 195-204.
- NWO (2002): *Die Vögel Westfalens*. NIBUK, Neunkirchen-Seelscheid: 397 S.
- Steffens, R., Saemann, D. & Größler, K. (1998): *Die Vogelwelt Sachsens*. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg: 640 S.
- Stübing, S., Korn, M., Kreuziger, J. & Werner, M. (2010): *Vögel in Hessen*. HGON, Echzell: 530 S.
- Südbeck, P., Bauer, H.G., Boschert, M., Boye, P. & Knief, W. (2009): Rote Liste und Gesamtartenliste der Brutvögel (Aves) Deutschlands. *Natursch. Biol. Vielfalt* 70: 159-227.
- SVD & DDA (Hrsg.) (2014): *Atlas Deutscher Brutvogelarten*. Stiftung Vogelmonitoring Deutschland und Dachverband Deutscher Avifaunisten, Münster: 800 S.
- Von Knorre, D., Grün, G., Günther, R. & Schmidt, K. (1986): *Die Vogelwelt Thüringens*. Aula, Wiesbaden: 339 S.
- Zootierliste (2014): Informationen zu Tierbeständen öffentlicher Tierhaltungen. <http://www.zootierliste.de>

Bearbeitung und Prüfung

Wolfgang Rabitsch, Stefan Nehring & Susanne Homma
2015-04-30

Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung

Anser cygnoides – Schwanengans

Systematik und Nomenklatur:	<i>Anser cygnoides</i> (Linnaeus, 1758) Schwanengans Synonyme: - <i>Wildfänge oder Nachzuchten von reinen Schwanengänsen waren und sind in Mitteleuropa stets nur in sehr geringer Zahl vorhanden (Kolbe 2001). Bei den in Deutschland wild lebenden Tieren handelt es sich größtenteils um die domestizierte Form, die Höckergans genannt wird, oder um Hybride.</i> Aves, Anatidae
Lebensraum:	Terrestrischer Lebensraum
Status:	Etabliert
Ursprüngliches Areal:	Sibirien, Russischer Ferner Osten, China, Mongolei
Einführungsweise:	Absichtlich
Einfuhrvektoren:	Zierhandel, Tierpark
Ersteinbringung:	1854 <i>1854 vorhanden (Geiter et al. 2002). 1860 im Bestand des Zoologischen Garten Köln enthalten (Pagel & Spieß 2011).</i>
Erstnachweis:	1854 <i>Nach Geiter et al. (2002) 1854 zur Belustigung ausgesetzt. Flugunfähige Tiere wurden ab 1926 im Nymphenburger Park in München frei gehalten (Wüst 1973). Erste Freilandbrut 1967 in Bayern (Wüst 1981).</i>

Einstufungsergebnis: Potenziell invasive Art – Handlungsliste

<u>A) Gefährdung der Biodiversität</u>	<u>Vergebene Wertstufe</u>
Interspezifische Konkurrenz <i>Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	Nein
Prädation und Herbivorie <i>Ernährt sich fast ausschließlich vegetarisch von verschiedenen Pflanzen (Bauer et al. 2005). Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	Nein
Hybridisierung <i>Hybridisierungen mit heimischen (z.B. Graugans) und gebietsfremden Arten (z.B. Kandagans, Streifengans) werden regelmäßig und mit zum Teil fertilen Nachwuchs festgestellt (Preusch 2005, Stübing et al. 2010). Eine Gefährdung heimischer Arten wird angenommen.</i>	Begründete Annahme
Krankheits- und Organismenübertragung <i>Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	Nein
Negative ökosystemare Auswirkungen <i>Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	Nein
<u>B) Zusatzkriterien</u>	
Aktuelle Verbreitung <i>In Deutschland 2005 im Süden und Südwesten mit 15-20 Brutpaaren verbreitet (Südbeck et al. 2009), durch aktive Entnahmen Reduzierung auf ca. 5-10 Brutpaare bei Würth und in Heidelberg in 2005-2009 (SVD & DDA 2014), Vorkommen in angrenzenden Ländern (Niederlande, Kampe-Persson 2010).</i>	Kleinräumig
Maßnahmen <i>Mechanische Bekämpfung (Entnahme aus der Natur; unterliegt dem Jagdrecht nach BJagdG; Bestände wurden u.a. aufgrund Verkotens von Liegewiesen mehrfach erfolgreich reduziert, u.a. Berndt & Busche 1991, Preusch 2005), Verhinderung absichtlicher Ausbringung, Sonstiges (Öffentlichkeitsarbeit).</i>	Vorhanden
<u>C) Biologisch-ökologische Zusatzkriterien</u>	
Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen <i>Ufernahe Feuchtwiesen, weite Flusstäler mit Wiesen, schnell fließende Flüsse im Gebirge, Süß- und Salzwasserseen (Bauer et al. 2005).</i>	Ja
Reproduktionspotenzial	Gering

5-8 Eier pro Gelege, ein Gelege pro Jahr; Geschlechtsreife mit 2- 4 Jahren (Bauer et al. 2005).

Ausbreitungspotenzial

Hoch

Gilt als standorttreu (Geiter et al. 2002), es überwiegen Hybride und Zuchtformen in Zoos und Privatanlagen, die auch freifliegend gehalten werden (Kolbe 2001).

Aktueller Ausbreitungsverlauf

Stabil

Durch wiederholter Entnahme aus der Natur momentan stabiler Bestand (Bauer pers. Mitt.), ohne Eingriff lokal jedoch auch rasche Bestandszunahmen möglich (Preusch 2005), in anderen europäischen Ländern keine Zunahme erkennbar (Kampe-Persson 2010).

Monopolisierung von Ressourcen

Nein

Förderung durch Klimawandel

Unbekannt

Es liegen keine Daten zu den Auswirkungen des Klimawandels vor.

D) Ergänzende Angaben

Negative ökonomische Auswirkungen

Keine

Positive ökonomische Auswirkungen

Ja

Zierhandel, Tierzucht (Berndt & Busche 1993).

Negative gesundheitliche Auswirkungen

Unbekannt

Im Gänsekot können humanmedizinisch relevante Krankheitserreger enthalten sein, eine direkte Ansteckung des Menschen wurde bisher nicht nachgewiesen (Clark 2003, Woog et al. 2011).

Wissenslücken und Forschungsbedarf

Ja

Mögliche Auswirkungen der Hybridisierung mit heimischen Gänsearten sind zu untersuchen.

Anmerkungen: Bewertungsmethode nach BfN-Skripten 401.

Quellen

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. Aula, Wiebelsheim: 808 S.

Berndt, R. & Busche, G. (1991): Vogelwelt Schleswig-Holsteins Entenvögel I. 2. Aufl., Wachholtz Verlag, Neumünster: 210 S.

Berndt, R. & Busche, G. (1993): Vogelwelt Schleswig-Holsteins Entenvögel II. Wachholtz Verlag, Neumünster: 228 S.

BJagdG, Bundesjagdgesetz in der Fassung der Bekanntmachung vom 29. September 1976 (BGBl. I S. 2849), das zuletzt durch Artikel 3 des Gesetzes vom 6. Dezember 2011 (BGBl. I S. 2557) geändert worden ist.

Clark, L. (2003): A review of pathogens of agricultural and human health interest found in Canada Geese. USDA National Wildlife Research Center - Staff Publications 205: 10 S.

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

Kampe-Persson, H. (2010): Naturalised geese in Europe. Ornis Svecica 20: 155-173.

Kolbe, H. (2001): Erstimporte, markante Punkte früherer Haltungen sowie Erstzuchten der Entenvögel in Deutschland bis zum URhresende 2000 (I). Zool. Gart. N.F. 71: 243-265.

Pagel, T. & Spieß, W. (2011): Der Zoologische Garten in Cöln eröffnet am 22. Juli 1860 - 150 Jahre Wildtierhaltung und -zucht. Zool. Gart. N.F. 80: 117-202.

Preusch, M. (2005): Die Schwanengans *Anser cygnoides* am Heidelberger Neckarufer. Ornithol. Jh. Bad.-Württ. 21: 93-97.

Stübing, S., Korn, M., Kreuziger, J. & Werner, M. (2010): Vögel in Hessen. HGON, Echzell: 530 S.

Südbeck, P., Bauer, H.G., Boschert, M., Boye, P. & Knief, W. (2009): Rote Liste und Gesamtartenliste der Brutvögel (Aves) Deutschlands. Natursch. Biol. Vielfalt 70: 159-227.

SVD & DDA (Hrsg.) (2014): Atlas Deutscher Brutvogelarten. Stiftung Vogelmonitoring Deutschland und Dachverband Deutscher Avifaunisten, Münster: 800 S.

Woog, F., Maierhofer, J. & Haag, H. (2011): Endoparasites in the annual cycle of feral Greylags *Anser anser*. Wildfowl 61: 164-179.

Wüst, W. (1973): Die Vogelwelt des Nymphenburger Parks München. Tier und Umwelt 9/10: 1-108.

Wüst, W. (1981): Avifauna Bavariae. Die Vogelwelt Bayerns im Wandel der Zeit. Ornithologische Gesellschaft Bayern, München: 727 S.

Bearbeitung und Prüfung

Wolfgang Rabitsch, Stefan Nehring & Friederike Woog
2015-04-30

Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung

Branta canadensis – Kanadagans

Systematik und Nomenklatur:	<i>Branta canadensis</i> Linnaeus, 1758
	Kanadagans
	Synonyme: -
	Aves, Anatidae
Lebensraum:	Terrestrischer Lebensraum
Status:	Etabliert
Ursprüngliches Areal:	Nordamerika
Einführungsweise:	Absichtlich
Einfuhrvektoren:	Tierpark, Jagd, Zierhandel
Ersteinbringung:	1826
	<i>1826 in der Königlichen Menagerie zu München, im Zoo Berlin seit Juli 1845, deutsche Erstzucht vermutlich 1882 (Kolbe 2001). Seit dem 17. Jh. für England erwähnt (Geiter & Homma 2002).</i>
Erstnachweis:	1928
	<i>Erste Freilandbrut in Deutschland mindestens seit 1928 (Wüst 1981). Nach dem vermutlichen Erlöschen der Bestände wurde die Art nach dem 2. Weltkrieg absichtlich wieder angesiedelt (Geiter & Homma 2002).</i>

Einstufungsergebnis: Potenziell invasive Art – Beobachtungsliste

<u>A) Gefährdung der Biodiversität</u>	<u>Vergebene Wertstufe</u>
Interspezifische Konkurrenz <i>Konkurrenz um Nahrung und Nistplätze mit anderen Wasservögeln (Graugans, Seetaucher) wird diskutiert (Watola et al. 1996). Ob eine Gefährdung heimischer Arten besteht, ist unbekannt.</i>	Unbekannt
Prädation und Herbivorie <i>Ernährt sich von verschiedenen Pflanzen, vor allem auf Grünland- und landwirtschaftlichen Flächen (Bauer et al. 2005). Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	Nein
Hybridisierung <i>Hybridisierung mit heimischen Gänsen (z.B. Graugans) ist bekannt (Kretzschmar 1999), die Hybriden sind nicht fertil (Homma 2005) und sterben teilweise schon als Embryonen ab (Homma unpubl.). Ob eine Gefährdung heimischer Arten besteht, ist unbekannt.</i>	Unbekannt
Krankheits- und Organismenübertragung <i>Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	Nein
Negative ökosystemare Auswirkungen <i>Kotabgabe kann sich (bei lokal erhöhten Beständen) negativ auf die Wasserqualität auswirken (z.B. Eutrophierung) (Ayers et al. 2010; siehe aber auch Unckless & Makarewicz 2007). Ob eine Gefährdung heimischer Arten besteht, ist unbekannt.</i>	Unbekannt
<u>B) Zusatzkriterien</u>	
Aktuelle Verbreitung <i>In fast allen Bundesländern, 1999 betrug der Bestand 470-560 Brutpaare, Anstieg auf bis zu 5000 Brutpaare in 2005-2009 (SVD & DDA 2014).</i>	Großräumig
Maßnahmen <i>Mechanische Bekämpfung (Entnahme aus der Natur; unterliegt dem Jagdrecht nach BJagdG, DJV 2011), Verhinderung absichtlicher Ausbringung, Sonstiges (Öffentlichkeitsarbeit).</i>	Vorhanden
<u>C) Biologisch-ökologische Zusatzkriterien</u>	
Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen <i>Parkanlagen, Baggerseen, Rückhaltebecken, Felder, Weiden, aber auch naturnahe Bereiche von Fließ- und Stillgewässern, Küsten (Bauer et al. 2005).</i>	Ja
Reproduktionspotenzial <i>1-12 Eier pro Gelege, ein Gelege pro Jahr, Geschlechtsreife mit 2-4 Jahren (Bauer et al. 2005).</i>	Gering
Ausbreitungspotenzial <i>Standorttreu mit Streuungswanderungen (Bauer et al. 2005), im Handel verfügbar.</i>	Hoch

Aktueller Ausbreitungsverlauf

Bestand und Areal nehmen kontinuierlich zu (Bauer & Woog 2008, SVD & DDA 2014).

Expansiv

Monopolisierung von Ressourcen

Im Brutrevier verhält sich die Art ausgesprochen territorial und sehr aggressiv (NWO 2002).

Ja

Förderung durch Klimawandel

Es liegen keine Daten zu den Auswirkungen des Klimawandels vor.

Unbekannt

D) Ergänzende Angaben

Negative ökonomische Auswirkungen

Landwirtschaft (Nahrungsaufnahme in Getreide und Rapsflächen), Sonstiges (Beeinträchtigungen der Luftfahrt, Watola et al. 1996; Verschmutzung von Grünflächen durch Kot, Allan et al. 1995).

Ja

Positive ökonomische Auswirkungen

Keine

Negative gesundheitliche Auswirkungen

Im Gänsekot können humanmedizinisch relevante Krankheitserreger enthalten sein, eine direkte Ansteckung des Menschen wurde bisher nicht nachgewiesen (Clark 2003, Woog et al. 2011).

Unbekannt

Wissenslücken und Forschungsbedarf

Die naturschutzfachlichen Auswirkungen sind näher zu untersuchen.

Ja

Anmerkungen: Bewertungsmethode nach BfN-Skripten 401. Unterliegt Artikel 1 der EG-Vogelschutzrichtlinie 2009/147 des Europäischen Parlaments und des Rates; damit gilt die Kanadagans in Deutschland als besonders geschützte Art (§ 7 Abs. 2 Nr. 13b BNatSchG).

Quellen

- Allan, J., Kirby, J.S. & Feare, C. (1995): The biology of Canada Geese *Branta canadensis* in relation to the management of feral populations. *Wildl. Biol.* 1: 129-143.
- Ayers, C., DePerno, C.S. & Moorman, C.E. (2010): Canada Goose Weed Dispersal and Nutrient Loading in Turfgrass Systems. *Appl. Turfgrass Sci.* doi:10.1094/ATS-2010-0212-02-RS: 6 S.
- 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. Aula, Wiebelsheim: 808 S.
- Clark, L. (2003): A review of pathogens of agricultural and human health interest found in Canada Geese. *USDA National Wildlife Research Center - Staff Publications* 205: 10 S.
- DJV (2011): Wildtier-Informationssystem der Länder Deutschlands: Ergebnisse 2010. Deutscher Jagdschutzverband e.V., Berlin: 27 S.
- Geiter, O. & Homma, S. (2002): Modellfall Gänse (Anatidae) unter besonderer Berücksichtigung der Kanadagans (*Branta canadensis*). In: Geiter, O., Homma, S. & Kinzelbach, R. (Hrsg.), Bestandsaufnahme und Bewertung von Neozoen in Deutschland. *UBA Texte* 25/02, Anhang II: 31 S.
- Homma, S. (2005): Hybridisierung mit Beteiligung von Neonanatiden. In: Tagungsband zur 138. Jahresversammlung der Deutschen Ornithologen-Gesellschaft, Stuttgart 2005: 39.
- Kolbe, H. (2001): Erstimporte, markante Punkte früherer Haltungen sowie Erstzuchten der Entenvögel in Deutschland bis zum Jahresende 2000 (I). *Zool. Gart. N.F.* 71: 243-265.
- Kretschmar, E. (1999): „Exoten“ in der Avifauna Nordrhein-Westfalens. *Charadrius* 35: 1-15.
- NWO (2002): Die Vögel Westfalens. NIBUK, Neunkirchen-Seelscheid: 397 S.
- Südbeck, P., Bauer, H.G., Boschert, M., Boye, P. & Knief, W. (2009): Rote Liste und Gesamtartenliste der Brutvögel (Aves) Deutschlands. *Natursch. Biol. Vielfalt* 70: 159-227.
- Unckless, R.L. & Makarewicz, J.C. (2007): The impact of nutrient loading from Canada Geese (*Branta canadensis*) on water quality, a mesocosm approach. *Hydrobiologia* 586: 393-401.
- SVD & DDA (Hrsg.) (2014): Atlas Deutscher Brutvogelarten. Stiftung Vogelmonitoring Deutschland und Dachverband Deutscher Avifaunisten, Münster: 800 S.
- Watola, G., Allan, J. & Feare, C. (1996): Problems and management of naturalised introduced Canada geese *Branta canadensis* in Britain. In: Holmes, J.S. & Simons, J.R. (Eds.), *The introduction and naturalisation of birds*. HMSO, London: 71-77.
- Woog, F., Maierhofer, J. & Haag, H. (2011): Endoparasites in the annual cycle of feral Greylags *Anser anser*. *Wildfowl* 61: 164-179.
- Wüst, W. (1981): *Avifauna Bavariae*. Ornithologische Gesellschaft Bayern, München: 727 S.

Bearbeitung und Prüfung

Wolfgang Rabitsch, Stefan Nehring, Friederike Woog & Susanne Homma
2015-04-30

Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung

Oxyura jamaicensis – Schwarzkopf-Ruderente

Systematik und Nomenklatur:	<i>Oxyura jamaicensis</i> (Gmelin, 1789) Schwarzkopf-Ruderente Synonyme: <i>Anas jamaicensis</i> , <i>Erismatura jamaicensis</i> Aves, Anatidae
Lebensraum:	Terrestrischer Lebensraum
Status:	Unbeständig
Ursprüngliches Areal:	Westliches Kanada, Nordwestliche U.S.A., Südwestliche U.S.A., Zentrale südliche U.S.A., Südöstliche U.S.A., Mexiko, Zentralamerika, Karibik
Einführungsweise:	Absichtlich
Einfuhrvektoren:	Tierpark, Zierhandel
Ersteinbringung:	Unbekannt
	<i>Erstzucht in Europa 1949 in Großbritannien (Owen et al. 1986). Rasche Verbreitung nach 1950 von Südengland her in die Zoos und den Zierhandel Kontinentaleuropas (Kolbe 1999).</i>
Erstnachweis:	1980-1981
	<i>In Bayern konnten 1980/81 zwei Tiere wild lebend nachgewiesen werden, die wahrscheinlich aus einem Gehege unabsichtlich frei gekommen waren (Bauer et al. 2005). Möglicherweise schon 1977 in Thüringen wild lebend nachgewiesen (Rost & Grimm 2004).</i>

Einstufungsergebnis: Invasive Art – Aktionsliste

<u>A) Gefährdung der Biodiversität</u>	<u>Vergebene Wertstufe</u>
Interspezifische Konkurrenz <i>Verdrängt gefährdete Wasservogelarten, u.a. Weißkopf-Ruderente (<i>Oxyura leucocephala</i>), Zwergtaucher (<i>Tachybaptus ruficollis</i>) und Schwarzhalstaucher (<i>Podiceps nigricollis</i>) (Großbritannien, Hughes 1996; Spanien, Arenas & Torres 1992).</i>	Ja
Prädation und Herbivorie <i>Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	Nein
Hybridisierung <i>Hybridisiert mit der Weißkopf-Ruderente fruchtbar (Urdiales & Pereira 1993), es droht ein Identitätsverlust für die europäische Art durch genetische Introgression (Bauer 1993, Hughes et al. 2006).</i>	Ja
Krankheits- und Organismenübertragung <i>Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	Nein
Negative ökosystemare Auswirkungen <i>Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	Nein
<u>B) Zusatzkriterien</u>	
Aktuelle Verbreitung <i>In Deutschland zwischen 1980 und 2001 rund 50 Nachweise dokumentiert (DSK 2001), wahrscheinlich oftmals aus nordwestlich angrenzenden Ländern eingeflogen (Bauer 1993), bis heute liegen Sichtnachweise aus fast allen Bundesländern vor, bisher nur in 2001 und 2002 je eine erfolgreiche Brut in Niedersachsen nachgewiesen (Schäffer 2004), Vorkommen in angrenzenden Ländern (Belgien, Dänemark, Frankreich, Niederlande, Österreich, DAISIE 2014).</i>	Kleinräumig
Sofortmaßnahmen <i>Mechanische Bekämpfung (Entnahme aus der Natur; erfolgreiche Beseitigungen u.a. in Frankreich, Großbritannien, Portugal und Spanien, Hughes et al. 2006, Henderson 2010), Verhinderung absichtlicher Ausbringung, Sonstiges (Öffentlichkeitsarbeit).</i>	Vorhanden
<u>C) Biologisch-ökologische Zusatzkriterien</u>	
Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen <i>Bevorzugt Binnenseen mit reicher submerser Vegetation und dichten Röhrichtbeständen (USA, Cramp & Simmons 1977).</i>	Ja
Reproduktionspotenzial	Gering

Geschlechtsreife mit 2 Jahren, eine Jahresbrut mit 6-10(15) Eier (Cramp & Simmons 1977).

Ausbreitungspotenzial

Hoch

Unternimmt saisonale Wanderungen (Cramp & Simmons 1977), wahrscheinlich Abwanderungen von England nach Kontinentaleuropa (Groot 1997).

Aktueller Ausbreitungsverlauf

Zurückgehend

Zuerst starke Populationszunahmen in Europa, die jedoch in den letzten 10 Jahren durch aktive Beseitigungsmaßnahmen größtenteils rückgängig gemacht werden konnten (Henderson 2010), in Deutschland aktuell keine Zu- oder Abnahme bei insgesamt wenigen Nachweisen erkennbar.

Monopolisierung von Ressourcen

Nein

Förderung durch Klimawandel

Unbekannt

D) Ergänzende Angaben

Negative ökonomische Auswirkungen

Keine

Positive ökonomische Auswirkungen

Keine

Negative gesundheitliche Auswirkungen

Keine

Wissenslücken und Forschungsbedarf

Nein

Anmerkungen: Bewertungsmethode nach BfN-Skripten 401. Geführt in Anhang B der EG-Verordnung 750/2013 der Kommission; damit gilt die Schwarzkopf-Ruderente in Deutschland als besonders geschützte Art (§ 7 Abs. 2 Nr. 13a BNatSchG). Ein internationaler Aktionsplan zum Schutz der Weißkopf-Ruderente sieht die vollständige Beseitigung der Schwarzkopf-Ruderente in der Wildbahn Europas bis 2015 vor (Hughes et al. 2006). Um genetische Vermischungen zu vermeiden, wurden im Kölner Zoo die Schwarzkopf-Ruderenten zugunsten der Weißkopf-Ruderenten im Jahr 2002 abgeschafft (Nogge 2003).

Quellen

- Arenas, R. & Torres, J.A. (1992): Biología y situación de la malvasía en España. *Quercus* 73: 14-21.
- Bauer, H.-G. (1993): Ruddy duck (*Oxyura jamaicensis*) and White-headed duck (*O. leucocephala*) in Germany: occurrence and legal status. *Oxyura* 7: 49-60.
- Bauer, H.-G., Bezzel, E. & Fiedler, W. (2005): Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas. Alles über Biologie, Gefährdung und Schutz. Band 1: Nonpasseriformes – Nichtsperlingsvögel. Aula, Wiebelsheim: 808 S.
- Cramp, S. & Simmons, K.E.L. (1977): Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa: The Birds of the Western Palearctic. Volume I: Ostrich to Ducks. Oxford University Press, Oxford: 722 S.
- DAISIE (2014): *Oxyura jamaicensis*. DAISIE, <http://www.europe-aliens.org/speciesFactsheet.do?speciesId=50432#>
- DSK (2001): Anmerkung der Deutschen Seltenheitskommission. *Limicola* 15: 261.
- Groot, H. (1997): Het voorkomen van de Rosse Stekelstaart *Oxyura jamaicensis* in Nederland. *Limosa* 70: 27-32.
- Henderson, I. (2010): The eradication of ruddy ducks in the United Kingdom. *Aliens* 29: 17-24.
- Hughes, B. (1996): The ruddy duck *Oxyura jamaicensis* in the Western Palearctic and the threat to the whiteheaded duck *Oxyura leucocephala*. In: Holmes, J.S. & Simons, J.R. (Eds.), The introduction and naturalisation of birds. Her Majesty's Stationery Office, London: 79-86.
- Hughes, B., Robinson, J.A., Green, A.J., Li, Z.W.D. & Mundkur, T. (2006): International single species action plan for the conservation of the white-headed duck *Oxyura leucocephala*. AEWA Technical Series 8: 66 S.
- Kolbe, H. (1999): Die Entenvögel der Welt. Ulmer Verlag, Stuttgart: 376 S.
- Nogge, G. (2003): Jahresbericht 2002 der Aktiengesellschaft Zoologischer Garten Köln. *Z. Kölner Zoo* 46: 3-28.
- Owen, M., Atkinson-Willes, G.L. & Salmon, D.G. (1986): Wildfowl in Great Britain. Cambridge University Press: 613 S.
- Rost, F. & Grimm, H. (2004): Kommentierte Artenliste der Vögel Thüringens. *Anz. Ver. Thüring. Ornithol.* 5, Sonderheft: 3-78.
- Schäffer, N. (2004): Schwarzkopf-Ruderente kontra Weißkopf-Ruderente: Feuer frei - im Namen des Naturschutzes. *Der Falke* 51: 226-231.
- Smith, G.C., Henderson, I.S. & Robertson, P.A. (2005): A model of ruddy duck *Oxyura jamaicensis* eradication for the UK. *J. Appl. Ecol.* 42: 546-555.
- Urdiales, C. & Pereira, P. (1993): Identification key of *O. jamaicensis*, *O. leucocephala* and their hybrids. Instituto Nacional para la Conservación de la Naturaleza, Madrid: 31 S.

Bearbeitung und Prüfung

Stefan Nehring, Heiko Haupt & Hans-Günther Bauer
2010-11-24, aktualisiert 2015-04-30

Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung

Phasianus colchicus – Jagdfasan

Systematik und Nomenklatur:	<i>Phasianus colchicus</i> Linnaeus, 1758 Jagdfasan Synonyme: - <i>Der Jagdfasan ist eine Kreuzung verschiedener asiatischer Unterarten.</i> Aves, Phasianidae
Lebensraum:	Terrestrischer Lebensraum
Status:	Etabliert
Ursprüngliches Areal:	Westasien, Kaukasus, Zentralasien, China
Einführungsweise:	Absichtlich
Einfuhrvektoren:	Tierpark, Jagd, Tierzucht, Zierhandel
Ersteinbringung:	700-799 <i>Am Hofe Karl des Großen im 8. Jh. gehegt, möglicherweise aber schon von den Römern nach Deutschland eingeführt (Niethammer 1963). Bis ins 16. Jh. wahrscheinlich nur in Großgehegen (Fasanerien) gehalten (Reichholf 1982), aus denen manchmal einzelne Vögel entwichen sein könnten (Niethammer 1963).</i>
Erstnachweis:	1500-1599 <i>Im 16. Jh. aus Fasanerien ausgewildert (Niethammer 1963), wahrscheinlich erst seit dem 18. Jh. ohne Hegemaßnahmen dauerhaft etabliert (Bauer & Woog 2008),</i>

Einstufungsergebnis: Potenziell invasive Art – Handlungsliste

<u>A) Gefährdung der Biodiversität</u>	<u>Vergebene Wertstufe</u>
Interspezifische Konkurrenz <i>Konkurrenz mit anderen Hühnerartigen wird diskutiert (vgl. Reichholf 1982). Ob eine Gefährdung heimischer Arten besteht, ist unbekannt.</i>	Unbekannt
Prädation und Herbivorie <i>Überwiegend pflanzlich, Jungtiere fressen auch Wirbellose und kleine Wirbeltiere, bei lokal erhöhten Beständen wird starker Prädationsdruck auf Reptilien diskutiert (Ziesemer 1987). Ob eine Gefährdung heimischer Arten besteht, ist unbekannt.</i>	Unbekannt
Hybridisierung <i>Hybridisierung mit dem heimischen Birkhuhn (<i>Tetrao tetrix</i>) ist in freier Natur belegt, findet jedoch nur unregelmäßig statt (Reichholf 1982). Ob eine Gefährdung heimischer Arten besteht, ist unbekannt.</i>	Unbekannt
Krankheits- und Organismenübertragung <i>Zuchtfasane, die regelmäßig in höheren Stückzahlen ausgesetzt werden, können durch erhöhte Parasitenbelastung (Gassal 2003) bodenständige Rebhuhnbestände gefährden (Großbritannien, Tompkins et al. 2000a, 2000b). Eine Gefährdung heimischer Arten wird angenommen.</i>	Begründete Annahme
Negative ökosystemare Auswirkungen <i>Ökosystemare Auswirkungen als Folge künstlich überhöhter Bestände sind nicht untersucht.</i>	Unbekannt
<u>B) Zusatzkriterien</u>	
Aktuelle Verbreitung <i>In ganz Deutschland in den Tieflagen verbreitet, 150.000 bis 220.000 Reviere in 2005 (Südbeck et al. 2009), 205.000 bis 285.000 Reviere in 2005-2009 (SVD & DDA 2014).</i>	Großräumig
Maßnahmen <i>Mechanische Bekämpfung (Entnahme aus der Natur, Arnold et al. 2013; unterliegt dem Jagdrecht nach BJagdG), Verhinderung absichtlicher Ausbringung, Sonstiges (Öffentlichkeitsarbeit).</i>	Vorhanden
<u>C) Biologisch-ökologische Zusatzkriterien</u>	
Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen <i>Offene und halboffene Agrarlandschaften mit ausreichend Deckung (Bauer et al. 2005).</i>	Nein
Reproduktionspotenzial <i>6-16 Eier pro Gelege, 1 (selten 2) Gelege pro Jahr, Geschlechtsreife im 1. Lebensjahr (Bauer et al.</i>	Hoch

2005).

Ausbreitungspotenzial

Hoch

In Mitteleuropa Standvogel, aber zu Jagd Zwecken regelmäßige Aussetzungen in Niederungsgebieten bis ca. 600 m NN (Bauer et al. 2005, SVD & DDA 2014), Aussetzungen durch Tierbefreiungsaktionen (Haferbeck & Wieding 1998).

Aktueller Ausbreitungsverlauf

Unbekannt

Starke Bestandesschwankungen und geringe Informationen über Aussetzungsaktionen erlauben keine genauen Aussagen (Bauer & Woog 2008, SVD & DDA 2014).

Monopolisierung von Ressourcen

Nein

Förderung durch Klimawandel

Nein

Simulationen prognostizieren bei einer Klimaerwärmung keine wesentlichen Arealveränderungen in Deutschland (Huntley et al. 2007).

D) Ergänzende Angaben

Negative ökonomische Auswirkungen

Ja

Landwirtschaft (Schäden in Deutschland über 1 Mio. Euro im Jahr, Gebhardt 1996).

Positive ökonomische Auswirkungen

Ja

Jagd (Kestenholz et al. 2005).

Negative gesundheitliche Auswirkungen

Keine

Wissenslücken und Forschungsbedarf

Ja

Die naturschutzfachlichen Auswirkungen sind näher zu untersuchen.

Anmerkungen: Bewertungsmethode nach BfN-Skripten 401. Unterliegt Artikel 1 der EG-Vogelschutzrichtlinie 2009/147 des Europäischen Parlaments und des Rates; damit gilt der Fasan in Deutschland als besonders geschützte Art (§ 7 Abs. 2 Nr. 13b BNatSchG).

Quellen

Arnold, J. M., Greiser, G., Keuling, O., Martin, I. & Strauß, E. (2013): Wildtier-Informationssystem der Länder Deutschlands (WILD): Jahresbericht 2012. Deutscher Jagdverband e.V., Berlin: 31 S.

Bauer, H.G., Bezzel, E. & Fiedler, W. (2005): Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas. Band 1: Nonpasseriformes – Nichtsperlingsvögel. Aula, Wiebelsheim: 808 S.

Bauer, H.G. & Woog, F. (2008): Nichtheimische Vogelarten (Neozoen) in Deutschland, Teil I: Auftreten, Bestände und Status. Vogelwarte 46: 157-194.

Gassal, S. (2003): Untersuchungen zum Ekto- und Endoparasitenbefall von Fasanenhähnen (*Phasianus colchicus*). Dissertation Universität Leipzig: 251 S.

Gebhardt, H. (1996): Ecological and economic consequences of introductions of exotic wildlife (birds and mammals) in Germany. Wildl. Biol. 2: 205-211.

Haferbeck, E. & Wieding, F. (1998): Operation Tierbefreiung. Echo-Verlag, Göttingen: 272 S.

Huntley, B., Green, R.E., Collingham, Y.C. & Willis, S.G. (2007): A climatic atlas of European breeding birds. RSPB and Lynx Edicions, Barcelona: 521 S.

Kestenholz, M., Heer, L. & Keller, V. (2005): Etablierte Neozoen in der europäischen Vogelwelt - eine Übersicht. Ornitholog. Beob. 102: 153-180.

Niethammer, G. (1963): Die Einbürgerung von Säugetieren und Vögeln in Europa. Parey, Berlin: 319 S.

Reichholf, J. (1982): Verdrängte der Fasan *Phasianus colchicus* das Birkhuhn *Tetrao tetrix*? Anz. Orn. Ges. Bayern 21: 3-19.

Südbeck, P., Bauer, H.G., Boschert, M., Boye, P. & Knief, W. (2009): Rote Liste und Gesamtartenliste der Brutvögel (Aves) Deutschlands. Natursch. Biol. Vielfalt 70: 159-227.

Tompkins, D.M., Draycott, R.A. & Hudson, P.J. (2000a): Field evidence for apparent competition mediated via the shared parasites of two gamebird species. Ecol. Lett. 3: 10-14.

Tompkins, D.M., Greenman, J.V., Robertson, P.A. & Hudson, P.J. (2000b): The role of shared parasites in the exclusion of wildlife hosts: *Heterakis gallinarum* in the ring-necked pheasant and the grey partridge. J. Anim. Ecol. 69: 829-840.

SVD & DDA (Hrsg.) (2014): Atlas Deutscher Brutvogelarten. Stiftung Vogelmonitoring Deutschland und Dachverband Deutscher Avifaunisten, Münster: 800 S.

Ziesemer, F. (1987): Aussetzungen von Fasanen (*Phasianus colchicus*) in Schleswig-Holstein 1955-1978. Corax 12: 136-146.

Bearbeitung und Prüfung

Wolfgang Rabitsch, Stefan Nehring & Hans-Günther Bauer
2015-04-30

Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung

Psittacula eupatria – Großer Alexandersittich

Systematik und Nomenklatur:	<i>Psittacula eupatria</i> (Linnaeus, 1766) Großer Alexandersittich Synonyme: - Aves, Psittacidae
Lebensraum:	Terrestrischer Lebensraum
Status:	Etabliert
Ursprüngliches Areal:	Indischer Subkontinent, Indochina
Einführungsweise:	Absichtlich
Einfuhrvektoren:	Tierpark, Zierhandel
Ersteinbringung:	1860-1864
	<i>Seit der Gründerzeit (1860-1864) im Bestand des Zoologischen Garten Köln enthalten (Pagel & Spieß 2011).</i>
Erstnachweis:	1979
	<i>Ein Individuum Ende August und Anfang September 1979 im Eriskircher Ried (Heine et al. 1999). Erste Freilandbrut 1987 in Wiesbaden (Stübing et al. 2010).</i>

Einstufungsergebnis: Potenziell invasive Art – Beobachtungsliste

<u>A) Gefährdung der Biodiversität</u>	<u>Vergebene Wertstufe</u>
Interspezifische Konkurrenz <i>Im Schlosspark Wiesbaden-Biebrich brüten 70 Paare in Grünspecht- und Naturhöhlen (Stübing et al. 2010). Ob eine Gefährdung heimischer Arten (speziell Höhlennutzer) besteht, ist unbekannt.</i>	Unbekannt
Prädation und Herbivorie <i>Frisst Knospen, Blätter, Blüten und Früchte (Stübing et al. 2010). Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	Nein
Hybridisierung <i>F1- und F2-Hybriden mit dem gebietsfremden Halsbandsittich (<i>Psittacula krameri</i>) (Krause 2004). Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	Nein
Krankheits- und Organismenübertragung <i>Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	Nein
Negative ökosystemare Auswirkungen <i>Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	Nein
 <u>B) Zusatzkriterien</u>	
Aktuelle Verbreitung <i>In Hessen leben rund 70 Brutpaare, weitere Bruten sind aus Köln, Bonn und Düsseldorf bekannt (Stübing et al. 2010, SVD & DDA 2014), Vorkommen in angrenzenden Ländern (Belgien, Niederlande, DAISIE 2014).</i>	Kleinräumig
Maßnahmen <i>Mechanische Bekämpfung (Entnahme aus der Natur), Verhinderung absichtlicher Ausbringung, Sonstiges (Öffentlichkeitsarbeit) (CABI 2009).</i>	Vorhanden
 <u>C) Biologisch-ökologische Zusatzkriterien</u>	
Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen <i>Besiedelt städtische Parkanlagen mit alten Baumbeständen, es sind aber auch Bruten in naturnahen Lebensräumen (Auwald) bekannt (Stübing et al. 2010).</i>	Ja
Reproduktionspotenzial <i>3-4 Eier pro Gelege, ein Gelege pro Jahr, Geschlechtsreife im 2. Lebensjahr (Bauer et al. 2005).</i>	Gering
Ausbreitungspotenzial <i>Standvogel, zwischen 1983 und 2012 wurden 4.670 Tiere nach Deutschland für Tierparks und Zierhandel importiert (CITES 2014), im Handel verfügbar.</i>	Hoch
Aktueller Ausbreitungsverlauf <i>Populationszahlen nehmen langsam in Deutschland und angrenzenden Ländern zu (DAISIE 2014,</i>	Stabil

SVD & DDA 2014).

Monopolisierung von Ressourcen

Unbekannt

Die Auswirkungen der Nutzung von Höhlenbrutplätzen ist nicht untersucht.

Förderung durch Klimawandel

Ja

Gelegeverluste durch starke Kälte möglich (Bauer et al. 2005).

D) Ergänzende Angaben

Negative ökonomische Auswirkungen

Keine

Positive ökonomische Auswirkungen

Ja

Tierhandel (CITES 2014).

Negative gesundheitliche Auswirkungen

Ja

Krankheitserreger (Papageien übertragen das Bakterium *Chlamydophila psittaci*, das zu schweren, grippeartigen Symptomen, sogenannte Psittakosen, führt, Kaleta & Krautwald-Junghanns 2006).

Wissenslücken und Forschungsbedarf

Ja

Die naturschutzfachlichen Auswirkungen zur Konkurrenz mit heimischen Arten sind näher zu untersuchen.

Anmerkungen: Bewertungsmethode nach BfN-Skripten 401. Geführt in Anhang II des Washingtoner Artenschutzübereinkommens (CITES) und in Anhang B der EG-Verordnung 750/2013 der Kommission; damit gilt der Große Alexandersittich in Deutschland als besonders geschützte Art (§ 7 Abs. 2 Nr. 13a BNatSchG).

Quellen

Bauer, H.G., Bezzel, E. & Fiedler, W. (2005): Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas. Band 1: Nonpasseriformes - Nichtsperlingsvögel. Aula, Wiebelsheim: 808 S.

CABI (2009): *Psittacula krameri* (rose-ringed parakeet). CABI Invasive Species Compendium, <http://www.cabi.org/isc/?compid=5&dsid=45158&loadmodule=datasheet&page=481&site=144>

CITES (2014): Comparative Tabulation Report *Psittacula eupatria*. <http://www.unep-wcmc-apps.org/citestrade>

DAISIE (2014): *Psittacula eupatria*. DAISIE, <http://www.europe-aliens.org/speciesFactsheet.do?speciesId=50459#>

Heine, G., Jacoby, H., Leuzinger, H. & Stark, H. (1999): Die Vögel des Bodenseegebietes. Ornithol. Jh. Bad.-Württ. Sonderheft: 847 S.

Kaleta, E.F. & Krautwald-Junghanns, M.-E. (Hrsg.) (2006): Kompendium der Ziervogelkrankheiten. 3. überarbeit. Aufl. Schlütersche, Hannover: 352 S.

Krause, T. (2004): F1- und F2-Hybriden zwischen Alexandersittich *Psittacula eupatria* und Halsbandsittich *P. krameri* im Volksgarten in Düsseldorf. Charadrius 40: 7-12.

Pagel, T. & Spieß, W. (2011): Der Zoologische Garten in Cöln eröffnet am 22. Juli 1860 - 150 Jahre Wildtierhaltung und -zucht. Zool. Gart. N.F. 80: 117-202.

Stübing, S., Korn, M., Kreuziger, J. & Werner, M. (2010): Vögel in Hessen. HGON, Echzell: 530 S.

SVD & DDA (Hrsg.) (2014): Atlas Deutscher Brutvogelarten. Stiftung Vogelmonitoring Deutschland und Dachverband Deutscher Avifaunisten, Münster: 800 S.

Bearbeitung und Prüfung

Wolfgang Rabitsch, Stefan Nehring & Susanne Homma
2015-04-30

Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung

Psittacula krameri – Halsbandsittich

Systematik und Nomenklatur:	<i>Psittacula krameri</i> (Scopoli, 1769) Halsbandsittich Synonyme: Kleiner Alexandersittich Aves, Psittacidae
Lebensraum:	Terrestrischer Lebensraum
Status:	Etabliert
Ursprüngliches Areal:	Nordöstliches Tropisches Afrika, Tropisches Westafrika, Indischer Subkontinent
Einführungsweise:	Absichtlich
Einfuhrvektoren:	Tierpark, Zierhandel
Ersteinbringung:	1874 <i>1874 im Bestand des Zoologischen Garten Köln enthalten (Pagel & Spieß 2011).</i>
Erstnachweis:	1960-1967 <i>Offenbar seit den 1960er Jahren bestehende Vorkommen, z.B. seit 1967 in Köln (vermutlich aus dem Kölner Zoo entflohen), erste Bruterfolge im Jahr 1969 (Braun 2009).</i>

Einstufungsergebnis: Potenziell invasive Art – Beobachtungsliste

<u>A) Gefährdung der Biodiversität</u>	<u>Vergebene Wertstufe</u>
Interspezifische Konkurrenz <i>Konkurrenzvorteile (Höhlenbrutplätze und Nahrung) durch aggressives Verhalten gegenüber Vogelarten und Fledermäusen in urbanen Lebensräumen werden diskutiert (Ernst 1995, Strubbe & Matthysen 2007, Newson et al. 2011, Menchetti et al. 2014, Peck et al. 2014).</i>	Unbekannt
Prädation und Herbivorie <i>Frisst Knospen, Früchte, Samen (Bauer et al. 2005). Keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	Nein
Hybridisierung <i>F1- und F2-Hybriden mit dem gebietsfremden Großen Alexandersittich (<i>Psittacula eupatria</i>) (Krause 2004). Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	Nein
Krankheits- und Organismenübertragung <i>Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	Nein
Negative ökosystemare Auswirkungen <i>Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	Nein
<u>B) Zusatzkriterien</u>	
Aktuelle Verbreitung <i>In mindestens 25 Städten (vor allem in Hessen und im Rheinland) mit ca. 7.500 Tieren bzw. 1400-2100 Brutpaaren in 2005-2009 (SVD & DDA 2014).</i>	Großräumig
Maßnahmen <i>Mechanische Bekämpfung (Entnahme aus der Natur), Verhinderung absichtlicher Ausbringung, Sonstiges (Öffentlichkeitsarbeit).</i>	Vorhanden
<u>C) Biologisch-ökologische Zusatzkriterien</u>	
Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen <i>Besiedelt städtische Parkanlagen mit alten Baumbeständen (Bauer & Woog 2008), es sind aber auch Bruten in naturnahen Lebensräumen (Auwald) bekannt.</i>	Ja
Reproduktionspotenzial <i>2-6 Eier pro Gelege, ein Gelege pro Jahr; Geschlechtsreife mit 2-3 Jahren (Bauer et al. 2005).</i>	Gering
Ausbreitungspotenzial <i>Standorttreu, Jungtiere zeigen Dispersionsverhalten (Bauer et al. 2005), zwischen 1983 und 2012 wurden 8.795 Tiere nach Deutschland für Tierparks und Zierhandel importiert (CITES 2014).</i>	Hoch
Aktueller Ausbreitungsverlauf <i>Bestand und Areal nehmen in Deutschland stark zu (SVD & DDA 2014).</i>	Expansiv

Monopolisierung von Ressourcen

Ja

Bei mangelnder Verfügbarkeit von Höhlenbrutplätzen und hohen Bestandsdichten kann es lokal zur alleinigen Nutzung durch Halsbandsittiche kommen (Strubbe & Matthysen 2007).

Förderung durch Klimawandel

Ja

Strenge Winter haben in der Vergangenheit zu Populationsverlusten geführt (Kahl-Dunkel & Werner 2002), der Reproduktionserfolg ist in wärmeren Regionen höher (Shwartz et al. 2009).

D) Ergänzende Angaben

Negative ökonomische Auswirkungen

Ja

Landwirtschaft (Asien, Großbritannien, Ernteausschlag im Obst- und Weinanbau, CABI 2014; Schäden in Deutschland bislang gering), Bauwerke (Fassadendämmungen werden ausgehöhlt, Braun 2007).

Positive ökonomische Auswirkungen

Nein

Negative gesundheitliche Auswirkungen

Ja

Krankheitserreger (kann Papageienkrankheit übertragen, Kaleta & Krautwald-Junghanns 2006).

Wissenslücken und Forschungsbedarf

Ja

Die naturschutzfachlichen Auswirkungen sind näher zu untersuchen.

Anmerkungen: Bewertungsmethode nach BfN-Skripten 401. Durch EU-Verordnung 1320/2014 der Kommission seit 20.12.2014 nicht mehr in Anhang B der EG-Verordnung 750/2013 der Kommission geführt.

Quellen

- 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. Aula, Wiebelsheim: 808 S.
- Braun, M. (2007): Welchen Einfluss hat die Gebäudedämmung im Rahmen des EU-Klimaschutzes auf die Brutbiologie tropischer Halsbandsittiche (*Psittacula krameri*) im gemäßigten Mitteleuropa? Ornithol. Jh. Bad.-Württ. 23: 87-104.
- Braun, M. (2009): Die Bestandessituation des Halsbandsittich *Psittacula krameri* in der Rhein-Neckar-Region (Baden-Württemberg, Rheinland-Pfalz, Hessen), 1962-2008, im Kontext der gesamteuropäischen Verbreitung. Vogelwelt 130: 77-89.
- CABI (2014): *Psittacula krameri* (rose-ringed parakeet). CABI Invasive Species Compendium, <http://www.cabi.org/isc/?compid=5&dsid=45158&loadmodule=datasheet&page=481&site=144>
- Ernst, U. (1995): Afro-asiatische Sittiche in einer mitteleuropäischen Großstadt: Einnischung und Auswirkungen auf die Vogelfauna. Jahrb. Papageienkd. 1: 23-114.
- Kahl-Dunkel, A. & Werner, R. (2002): Winterverbreitung des Halsbandsittichs *Psittacula krameri* in Köln. Vogelwelt 123: 17-20.
- Kaleta, E.F. & Krautwald-Junghanns, M.-E. (Hrsg.) (2006): Kompendium der Ziervogelkrankheiten. 3. überarbeit. Aufl. Schlütersche, Hannover: 352 S.
- Krause, T. (2004): F1- und F2-Hybriden zwischen Alexandersittich *Psittacula eupatria* und Halsbandsittich *P. krameri* im Volksgarten in Düsseldorf. Charadrius 40: 7-12.
- Menchetti, M., Scalera, R. & Mori, E. (2014): First record of a possibly overlooked impact by alien parrots on a bat (*Nyctalus leisleri*). Hystrix 25:61-62.
- Newson, S.E., Johnston, A., Parrott, D. & Leech, D.I. (2011): Evaluating the population-level impact of an invasive species, Ring-necked Parakeet *Psittacula krameri*, on native avifauna. Ibis 153: 509-516.
- Pagel, T. & Spieß, W. (2011): Der Zoologische Garten in Cöln eröffnet am 22. Juli 1860 - 150 Jahre Wildtierhaltung und -zucht. Zool. Gart. N.F. 80: 117-202.
- Peck, H.L., Pringle, H.E., Marshall, H.H., Owens, I.P.F. & Lord, A.M. (2014): Experimental evidence of impacts of an invasive parakeet on foraging behavior of native birds. Behavioral Ecology 25: 582-590.
- Shwartz, A., Strubbe, D., Butler, C.J., Matthysen, E. & Kark, S. (2009): The effect of enemy-release and climate conditions on invasive birds: a regional test using the rose-ringed parakeet (*Psittacula krameri*) as a case study. Divers. Distrib. 15: 310-318.
- Strubbe, D. & Matthysen, E. (2007): Invasive ring-necked parakeets *Psittacula krameri* in Belgium: habitat selection and impact on native birds. Ecography 30: 578-588.
- SVD & DDA (Hrsg.) (2014): Atlas Deutscher Brutvogelarten. Stiftung Vogelmonitoring Deutschland und Dachverband Deutscher Avifaunisten, Münster: 800 S.

Bearbeitung und Prüfung

Wolfgang Rabitsch, Stefan Nehring & Hans-Günther Bauer
2015-04-30

Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung

Rhea americana – Nandu

Systematik und Nomenklatur:	<i>Rhea americana</i> (Linnaeus, 1758) Nandu Synonyme: <i>Struthio americanus</i> ; Pampastrauß Aves, Rheidae
Lebensraum:	Terrestrischer Lebensraum
Status:	Etabliert
Ursprüngliches Areal:	Westliches Südamerika, Brasilien, Südliches Südamerika
Einführungsweise:	Absichtlich
Einfuhrvektoren:	Tierpark, Zierhandel
Ersteinbringung:	1861

Im Sommer 1861 erste Präsentation von Nandus, zwei Jungtiere, im Zoologischen Garten zu Frankfurt am Main (Schmidt 1866). Kurze Zeit später Haltung in fast allen deutschen Zoologischen Gärten. Seit den 1980er Jahren verstärkte Haltung auch in privaten und gewerblichen Gehegen.

Erstnachweis: 1995
1995 aus einem Privatgehege in Bremen entkommen (Anonym 1995). In Schleswig-Holstein sind im Herbst 2000 drei Männchen und vier Weibchen aus einem Privatgehege frei gekommen, die eine dauerhafte Population aufbauen konnten (Berchtold-Micheel & Strache 2002).

Einstufungsergebnis: Potenziell invasive Art – Beobachtungsliste

<u>A) Gefährdung der Biodiversität</u>	<u>Vergebene Wertstufe</u>
Interspezifische Konkurrenz Gefährdung heimischer Bodenbrüter wird diskutiert (Hoffmann & Kühnast 2006). Ob eine Gefährdung heimischer Arten besteht, ist unbekannt.	Unbekannt
Prädation und Herbivorie Stärke des Nahrungsdrucks auf heimische Pflanzen, Wirbellose und kleine Wirbeltiere ist mit der vorhandenen Datenlage (Philipp 2009, Korthals 2009) nicht sicher zu beurteilen. Ob eine Gefährdung heimischer Arten besteht, ist unbekannt.	Unbekannt
Hybridisierung Hybridisierung mit gebietsfremden Darwin-Nandu (<i>Pterocnemia pennata</i>) belegt (Delsuc et al. 2007). Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.	Nein
Krankheits- und Organismenübertragung Kann Träger des Geflügelpestereggers sein (BMELV 2006, Korthals 2009). Ob eine Gefährdung heimischer Arten besteht, ist unbekannt.	Unbekannt
Negative ökosystemare Auswirkungen Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.	Nein
<u>B) Zusatzkriterien</u>	
Aktuelle Verbreitung Aktuell eine wild lebende Population im Bereich der Wakenitz (Mecklenburg-Vorpommern, Schleswig-Holstein) (SVD & DDA 2014), Bestandsgröße 7-10 Brutpaare in 2005-2009 (SVD & DDA 2014), 77 Tiere in 2014 (Philipp pers. Mitt.), weitere Vorkommen in Europa sind nicht bekannt.	Kleinräumig
Maßnahmen Mechanische Bekämpfung (Entnahme aus der Natur; erfolgreiche Beseitigungen u.a. in Brandenburg, Rheinland-Pfalz, Anonym 2007, 2010), Verhinderung absichtlicher Ausbringung, Sonstiges (Öffentlichkeitsarbeit).	Vorhanden
<u>C) Biologisch-ökologische Zusatzkriterien</u>	
Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen Besiedelt Offenländer (u.a. Trockenrasen) mit lockeren Gehölzstrukturen (Philipp 2009).	Ja
Reproduktionspotenzial Geschlechtsreife nach 2-3 Jahren, in Deutschland bis zu 28 Eier pro Nest (Mischgelege) mit Schlupfraten oft über 60%, Hennen haben oft mehrere Bruten im Jahr mit verschiedenen Hähnen	Hoch

(Philipp 2009).

Ausbreitungspotenzial

Hoch

Laufvogelart mit Gruppenwanderung über 4 km innerhalb eines Tages (Philipp 2009), im Handel verfügbar.

Aktueller Ausbreitungsverlauf

Stabil

Starke Bestandsschwankungen im Bereich der Wakenitz auf Grund hoher Jungtiersterblichkeit in kalten Wintern (Korthals & Philipp 2010), Population steigt insgesamt nur sehr langsam an, wiederholt Gefangenschaftsflüchtlinge im Bundesgebiet, die oftmals umgehend beseitigt wurden oder dem Straßenverkehr zum Opfer fielen (u.a. Anonym 2007, 2010, 2013).

Monopolisierung von Ressourcen

Nein

Förderung durch Klimawandel

Ja

Mildere Winter reduzieren deutlich Sterblichkeitsraten bei Jungtieren (der besonders strenge Winter 2009/10 eliminierte fast den gesamten Jungtierbestand im Bereich der Wakenitz, Korthals & Philipp 2010).

D) Ergänzende Angaben

Negative ökonomische Auswirkungen

Ja

Landwirtschaft.

Positive ökonomische Auswirkungen

Ja

Tourismus.

Negative gesundheitliche Auswirkungen

Keine

Wissenslücken und Forschungsbedarf

Ja

Untersuchungen zu naturschutzfachlichen Auswirkungen notwendig.

Anmerkungen: Bewertungsmethode nach BfN-Skripten 401. Geführt in Anhang II des Washingtoner Artenschutzübereinkommens (CITES) und in Anhang B der EG-Verordnung 750/2013 der Kommission; damit gilt der Nandu in Deutschland als besonders geschützte Art (§ 7 Abs. 2 Nr. 13a BNatSchG).

Quellen

Anonym (1995): Fuchs jagte Strauß. Hamburger Abendblatt, Meldung vom 24.03.1995.

Anonym (2007): Nandu ist tot. Meldung vom 07.12.2007, <http://www.internetwache.brandenburg.de/sixcms/detail.php?id=461078>

Anonym (2010): Polizei erschießt ausgebüxten Nandu. Meldung vom 23.04.2010, http://nachrichten.t-online.de/polizei-erschiesst-ausgebuexten-nandu/id_41422598/index

Anonym (2013): Autounfall mit Strauß. Meldung vom 09.10.2013, <http://www.chiemgau24.de/chiemgau/traunstein/traunreut/entlaufener-strauss-autounfall-verwickelt-3155740.html>

Berchtold-Micheel, J. & Strache, R.-R. (2002): Der Nandu *Rhea americana* - ein neuer Brutvogel in Mecklenburg-Vorpommern. Ornithologische Mitteilungen aus Nordwestmecklenburg 30: 2.

BMELV (2006): Verordnung zur Aufstallung des Geflügels zum Schutz vor der Klassischen Geflügelpest (Geflügel-Aufstallungsverordnung). Bundesanzeiger 33: 989.

Delsuc, F., Superina, M., Ferraris, G., Tilak, M.-K. & Douzery, E.J.P. (2007): Molecular evidence for hybridisation between the two living species of South American ratites: potential conservation implications. Conservation Genetics 8: 503-507.

Hoffmann, J. & Kühnast, O. (2006): Nandu (*Rhea americana* ssp.) - eine invasive Brutvogelart in Mecklenburg-Vorpommern? Vogelwarte 44: 43.

Korthals, A. (2009): The feral Greater Rhea (*Rhea americana*) in Germany - impact assessment study of a introduced species. Essay, University of Exeter: 75 S.

Korthals, A. & Philipp, F. (2010): The alien avian species Greater Rhea (*Rhea americana*) in Mecklenburg-Western Pomerania and Schleswig-Holstein (Germany). Book of Abstracts NEOBIOTA 2010, Copenhagen: 102.

Philipp, F. (2009): Lebensweise und Raumnutzung des Nandus (*Rhea americana* ssp.) in der Landschaft Nordwestmecklenburgs. Diplomarbeit, HTW Dresden (FH): 68 S., 6 Karten

Schmidt, M. (1866): Beobachtungen über den amerikanischen Strauss (*Rhea americana*). Der Zoologische Garten 7: 8-14.

SVD & DDA (Hrsg.) (2014): Atlas Deutscher Brutvogelarten. Stiftung Vogelmonitoring Deutschland und Dachverband Deutscher Avifaunisten, Münster: 800 S.

Bearbeitung und Prüfung

Stefan Nehring & Harald Martens

2010-09-24, aktualisiert 2015-04-30

Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung

Tadorna ferruginea – Rostgans

Systematik und Nomenklatur:	<i>Tadorna ferruginea</i> Pallas, 1764 Rostgans Synonyme: <i>Casarca ferruginea</i> Aves, Anatidae
Lebensraum:	Terrestrischer Lebensraum
Status:	Etabliert
Ursprüngliches Areal:	Nordafrika, Nordöstliches Tropisches Afrika, Zentralasien, Kaukasus, Westasien, China, Mongolei, Indischer Subkontinent, Indochina
Einführungsweise:	Absichtlich
Einfuhrvektoren:	Tierpark, Tierzucht, Zierhandel
Ersteinbringung:	1860 <i>1860 im Bestand des Zoologischen Garten Köln enthalten (Pagel & Spieß 2011). Ersterwerbung im Zoo Berlin 1861, Erstzucht 1882 (Kolbe 2001).</i>
Erstnachweis:	1908 <i>1908 bei Neuhaus (Thüringen) und 1914 bei Süderoog (Schleswig-Holstein) erlegt (Von Knorre et al. 1986, Berndt & Busche 1991). Freilandbruten seit den 1960er Jahren (Bauer & Woog 2008). Bei einem Nachweis am 15.4.1601 bei Gottlieben (Thüringen) könnte es sich um einen Einflug oder um eine frühe Freisetzung gehandelt haben (Bauer et al. 2011), nähere Erkenntnisse liegen bisher aber nicht vor, so dass der Nachweis momentan nicht berücksichtigt wird.</i>

Einstufungsergebnis: Potenziell invasive Art – Handlungsliste

<u>A) Gefährdung der Biodiversität</u>	<u>Vergebene Wertstufe</u>
<p>Interspezifische Konkurrenz <i>Konkurrenzstark, belegt Nistplätze (Felsspalten, Erdhöhlen, Baumhöhlen, Gebäude, Nisthilfen) heimischer Höhlenbrüter (u.a. Schleiereule, Turmfalke), populationsbiologische Relevanz bisher aber nicht sicher nachgewiesen (Schweiz, Müller et al. 2006, Thiel 2007; keine Nistplatzeffekte am Bodensee beobachtet, Bauer et al. 2011). Eine Gefährdung heimischer Arten wird angenommen.</i></p>	Begründete Annahme
<p>Prädation und Herbivorie <i>Ernährt sich überwiegend pflanzlich von Samen und Gräsern, in geringer Menge auch von Wirbellosen und anderer tierischer Nahrung (Bauer et al. 2005, Seier et al. 2009). Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i></p>	Nein
<p>Hybridisierung <i>Hybridisierung mit anderen gebietsfremden Entenarten kommt häufig vor, z.B. mit der Nilgans (NWO 2002) und anderen Tadorna-Arten (ABBO 2001, Bauer & Woog 2008). Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i></p>	Nein
<p>Krankheits- und Organismenübertragung <i>Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i></p>	Nein
<p>Negative ökosystemare Auswirkungen <i>Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i></p>	Nein
<u>B) Zusatzkriterien</u>	
<p>Aktuelle Verbreitung <i>In Deutschland zerstreut verbreitet, 52-72 Brutpaare um 2005 (Südbeck et al. 2009) und 160-200 Brutpaare in 2005-2009 (SVD & DDA 2014).</i></p>	Großräumig
<p>Maßnahmen <i>Mechanische Bekämpfung (Entnahme aus der Natur; in der Schweiz wird der Brutbestand seit 2005 reguliert, Thiel 2007), Verhinderung absichtlicher Ausbringung, Sonstiges (Öffentlichkeitsarbeit).</i></p>	Vorhanden
<u>C) Biologisch-ökologische Zusatzkriterien</u>	
<p>Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen <i>Küsten, salzige Binnenseen; Überschwemmungsgebiete, vegetationsarme Süßwasserseen und Sandbänke von Flüssen (Bauer et al. 2005).</i></p>	Ja
Reproduktionspotenzial	Gering

6-13 Eier pro Gelege, ein Gelege pro Jahr, Weibchen legen zum Teil weitere Eier in Fremdnester, mit 1-2 Jahren geschlechtsreif, brüten wohl erstmals im Alter von zwei Jahren (Bauer et al. 2005).

Ausbreitungspotenzial

Hoch

Große Streifgebiete (Bauer et al. 2011), Fernwanderungen belegt (in Holland beringte Vögel sind an verschiedenen Stellen in Süddeutschland aufgetaucht, Bauer unpubl.), im Handel verfügbar.

Aktueller Ausbreitungsverlauf

Expansiv

Etwa seit Mitte der 1980er Jahre zunehmende Bestände in Deutschland (Bauer & Woog 2008, SVD & DDA 2014) und in Mitteleuropa (Bauer et al. 2005).

Monopolisierung von Ressourcen

Nein

Förderung durch Klimawandel

Unbekannt

Simulationen prognostizieren bei einer Klimaerwärmung keine wesentlichen Arealveränderungen in Deutschland (Huntley et al. 2007), Auswirkungen auf die Bestandsgröße sind jedoch unbekannt.

D) Ergänzende Angaben

Negative ökonomische Auswirkungen

Keine

Positive ökonomische Auswirkungen

Keine

Tierzucht, Zierhandel (Berndt & Busche 1993, Kolbe 2001).

Negative gesundheitliche Auswirkungen

Keine

Wissenslücken und Forschungsbedarf

Ja

Mögliche naturschutzfachliche Auswirkungen sind zu untersuchen.

Anmerkungen: Bewertungsmethode nach BfN-Skripten 401. Unterliegt Artikel 1 der EG-Vogelschutzrichtlinie 2009/147 des Europäischen Parlaments und des Rates; damit gilt die Rostgans in Deutschland als besonders geschützte Art (§ 7 Abs. 2 Nr. 13b BNatSchG).

Quellen

ABBO (2001): Die Vogelwelt von Brandenburg und Berlin. Verlag Natur & Text, Rangsdorf: 684 S.

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. Aula, Wiebelsheim: 808 S.

Bauer, H.G., Fiedler, W., Heine, G. & Seier, I. (2011): Bestandsdynamik, Verbreitung und Brutbiologie der Rostgans *Tadorna ferruginea* an Bodensee und Hochrhein - negative Auswirkungen auf einheimische Vogelarten? Ornithol. Jh. Bad.-Württ. 27: 103-121.

Berndt, R.K. & Busche, G. (1991): Vogelwelt Schleswig-Holsteins Band 3: Entenvögel I. 2. Aufl. Wachholtz-Verlag, Neumünster: 210 S.

Berndt, R.K. & Busche, G. (1993): Vogelwelt Schleswig-Holsteins Band 4: Entenvögel II. Wachholtz Verlag, Neumünster: 228 S.

Huntley, B., Green, R.E., Collingham, Y.C. & Willis, S.G. (2007): A climatic atlas of european breeding birds. RSPB and Lynx Edicions, Barcelona: 521 S.

Kolbe, H. (2001): Erstimporte, markante Punkte früherer Haltungen sowie Erstzuchten der Entenvögel in Deutschland bis zum Jahresende 2000 (I). Zool. Gart. N.F. 71: 243-265.

Müller, W., Keller, V. & Kestenholz, M. (2006): Hintergrundinformationen zur geplanten Bestandsreduktion der Rostgans in der Schweiz. Schweizer Vogelschutz Zürich und Schweizerische Vogelwarte Sempach: 5 S.

NWO (2002): Die Vögel Westfalens. NIBUK, Neunkirchen-Seelscheid: 397 S.

Pagel, T. & Spieß, W. (2011): Der Zoologische Garten in Cöln eröffnet am 22. Juli 1860 - 150 Jahre Wildtierhaltung und -zucht. Zool. Gart. N.F. 80: 117-202.

Seier, I., Matuszak, A. & Bauer, H.-G. (2009): Zum Nahrungsspektrum und zur Nahrungswahl der Rostgans *Tadorna ferruginea* an Bodensee und Hochrhein. Ornithol. Jh. Bad.-Württ. 25: 1-9.

Südbeck, P., Bauer, H.G., Boschert, M., Boye, P. & Knief, W. (2009): Rote Liste und Gesamtartenliste der Brutvögel (Aves) Deutschlands. Natursch. Biol. Vielfalt 70: 159-227.

Thiel, D. (2007): Jagd auf Rostgänse. Umwelt Aargau 38: 29-30.

SVD & DDA (Hrsg.) (2014): Atlas Deutscher Brutvogelarten. Stiftung Vogelmonitoring Deutschland und Dachverband Deutscher Avifaunisten, Münster: 800 S.

Von Knorre, D., Grün, G., Günther, R. & Schmidt, K. (1986): Die Vogelwelt Thüringens. Aula, Wiesbaden: 339 S.

Bearbeitung und Prüfung

Wolfgang Rabitsch, Stefan Nehring & Hans-Günther Bauer
2015-04-30

Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung

Threskiornis aethiopicus – Heiliger Ibis

Systematik und Nomenklatur:	<i>Threskiornis aethiopicus</i> (Latham, 1790) Heiliger Ibis Synonyme: <i>Tantalus aethiopicus</i> Aves, Threskiornithidae
Lebensraum:	Terrestrischer Lebensraum
Status:	Unbeständig
Ursprüngliches Areal:	Tropisches Westafrika, Zentrales Tropisches Afrika, Nordöstliches Tropisches Afrika, Tropisches Ostafrika, Tropisches Südafrika, Südafrika, Westasien
Einführungsweise:	Absichtlich
Einfuhrvektoren:	Tierpark, Zierhandel
Ersteinbringung:	1860-1864 <i>Seit der Gründerzeit (1860 bis 1864) im Bestand des Zoologischen Garten Köln enthalten (Pagel & Spieß 2011).</i>
Erstnachweis:	1931 <i>Am 16. Oktober 1931 ein Tier vom Kirchturm von Großaitingen bei Schwabmünchen geschossen (Wüst 1981).</i>

Einstufungsergebnis: Invasive Art – Aktionsliste

<u>A) Gefährdung der Biodiversität</u>	<u>Vergebene Wertstufe</u>
Interspezifische Konkurrenz <i>Bei hohen Beständen Konkurrenz mit Reiherarten um Nistplätze (Frankreich, Kayser et al. 2005).</i>	Ja
Prädation und Herbivorie <i>Ernährt sich vor allem von Wirbellosen in Feuchtwiesen, frisst aber auch Fische, Amphibien, Großkrebse, Vogeleier und Jungvögel (Frankreich, Yésou & Clergeau 2005, Clergeau et al. 2010, Marion 2013), in Frankreich für Brutverluste von Seeschwalben verantwortlich (Vaslin 2005).</i>	Ja
Hybridisierung <i>Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	Nein
Krankheits- und Organismenübertragung <i>Französische Tiere zeigen eine geringe Belastung durch Parasiten und Pathogene (Passet 2010), eine veterinärmedizinische Bedeutung ist aber nicht auszuschließen (Bastian et al. 2010). Ob eine Gefährdung heimischer Arten besteht, ist unbekannt.</i>	Unbekannt
Negative ökosystemare Auswirkungen <i>Beeinträchtigung der Vegetation an den Brutplätzen der Kolonie durch Nestbau und Eutrophierung möglich (Frankreich, Yésou & Clergeau 2005). Ob eine Gefährdung heimischer Arten besteht, ist unbekannt.</i>	Unbekannt
<u>B) Zusatzkriterien</u>	
Aktuelle Verbreitung <i>In Deutschland wiederholt entflozene Einzeltiere, 2000 sind 12 Tiere aus dem Vogelpark Metelen (Westfalen) entkommen (z.B. Bauer & Woog 2008, DSK 2006, Smits et al. 2010), 2013 erste erfolgreiche Brut durch aus Vogelpark und Privatzucht entflozene Tiere am Ismaninger Speichersee nahe München (Krumenacker 2014, Hennenberg pers. Mitt.), Vorkommen in angrenzenden Ländern (etabliert in Frankreich, Yésou & Clergeau 2005; brütet in den Niederlanden (seit 2002) in wenigen Paaren und vereinzelt in Belgien, Bauer & Woog 2008, Smits et al. 2010, Yésou & Clergeau 2005).</i>	Kleinräumig
Sofortmaßnahmen <i>Mechanische Bekämpfung (Entnahme aus der Natur; eine kleine Population in Spanien wurde beseitigt, Clergeau & Yésou 2006), Verhinderung absichtlicher Ausbringung, Sonstiges (Öffentlichkeitsarbeit; ein Verbot freifliegender Kolonien in Zoos ist notwendig).</i>	Vorhanden
<u>C) Biologisch-ökologische Zusatzkriterien</u>	
Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen <i>Feuchtwiesen, Küstenlebensräume (Clergeau et al. 2005, Yésou & Clergeau 2005).</i>	Ja
Reproduktionspotenzial <i>Koloniebrüter, 2-4 Eier pro Jahr, Geschlechtsreife nach ca. einem Jahr (Clergeau et al. 2005).</i>	Hoch

Ausbreitungspotenzial	Hoch
<i>Fliegen bis zu mehreren hundert Kilometer von ihren Kolonien weg (Clergeau & Yésou 2006), im Handel verfügbar, Gefangenschaftsflüchtlinge aus Tierparks (Bauer & Woog 2008; aktuell in 31 deutschen Tierhaltungen teilweise freifliegend gehalten, Zootierliste 2014).</i>	
Aktueller Ausbreitungsverlauf	Expansiv
<i>Zahl der Brutpaare in Westeuropa stark zunehmend (Dubois 2007, Smits et al. 2010).</i>	
Monopolisierung von Ressourcen	Nein
Förderung durch Klimawandel	Unbekannt
<i>Mögliche Auswirkungen des Klimawandels sind nicht untersucht.</i>	

D) Ergänzende Angaben

Negative ökonomische Auswirkungen	Keine
Positive ökonomische Auswirkungen	Keine
Negative gesundheitliche Auswirkungen	Unbekannt
<i>Krankheitserreger (Ausbreitung von Krankheitserregern durch Nahrungssuche auf offenen Müllplätzen eventuell möglich, Bastian et al. 2010).</i>	
Wissenslücken und Forschungsbedarf	Nein

Anmerkung: Bewertungsmethode nach BfN-Skripten 401.

Quellen

- Bastian, S., Yésou, P., Clergeau, P., Laroucau, K., Pellerin, J.-L., Hars, J., Bazus, J., Passet, A., Lagrange, P. & L'Hostis, M. (2010): Eléments pour l'évaluation des risques sanitaires liés aux Ibis sacrés (*Threskiornis aethiopicus*) en France. Rapport d'étude pour la Direction Régionale de l'Environnement Bretagne et la Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement des Pays de la Loire: 61 S.
- Bauer, H.-G. & Woog, F. (2008): Nichtheimische Vogelarten (Neozoen) in Deutschland, Teil I: Auftreten, Bestände und Status. Vogelwarte 46: 157-194.
- Clergeau, P. & Yésou, P. (2006): Behavioural flexibility and numerous potential sources of introduction for the sacred ibis: causes of concern in western Europe? Biol. Invasions 8: 1381-1388.
- Clergeau, P., Yésou, P. & Chadenas, C. (2005): Ibis sacré: état actuel et impacts potentiels des populations introduites en France Métropolitaine. Rapport DIREN Pays de Loire, Bretagne: 53 S.
- Clergeau, P., Reeber, S., Bastian, S. & Yésou, P. (2010): Le profil alimentaire de l'ibis sacré *Threskiornis aethiopicus* introduit en France métropolitaine: espèce généraliste ou spécialiste? Rev. Écol. (Terre Vie) 65: 331-342.
- Dubois, P.J. (2007): Les oiseaux allochtones en France: statut et interactions avec les espèces indigènes. Ornithos 14: 329-364.
- DSK (2006): Seltene Vogelarten in Deutschland 2000. Limicola 20: 281-353.
- Kayser, Y., Clément, D. & Gauthier-Clerc, M. (2005): L'Ibis sacré *Threskiornis aethiopicus* sur le littoral méditerranéen français: impact sur l'avifaune. Ornithos 12: 84-86.
- Krumenacker, T. (2014): Unheilig invasiv? Heiliger Ibis neuer Brutvogel in Deutschland. Der Falke 61: 24-27, 29.
- Marion, L. (2013): Is the Sacred ibis a real threat to biodiversity? Long-term study of its diet in non-native areas compared to native areas C. R. Biologies 336: 207-220.
- Pagel, T. & Spieß, W. (2011): Der Zoologische Garten in Cöln eröffnet am 22. Juli 1860 - 150 Jahre Wildtierhaltung und -zucht. Zool. Gart. N.F. 80: 117-202.
- Passet, A.F. (2010): Risques sanitaires liés à la prolifération des Ibis sacré (*Threskiornis aethiopicus*) pour les animaux d'élevage sur la façade Atlantique. These, Ecole Nationale Vétérinaire de Nantes: 140 S.
- Smits, R.R., van Horssen, P. & van der Winden, J. (2010): A risk analysis of the sacred ibis in the Netherlands including biology and management options of this invasive species. Ministry of Agriculture, Nature and Food Quality, Wageningen: 68 S.
- Vaslin, M. (2005): Prédation de l'Ibis sacré *Threskiornis aethiopicus* sur des colonies de sternes et de guifettes. Ornithos 12: 106-109.
- Wüst, W. (1981): Avifauna Bavariae. Die Vogelwelt Bayerns im Wandel der Zeit: Band 1. Ornithologische Gesellschaft Bayern, München: 727 S.
- Yésou, P. & Clergeau, P. (2005): Sacred Ibis: a new invasive species in Europe. Birding World 18: 517-526.
- Zootierliste (2014): Informationen zu Tierbeständen öffentlicher Tierhaltungen. <http://www.zootierliste.de>

Bearbeitung und Prüfung

Wolfgang Rabitsch, Stefan Nehring & Hans-Günther Bauer
2013-01-15, aktualisiert 2015-04-30

Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung

Chelydra serpentina – Schnappschildkröte

Systematik und Nomenklatur:	<i>Chelydra serpentina</i> (Linnaeus, 1758) Schnappschildkröte Synonyme: <i>Testudo serpentina</i> Reptilia, Testudines, Chelydridae
Lebensraum:	Süßwasser
Status:	Unbeständig
Ursprüngliches Areal:	Östliches Kanada, Südöstliche U.S.A., Zentrale südliche U.S.A.
Einführungsweise:	Absichtlich
Einfuhrvektoren:	Zierhandel, Tierpark
Ersteinbringung:	1800-1863 <i>1863 im Besitz eines Handelsgärtners (Brehm 1883), Ersteinbringung wahrscheinlich deutlich früher.</i>
Erstnachweis:	1863 <i>Es dauerte drei Jahre trotz wiederholter Suche bis ein einem Handelsgärtner 1863 entkommenes Tier lebend in einem Abwasserkanal wiedergefunden werden konnte (Brehm 1883).</i>

Einstufungsergebnis: Potenziell invasive Art – Handlungsliste

<u>A) Gefährdung der Biodiversität</u>	<u>Vergebene Wertstufe</u>
Interspezifische Konkurrenz <i>Konkurrenz mit anderen Schildkrötenarten (USA, Fuller et al. 2009). Ob eine Gefährdung heimischer Arten besteht, ist unbekannt.</i>	Unbekannt
Prädation und Herbivorie <i>Aktiver Jäger, frisst Wirbellose und Wirbeltiere sowie Wasserpflanzen (USA, Coulter 1957, Abel 1992, Pryor 1996). Eine Gefährdung heimischer Arten wird angenommen.</i>	Begründete Annahme
Hybridisierung <i>Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	Nein
Krankheits- und Organismenübertragung <i>Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	Nein
Negative ökosystemare Auswirkungen <i>Kotabgabe kann zu erhöhter Bakterienbelastung mit Verschlechterung der Wasserqualität führen (USA, Habersack et al. 2011). Ob eine Gefährdung heimischer Arten besteht, ist unbekannt.</i>	Unbekannt
<u>B) Zusatzkriterien</u>	
Aktuelle Verbreitung <i>Es sind keine etablierten Vorkommen in Europa bekannt, einzelne ausgesetzte oder entkommene Tiere werden regelmäßig in Deutschland, Frankreich, Großbritannien, Italien, den Niederlanden und Österreich beobachtet (Kraus 2009).</i>	Kleinräumig
Sofortmaßnahmen <i>Mechanische Bekämpfung (Entnahme aus der Natur, Entfernung der Nester, Barnes 2010), Verhinderung absichtlicher Ausbringung, Sonstiges (Öffentlichkeitsarbeit).</i>	Vorhanden
<u>C) Biologisch-ökologische Zusatzkriterien</u>	
Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen <i>Natürliche und anthropogen veränderte Binnenstillgewässer und deren Uferbereiche (Coulter 1957).</i>	Ja
Reproduktionspotenzial <i>Durchschnittlich 25-40 (maximal 104) Eier pro Gelege, 1 Gelege pro Jahr oder jedes zweite Jahr, Geschlechtsreife nach 5-10 Jahren, Lebenserwartung 25-40 (maximal 75) Jahre, Reproduktionserfolg in Japan höher als im ursprünglichen Areal von Nordamerika (Kobayashi et al. 2006).</i>	Gering
Ausbreitungspotenzial <i>Das natürliche Ausbreitungspotenzial ist gering, Weibchen legen zur Nestablage wenige km zurück (Obbard & Brooks 1980).</i>	Gering
Aktueller Ausbreitungsverlauf <i>In Europa wurden bislang nur Einzelexemplare festgestellt.</i>	Stabil

Monopolisierung von Ressourcen

Nein

Förderung durch Klimawandel

Unbekannt

Klimatische Änderungen könnten die Demographie von Reptilienpopulationen beeinflussen (Janzen 1994).

D) Ergänzende Angaben

Negative ökonomische Auswirkungen

Unbekannt

Tierzucht (könnte einen negativen Einfluss auf Zuchttiere, z.B. Fische und Wasservögel, in künstlichen Teichen besitzen).

Positive ökonomische Auswirkungen

Ja

Zierhandel (Bedeutung für den Zierhandel ist durch die gesetzlichen Bestimmungen zurückgegangen), Sonstiges (Eier und Fleisch wurden früher in Nordamerika gegessen, Brehm 1883).

Negative gesundheitliche Auswirkungen

Ja

Verletzungsgefahr (ernsthafte Verletzungen durch Bisse), Krankheitserreger (Übertragung insbesondere von Salmonellen ist denkbar, Editorial team et al. 2008), Hygieneproblem (durch Kotabgabe können z.B. Badeseen stark verunreinigt werden, USA, Habersack et al. 2011).

Wissenslücken und Forschungsbedarf

Ja

Auswirkungen auf die Umwelt sind zu überprüfen.

Anmerkung: Bewertungsmethode nach BfN-Skripten 401. Seit 14. Oktober 1999 besteht ein Besitz- und Vermarktungsverbot, seit 25. Februar 2005 ein Zuchtverbot; ausgenommen hiervon sind Tierhaltungen unter zoologisch fachkundiger Leitung, die ganz oder überwiegend juristischen Personen des öffentlichen Rechts gehören (§ 3 BArtSchV).

Quellen

- Abel, B. (1992): Snapping turtle attacks on trumpeter swan cygnets in Wisconsin. *The Passenger Pigeon* 54: 209-213.
- Barnes, S. (2010): Invasive species risk assessment for snapping turtles in the state of Oregon. Oregon Dept. Fish and Wildlife, Northwest Region: 25 S.
- Brehm, A. (1883): Brehms Thierleben. Allgemeine Kunde des Tierreichs, Siebenter Band, Dritte Abtheilung, Erster Band: Kriechthiere und Lurche. Verlag des Bibliographischen Instituts, Leipzig: 532 S.
- Coulter, M. (1957): Predation by snapping turtles upon aquatic birds in Maine marshes. *J. Wildlife Manag.* 21: 17-21.
- Editorial team, Bertrand, S., Rimhanen-Finne, R., Weill, F.X., Rabsch, W., Thornton, L., Perevoscikovs, J., van Pelt, W. & Heck, M. (2008): *Salmonella* infections associated with reptiles: the current situation in Europe. *Euro Surveill.* 13(24):pii=18902. <http://www.eurosurveillance.org/ViewArticle.aspx?ArticleId=18902>
- Fuller, P., Foster, A. & Somma L.A. (2009): *Chelydra serpentina*. USGS Nonindigenous Aquatic Species Database, Gainesville, FL. <http://nas.er.usgs.gov/queries/factsheet.aspx?speciesID=1225>
- Habersack, M.J., Dillaha, T.A. & Hagedorn, C. (2011): Common snapping turtles (*Chelydra serpentina*) as a source of fecal indicator bacteria in freshwater systems. *J. Am. Water Resources Ass.* 47: 1255-1260.
- Janzen, F.J. (1994): Climate change and temperature-dependent sex determination in reptiles. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 91: 7487-7490.
- Kobayashi, R., Hasegawa, M. & Miyashita, T. (2006): Population parameters of an alien turtle (*Chelydra serpentina*) in the Inbanuma basin, Chiba Prefecture, Japan. In: Koike, F., Clout, M.N., Kawamichi, M., de Poorter, M. & Iwatsuki, K. (Eds.), *Assessment and control of biological invasion risks*. Shoukadoh Book Sellers, Kyoto and IUCN, Gland: 168-169.
- Kraus, F. (2009): Alien Reptiles and Amphibians. A scientific compendium and analysis. *Invading Nature - Springer Series in Invasion Ecology* 4: 563 S.
- Obbard, M.E. & Brooks, R.J. (1980): Nesting migrations of the snapping turtle (*Chelydra serpentina*). *Herpetologica* 36: 158-162.
- Pryor, G.S. (1996): Observations of shorebird predation by snapping turtles in eastern Lake Ontario. *Wilson Bull.* 108: 190-192.

Bearbeitung und Prüfung

Wolfgang Rabitsch & Stefan Nehring
2015-04-30

Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung

Chrysemys picta – Zierschildkröte

Systematik und Nomenklatur:	<i>Chrysemys picta</i> (Schneider, 1783) Zierschildkröte Synonyme: <i>Testudo picta</i> ; Gemalte Schmuckschildkröte Reptilia, Testudines, Emydidae
Lebensraum:	Süßwasser
Status:	Unbeständig
Ursprüngliches Areal:	Westliches Kanada, Östliches Kanada, Nordwestliche U.S.A., Zentrale nördliche U.S.A., Nordöstliche U.S.A., Südwestliche U.S.A., Zentrale südliche U.S.A., Südöstliche U.S.A., Mexiko
Einführungsweise:	Absichtlich
Einfuhrvektoren:	Zierhandel, Tierpark
Ersteinbringung:	1800-1899 <i>Vermutlich wurde die Art schon im 19. Jh. nach Deutschland importiert (Krefft 1907).</i>
Erstnachweis:	1909 <i>Mohr (1926) berichtet von einem Fund 1909 bei Eiderstedt in Schleswig-Holstein.</i>

Einstufungsergebnis: Potenziell invasive Art – Handlungsliste

<u>A) Gefährdung der Biodiversität</u>	<u>Vergebene Wertstufe</u>
Interspezifische Konkurrenz <i>Inter- und intraspezifisches Territorialverhalten (z.B. um Sonnenplätze) lassen Konkurrenz mit anderen Schildkrötenarten vermuten (Nordamerika, Lovich 1988, Spinks et al. 2003), wie für verwandte Arten (Trachemys) nachgewiesen (Spanien, Polo-Cavia et al. 2010, 2011).</i>	Begründete Annahme
Prädation und Herbivorie <i>Ernährt sich von lebender und toter, tierischer und pflanzlicher Kost (Laufer 2007). Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	Nein
Hybridisierung <i>Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	Nein
Krankheits- und Organismenübertragung <i>Ist Wirt für zahlreiche Parasiten und Krankheitserreger (Nordamerika, Ernst & Lovich 2009). Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	Nein
Negative ökosystemare Auswirkungen <i>Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	Nein
<u>B) Zusatzkriterien</u>	
Aktuelle Verbreitung <i>Es sind keine etablierten Vorkommen in Europa bekannt, ausgesetzte oder entkommene Tiere mit kurzfristigem Fortpflanzungserfolg wurden in Deutschland, Österreich und Spanien beobachtet (z.B. Fritz & Lehmann 2002, Laufer 2007).</i>	Kleinräumig
Sofortmaßnahmen <i>Mechanische Bekämpfung (Entnahme aus der Natur, Entfernung der Nester, Ficetola et al. 2011), Verhinderung absichtlicher Ausbringung, Sonstiges (Öffentlichkeitsarbeit).</i>	Vorhanden
<u>C) Biologisch-ökologische Zusatzkriterien</u>	
Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen <i>Natürliche und anthropogen veränderte Binnenstillgewässer mit reichen Pflanzenwuchs und deren Uferbereiche (Laufer 2007, Van Dijk 2013).</i>	Ja
Reproduktionspotenzial <i>1-2 (maximal 5) Gelege pro Jahr, 5-11 Eier pro Gelege, Geschlechtsreife nach 2-4 (teilweise erst nach 9) (Männchen) bzw. 6-10 (teilweise erst nach 16) (Weibchen) Jahren, Lebenserwartung bis 60 Jahre (Ernst & Lovich 2009).</i>	Hoch
Ausbreitungspotenzial <i>Natürliche Ausbreitung durch Wanderungen über Land über mehrere Kilometer (Laufer 2007), im</i>	Hoch

Handel (aus Nachzuchten) verfügbar.

Aktueller Ausbreitungsverlauf

Stabil

In Deutschland und auch im übrigen Europa wurden bislang nur Einzelexemplare bzw. keine längerfristigen Fortpflanzungsgemeinschaften festgestellt (z.B. Fritz & Lehmann 2002, Laufer 2007).

Monopolisierung von Ressourcen

Nein

Förderung durch Klimawandel

Ja

Erfolgreiche Reproduktion verwandter Arten (*Trachemys*) in Europa derzeit nur im Mittelmeergebiet (Cadi et al. 2004).

D) Ergänzende Angaben

Negative ökonomische Auswirkungen

Keine

Positive ökonomische Auswirkungen

Keine

Negative gesundheitliche Auswirkungen

Ja

Krankheitserreger (Übertragung insbesondere von *Salmonellen* ist denkbar, Editorial team et al. 2008).

Wissenslücken und Forschungsbedarf

Ja

Auswirkungen auf die Umwelt sind zu überprüfen.

Anmerkung: Bewertungsmethode nach BfN-Skripten 401. Geführt in Anhang B der EG-Verordnung 750/2013 der Kommission; damit gilt die Zierschildkröte in Deutschland als besonders geschützte Art (§ 7 Abs. 2 Nr. 13a BNatSchG).

Quellen

- Cadi, A., Delmas, V., Prévot-Julliard, A.-C., Joly, P., Pieau, C. & Girondot, M. (2004): Successful reproduction of the introduced slider turtle (*Trachemys scripta elegans*) in the South of France. *Aquatic Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* 14: 237-246.
- Editorial team, Bertrand, S., Rimhanen-Finne, R., Weill, F.X., Rabsch, W., Thornton, L., Perevosckovs, J., van Pelt, W. & Heck, M. (2008): *Salmonella* infections associated with reptiles: the current situation in Europe. *Euro Surveill.* 13(24):pii=18902. <http://www.eurosurveillance.org/ViewArticle.aspx?ArticleId=18902>
- Ernst, C.H. & Lovich, J.E. (2009): *Turtles of the United States and Canada*, 2nd Ed. Johns Hopkins University Press, Baltimore: 837 S.
- Ficetola, G.F., Rödder, D. & Padoa-Schioppa, E. (2011): *Trachemys scripta* (slider terrapin). In: Francis, R.A. (Ed.), *A Handbook of global freshwater invasive species*. Earthscan, London, New York: 331-339.
- Fritz, M. & Lehmann, H.D. (2002): Fund von Schlüpflingen der nordamerikanischen Zierschildkröte, *Chrysemys picta bellii*, an einem Gewässer in Baden-Württemberg. *Elaphe* 10: 45-48.
- Krefft, P. (1907): *Reptilien- und Amphibienpflege*. Quelle & Meyer, Leipzig: 144 S.
- Laufer, H. (2007): Zierschildkröte *Chrysemys picta* (Schneider, 1783). In: Laufer, H., Fritz, K. & Sowig, P. (Hrsg.), *Die Amphibien und Reptilien Baden-Württembergs*. Ulmer, Stuttgart: 537-542.
- Lovich, J. (1988): Aggressive basking behavior in Eastern Painted Turtles (*Chrysemys picta picta*). *Herpetologica* 44: 197-202.
- Mohr, E. (1926): Die Kriechtiere und Lurche Schleswig-Holsteins. *Nordelbingen* 5: 1-50.
- Polo-Cavia, N., López, P. & Martín, J. (2010): Competitive interactions during basking between native and invasive freshwater turtle species. *Biol. Invasions* 12: 2141-2152.
- Polo-Cavia, N., López, P. & Martín, J. (2011): Aggressive interactions during feeding between native and invasive freshwater turtles. *Biol. Invasions* 13: 2141-2152.
- Spinks, P.Q., Pauly, G.B., Crayon, J.J. & Shaffer, H.B. (2003): Survival of the western pond turtle (*Emys marmorata*) in an urban California environment. *Biol. Conserv.* 113: 257-267.
- Van Dijk, P.P. (2013): *Chrysemys picta*. In: IUCN (Ed.), *IUCN Red List of Threatened Species*. Version 2013.2. <http://www.iucnredlist.org>
- Zootierliste (2014): Informationen zu Tierbeständen öffentlicher Tierhaltungen. <http://www.zootierliste.de>

Bearbeitung und Prüfung

Wolfgang Rabitsch & Stefan Nehring
2015-04-30

Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung

Macrochelys temminckii – Geierschildkröte

Systematik und Nomenklatur:	<i>Macrochelys temminckii</i> (Troost in Harlan, 1835) Geierschildkröte Synonyme: <i>Chelonura temminckii</i> , <i>Macrolemys temminckii</i> ; Alligator-Schnappschildkröte Reptilia, Testudines, Chelydridae
Lebensraum:	Süßwasser
Status:	Unbeständig
Ursprüngliches Areal:	Südöstliche U.S.A.
Einführungsweise:	Absichtlich
Einfuhrvektoren:	Tierpark, Zierhandel
Ersteinbringung:	1860 <i>Im August 1860 erwarb der Zoologische Garten Frankfurt am Main über einen Hamburger Importeur ein adultes Exemplar aus Nordamerika (Weinland 1861).</i>
Erstnachweis:	1985 <i>Ein Tier, das 1985 im Hagener Stadtgartenteich ausgesetzt worden war, wurde 15 Jahre später bei einer Teichsanierung gefangen und an den Zoo Münster übergeben (Kordges & Schlüpmann 2011).</i>

Einstufungsergebnis: Potenziell invasive Art – Handlungsliste

<u>A) Gefährdung der Biodiversität</u>	<u>Vergebene Wertstufe</u>
Interspezifische Konkurrenz <i>Konkurrenz mit anderen Schildkrötenarten (USA, Fuller & Somma 2012). Ob eine Gefährdung heimischer Arten besteht, ist unbekannt.</i>	Unbekannt
Prädation und Herbivorie <i>Räuberisch, frisst alle Wirbellose und Wirbeltiere, die sie überwältigen kann (Pritchard 2006). Eine Gefährdung heimischer Arten wird angenommen.</i>	Begründete Annahme
Hybridisierung <i>Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	Nein
Krankheits- und Organismenübertragung <i>Über die Parasiten und Krankheitserreger liegen keine Angaben vor.</i>	Unbekannt
Negative ökosystemare Auswirkungen <i>Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	Nein
<u>B) Zusatzkriterien</u>	
Aktuelle Verbreitung <i>Es sind keine etablierten Populationen in Europa bekannt, einzelne Tiere wurden in Deutschland, Frankreich und auf den Kanarischen Inseln gefunden (Neumann 2002, Kraus 2009, Fuller & Somma 2012).</i>	Kleinräumig
Sofortmaßnahmen <i>Mechanische Bekämpfung (Entnahme aus der Natur, Entfernung der Nester, Pritchard 2006), Verhinderung absichtlicher Ausbringung, Sonstiges (Öffentlichkeitsarbeit).</i>	Vorhanden
<u>C) Biologisch-ökologische Zusatzkriterien</u>	
Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen <i>Natürliche und anthropogen veränderte größere Flüsse und Seen mit schlammigem Untergrund und deren Uferbereiche (Fuller & Somma 2012).</i>	Ja
Reproduktionspotenzial <i>Ein Gelege mit 10-50 Eier pro Jahr, Geschlechtsreife nach 10-20 Jahren, Lebenserwartung in Gefangenschaft über 100 Jahre (Pritchard 2006).</i>	Gering
Ausbreitungspotenzial <i>Das natürliche Ausbreitungspotenzial ist gering (einige km pro Jahr, kleine Reviere) (Shipman & Riedle 2008).</i>	Gering
Aktueller Ausbreitungsverlauf	Stabil

In Deutschland und auch im übrigen Europa wurden bislang nur Einzelexemplare festgestellt (u.a. Neumann 2002, Kraus 2009).

Monopolisierung von Ressourcen

Nein

Förderung durch Klimawandel

Unbekannt

Die möglichen Auswirkungen des Klimawandels sind nicht untersucht.

D) Ergänzende Angaben

Negative ökonomische Auswirkungen

Keine

Tierzucht (könnte einen negativen Einfluss auf Zuchttiere, z.B. Fische und Wasservögel, in künstlichen Teichen besitzen).

Positive ökonomische Auswirkungen

Ja

Zierhandel (Bedeutung für den Zierhandel ist durch die gesetzlichen Bestimmungen zurückgegangen), Sonstiges (Eier und Fleisch der Tiere wurden früher in Nordamerika gegessen, Jensen & Birkhead 2003).

Negative gesundheitliche Auswirkungen

Ja

Verletzungsgefahr (ernsthafte Verletzungen durch Bisse, Weinland 1861), Krankheitserreger (Übertragung insbesondere von *Salmonellen* ist denkbar, Editorial team et al. 2008).

Wissenslücken und Forschungsbedarf

Ja

Auswirkungen auf die Umwelt sind zu überprüfen.

Anmerkung: Bewertungsmethode nach BfN-Skripten 401. Geführt in Anhang III des Washingtoner Artenschutzübereinkommens (CITES) und in Anhang C der EG-Verordnung 750/2013 der Kommission. Seit 14. Oktober 1999 besteht ein Besitz- und Vermarktungsverbot, seit 25. Februar 2005 ein Zuchtverbot; ausgenommen hiervon sind Tierhaltungen unter zoologisch fachkundiger Leitung, die ganz oder überwiegend juristischen Personen des öffentlichen Rechts gehören (§ 3 BArtSchV).

Quellen

- Editorial team, Bertrand, S., Rimhanen-Finne, R., Weill, F.X., Rabsch, W., Thornton, L., Perevoscikovs, J., van Pelt, W. & Heck, M. (2008): *Salmonella* infections associated with reptiles: the current situation in Europe. Euro Surveill. 13(24):pii=18902. <http://www.eurosurveillance.org/ViewArticle.aspx?ArticleId=18902>
- Fuller, P. & Somma, L.A. (2012): *Macrochelys temminckii*. USGS Nonindigenous Aquatic Species Database, Gainesville, FL. <http://nas.er.usgs.gov/queries/FactSheet.aspx?speciesID=1227>
- Jensen, J.B. & Birkhead, W.S. (2003): Distribution and status of the alligator snapping turtle (*Macrochelys temminckii*) in Georgia. Southeastern Naturalist 2: 25-34.
- Kordges, T. & Schlüpmann, M. (2011): Wasserschildkröten. In: Hachtel, M., Schlüpmann, M., Weddeling, K., Thiesmeier, B., Geiger, A. & Willigalla, C. (Hrsg.), Handbuch der Amphibien und Reptilien Nordrhein-Westfalens. Laurenti Verlag, Bielefeld: 1137-1158.
- Kraus, F. (2009): Alien Reptiles and Amphibians. A scientific compendium and analysis. Invading Nature - Springer Series in Invasion Ecology 4: 563 S.
- Neumann, C. (2002): Extrem bissig. Der Spiegel 27/2002: 55.
- Pritchard, P.C.H. (2006): The alligator snapping turtle: biology and conservation, 2nd Ed. Krieger, Malabar: 140 S.
- Shipman, P.A. & Riedle, J.D. (2008): Status and distribution of the Alligator Snapping Turtle (*Macrochelys temminckii*) in Southeastern Missouri. Southeastern Naturalist 7(2): 331-338.
- Spinks, P.Q., Pauly, G.B., Crayon, J.J. & Shaffer, H.B. (2003): Survival of the western pond turtle (*Emys marmorata*) in an urban California environment. Biol. Conserv. 113: 257-267.
- Weinland, D.F. (1861): Unsere Schnappschildkröte. Der Zoologische Garten 2: 69-75.
- Zootierliste (2014): Informationen zu Tierbeständen öffentlicher Tierhaltungen. <http://www.zootierliste.de>

Bearbeitung und Prüfung

Wolfgang Rabitsch & Stefan Nehring

2015-04-30

Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung

Trachemys scripta – Nordamerikanische Schmuckschildkröte

Systematik und Nomenklatur:	<i>Trachemys scripta</i> (Schoepff, 1792) Nordamerikanische Schmuckschildkröte Synonyme: - Reptilia, Emydidae
Lebensraum:	Süßwasser
Status:	Unbeständig
Ursprüngliches Areal:	Zentrale nördliche U.S.A., Nordöstliche U.S.A., Zentrale südliche U.S.A., Südöstliche U.S.A.
Einführungsweise:	Absichtlich
Einfuhrvektoren:	Tierpark, Zierhandel, Tierzucht
Ersteinbringung:	Unbekannt
	<i>Die Ersteinbringung für Tiergärten oder Terrarienhaltung erfolgte möglicherweise schon im 19. Jh..</i>
Erstnachweis:	1950-1959
	<i>Kordges & Schlüpmann (2011) erwähnen 15 Meldungen vor 1960, vermutlich von Zufallsfunden aus den 1950er Jahren (Kordges pers. Mitt.). Beobachtungen im Freiland nehmen seit Ende der 1970er Jahre zu.</i>

Einstufungsergebnis: Invasive Art – Managementliste

<u>A) Gefährdung der Biodiversität</u>	<u>Vergebene Wertstufe</u>
Interspezifische Konkurrenz	Ja
<i>Nahrungs- und Raumkonkurrenz mit Sumpfschildkröten (Frankreich, Cadi & Joly 2003) und anderen Schildkrötenarten (Spanien, Polo-Cavia et al. 2009a, 2009b, 2010a). Auswirkungen auf Schwimmnester bildende Vogelarten sind nicht untersucht (Kordges & Schlüpmann 2011).</i>	
Prädation und Herbivorie	Ja
<i>Erhöhter Raubdruck auf Amphibienlarven nachgewiesen (Spanien, Polo-Cavia et al. 2010b). Raubdruck auf Schnecken vermutet, aber nicht genauer untersucht (Kordges & Schlüpmann 2011).</i>	
Hybridisierung	Nein
<i>Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	
Krankheits- und Organismenübertragung	Nein
<i>Eine Übertragung von Parasiten konnte bislang nicht festgestellt werden (Österreich, Hassl & Kleewein 2010). Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	
Negative ökosystemare Auswirkungen	Nein
<i>Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	
 <u>B) Zusatzkriterien</u>	
Aktuelle Verbreitung	Großräumig
<i>In den westlichen Bundesländern weit verbreitet (Laufer 2007), Reproduktion nur unter besonders günstigen Bedingungen (Pieh & Laufer 2006), in Europa sind etablierte Populationen aus Frankreich, Italien und Spanien bekannt (Scalera 2007).</i>	
Maßnahmen	Vorhanden
<i>Mechanische Bekämpfung (Entnahme aus der Natur), Verhinderung absichtlicher Ausbringung, Sonstiges (Öffentlichkeitsarbeit) (Ficetola et al. 2011).</i>	
 <u>C) Biologisch-ökologische Zusatzkriterien</u>	
Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen	Ja
<i>Pflanzenreiche Stillgewässer; es überwiegen aber Aussetzungen im urbanen Raum in naturfernen Gewässern (Parkteiche, Löschteiche) (Kordges & Schlüpmann 2011).</i>	
Reproduktionspotenzial	Gering
<i>2-30 Eier pro Gelege, im Normalfall ein Gelege pro Jahr, Geschlechtsreife nach ca. 5 Jahren, Lebenserwartung bis zu 40 Jahre (Laufer 2007).</i>	
Ausbreitungspotenzial	Hoch
<i>Ausbreitung an Land bis zu 2 km (Laufer 2007), Unterarten <i>T. scripta scripta</i> und <i>troostii</i> sind</i>	

weiterhin im Handel erhältlich, wie auch Nachzuchten von *T. scripta elegans*.

Aktueller Ausbreitungsverlauf

Stabil

Seit den 1970er Jahren regelmäßig im Freiland vertreten, nach der Datenlage ist kein Rückgang der Aussetzungen erkennbar (Laufer 2007).

Monopolisierung von Ressourcen

Nein

Förderung durch Klimawandel

Ja

Mildere Winter verringern die Mortalität, höhere Temperaturen verlängern die Aktivitätsperiode und fördern den Reproduktionserfolg (Ficetola et al. 2009).

D) Ergänzende Angaben

Negative ökonomische Auswirkungen

Keine

Positive ökonomische Auswirkungen

Ja

Zierhandel (Scalera 2007).

Negative gesundheitliche Auswirkungen

Unbekannt

Die Übertragung von Salmonellen und anderen Bakterien auf den Menschen ist bei engem Pflegekontakt möglich (Bringsøe 2006), Ausmaß von Vorfällen in Deutschland ist unbekannt.

Wissenslücken und Forschungsbedarf

Nein

Anmerkungen: Bewertungsmethode nach BfN-Skripten 401. Die Unterart *T. scripta elegans* ist geführt in Anhang B der EG-Verordnung 750/2013 der Kommission; damit gilt diese Unterart in Deutschland als besonders geschützte Art (§ 7 Abs. 2 Nr. 13a BNatSchG).

Quellen

Bringsoe, H. (2006): *Trachemys scripta*. NOBANIS Invasive Alien Species Fact Sheet: 13 S., http://www.nobanis.org/files/factsheets/Trachemys_scripta.pdf.

Cadi, A. & Joly, P. (2003): Competition for basking places between the endangered European pond turtle (*Emys orbicularis galloitalica*) and the introduced redeared slider (*Trachemys scripta elegans*). Can. J. Zool. 81: 1392-1398.

Ficetola, G.F., Rödder, D. & Padoa-Schioppa, E. (2011): *Trachemys scripta* (slider terrapin). In: Francis, R.A. (Ed.), Handbook of global freshwater invasive species. Earthscan, London: 331-339.

Ficetola, G.F., Thuiller, W. & Padoa-Schioppa, E. (2009): From introduction to the establishment of alien species: bioclimatic differences between presence and reproduction localities in the slider turtle. Divers. Distrib. 15: 108-116.

Hassl, A.R. & Kleewein, A. (2010): Identifying parasites as substitution causes in populations of local and allochthonous turtles in Lower Austria. Poster 32nd ÖGHMP Meeting, May 18-20 2010, Vienna

Kordges, T. & Schlüpmann, M. (2011): Wasserschildkröten. In: Hachtel, M., Schlüpmann, M., Weddeling, K., Thiesmeier, B., Geiger, A. & Willigalla, C. (Red.), Handbuch der Amphibien und Reptilien Nordrhein-Westfalens. Laurenti, Bielefeld: 1137-1158.

Laufer, H. (2007): Buchstaben-Schmuckschildkröte *Trachemys scripta* (Schoepff, 1792). In: Laufer, H., Fritz, K. & Sowig, P. (Hrsg.), Die Amphibien und Reptilien Baden-Württembergs. Ulmer, Stuttgart: 525-536.

Pieh, A. & Laufer, H. (2006): Die Rotwangen-Schmuckschildkröte (*Trachemys scripta elegans*) in Baden-Württemberg - mit Hinweis auf eine Reproduktion im Freiland. Z. Feldherpetol. 13: 225-234.

Polo-Cavia, N., López, P. & Martín, J. (2009a): Interspecific differences in chemosensory responses of freshwater turtles: consequences for competition between native and invasive species. Biol. Invasions 11: 431-440.

Polo-Cavia, N., López, P. & Martín, J. (2009b): Interspecific differences in heat exchange rates may affect competition between introduced and native freshwater turtles. Biol. Invasions 11: 1755-1765.

Polo-Cavia, N., López, P. & Martin, J. (2010a): Competitive interactions during basking between native and invasive freshwater turtle species. Biol. Invasions 12: 2141-2152.

Polo-Cavia, N., Gonzalo, A., López, P. & Martin, J. (2010b): Predator recognition of native but not invasive turtle by naive anuran tadpoles. Anim. Behav. 80: 461-466.

Scalera, R. (2007): Virtues and shortcomings of EU legal provisions for managing NIS: *Rana catesbeiana* and *Trachemys scripta elegans* as case studies. In: Gherardi, F. (Ed.), Biological invaders in inland waters: profiles, distribution, and threats. Springer, Dordrecht: 669-678.

Bearbeitung und Prüfung

Wolfgang Rabitsch & Stefan Nehring
2015-04-30

Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung

Lithobates catesbeianus – Amerikanischer Ochsenfrosch

Systematik und Nomenklatur:	<i>Lithobates catesbeianus</i> (Shaw, 1802) Amerikanischer Ochsenfrosch Synonyme: <i>Rana catesbeiana</i> Amphibia, Ranidae
Lebensraum:	Süßwasser
Status:	Etabliert
Ursprüngliches Areal:	Östliches Kanada, Nordwestliche U.S.A., Zentrale nördliche U.S.A., Nordöstliche U.S.A., Südwestliche U.S.A., Zentrale südliche U.S.A., Südöstliche U.S.A., Mexiko
Einführungsweise:	Absichtlich
Einfuhrvektoren:	Tierpark, Tierzucht, Zierhandel
Ersteinbringung:	Vor 1883 <i>Brehm (1883) hat die Art wiederholt gehalten. Krefft (1907) berichtet, dass Kaulquappen „zuweilen eingeführt“ wurden.</i>
Erstnachweis:	1935 <i>Alle 1935 aus einer Zuchtanlage in der Lüneburger Heide entwichenen Tiere wurden abgeschossen (Boettger 1941).</i>

Einstufungsergebnis: Invasive Art – Aktionsliste

<u>A) Gefährdung der Biodiversität</u>	<u>Vergebene Wertstufe</u>
Interspezifische Konkurrenz <i>Ressourcenkonkurrenz mit und Gefährdung von Wasserfröschen (USA, Kiesecker et al. 2001; Deutschland, Thiesmeier et al. 1994, Laufer & Sandte 2004), in kleineren Gewässern auch von Molchen, Laubfrosch, Knoblauchkröte und Springfrosch (Laufer pers. Mitt.).</i>	Ja
Prädation und Herbivorie <i>Ernährt sich von verschiedenen Wirbeltieren (u.a. regional gefährdete Ringelnatter und Zauneidechse) und Wirbellosen (vor allem Insekten) (Laufer & Sandte 2004). Eine Gefährdung heimischer Arten wird angenommen.</i>	Begründete Annahme
Hybridisierung <i>Fehlpaarungen mit anderen Raniden sind belegt (USA, Pearl et al. 2005). Ob eine Gefährdung heimischer Arten besteht, ist unbekannt.</i>	Unbekannt
Krankheits- und Organismenübertragung <i>Überträgt den für andere Amphibien tödlichen Chytridpilz, ist aber selbst resistent gegen die Infektion (Garner et al. 2006).</i>	Ja
Negative ökosystemare Auswirkungen <i>Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	Nein
<u>B) Zusatzkriterien</u>	
Aktuelle Verbreitung <i>Aktuell nur bei Karlsruhe, geht dort vermutlich auf in den 1990er Jahren freigesetzte Tiere zurück (Laufer & Waitzmann 2002, Flinspach pers. Mitt.), etablierte Vorkommen in angrenzenden und weiteren Ländern (Belgien, Frankreich, Griechenland (Kreta) und Italien, Ficetola et al. 2007).</i>	Kleinräumig
Sofortmaßnahmen <i>Mechanische Bekämpfung (Reusen, Abkeschern, Elektrofischung, Einzäunung, Adams & Pearl 2007; Vorkommen bei Stuttgart und Meckenheim wurden ausgerottet, Geiger & Kordges 2011), Verhinderung absichtlicher Ausbringung, Sonstiges (Öffentlichkeitsarbeit).</i>	Vorhanden
<u>C) Biologisch-ökologische Zusatzkriterien</u>	
Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen <i>Vegetationsreiche Still- und Fließgewässer mit ausgeprägter Ufervegetation (z.B. Flussaue) (Laufer & Waitzmann 2002), aber auch in naturfernen Teichen.</i>	Ja
Reproduktionspotenzial <i>Bis zu 40.000 Eier pro Weibchen, 1-2 Gelege im Jahr, ein- bis zweijährige Larvalperiode,</i>	Hoch

Geschlechtsreife nach 2-4 Jahren (Laufer & Waitzmann 2002).

Ausbreitungspotenzial

Hoch

Wanderungen bis zu 1 km über Land wurden dokumentiert (Willis et al. 1956), Importverbot schließt Zucht und Handel (z.B. Larven als Lebendfutter in der Terrarienhaltung) nicht aus (EG 1997).

Aktueller Ausbreitungsverlauf

Expansiv

In Deutschland (Karlsruhe) ist der Bestand momentan auf Grund von wiederholten Entnahmen stabil (Laufer pers. Mitt., Waitzmann pers. Mitt.), in Europa in den letzten 10 Jahren stark zunehmend (Ficetola et al. 2007).

Monopolisierung von Ressourcen

Nein

Förderung durch Klimawandel

Ja

Die Art bevorzugt wärmere Temperaturen (USA, Willis et al. 1956).

D) Ergänzende Angaben

Negative ökonomische Auswirkungen

Keine

Positive ökonomische Auswirkungen

Ja

Sonstiges (Gastronomie, Adams & Pearl 2007).

Negative gesundheitliche Auswirkungen

Keine

Wissenslücken und Forschungsbedarf

Nein

Anmerkungen: Bewertungsmethode nach BfN-Skripten 401. Seit 1997 ist der Import in die EU verboten (EG Verordnung 2551/97). Geführt in Anhang B der EG-Verordnung 750/2013 der Kommission; damit gilt der Amerikanische Ochsenfrosch in Deutschland als besonders geschützte Art (§ 7 Abs. 2 Nr. 13a BNatSchG).

Quellen

- Adams, M.J. & Pearl, C.A. (2007): Problems and opportunities managing invasive bullfrogs: is there any hope? In: Gherardi, F. (Ed.), Biological invaders in inland waters. Springer, Dordrecht: 679-693.
- Boettger, C.R. (1941): Der Versuch einer Ochsenfroschzucht in der Lüneburger Heide. Sitzungsber. Ges. naturforsch. Freunde Berlin: 216-221.
- Brehm, A. (1883): Brehms Thierleben. Allgemeine Kunde des Tierreichs. Bibliographisches Institut, Leipzig: 532 S.
- Doubledee, R.A., Muller, E.B. & Nisbet, R.M. (2003): Bullfrogs, disturbance regimes, and the persistence of California Red-Legged Frogs. J. Wildl. Manag. 67: 424-438.
- Ficetola, G.F., Coic, C., Detaint, M., Berroneau, M., Lorvelec, O. & Miaud, C. (2007): Pattern of distribution of the American bullfrog *Rana catesbeiana* in Europe. Biol. Invasions 9: 767-772.
- Garner, T.W., Perkins, M.W., Govindarajulu, P., Seglie, D., Walker, S., Cunningham, A.A. & Fisher, M.C. (2006): The emerging amphibian pathogen *Batrachochytrium dendrobatidis* globally infects introduced populations of the North American bullfrog, *Rana catesbeiana*. Biol. Lett. 2: 455-459.
- Geiger, A. & Kordges, T. (2011): Amerikanischer Ochsenfrosch - *Lithobates catesbeianus*. In: Hachtel, M., Schlüpman, M., Weddeling, K., Thiesmeier, B., Geiger, A. & Willigalla, C. (Red.), Handbuch der Amphibien und Reptilien Nordrhein-Westfalens. Laurentis, Bielefeld: 1159-1165.
- Kiesecker, J.M., Blaustein, A.R. & Miller, C.L. (2001): Potential mechanisms underlying the displacement of native red-legged frogs by introduced bullfrogs. Ecology 82: 1964-1970.
- Krefft, P. (1907): Reptilien- und Amphibienpflege. Quelle & Meyer, Leipzig: 144 S.
- Laufer, H. & Sandte, A. (2004): Hinweise zur Konkurrenz zwischen eingeschlepptem Ochsenfrosch (*Rana catesbeiana*) und einheimischen Grünfröschen. Herpetofauna 25: 29-38.
- Laufer, H. & Waitzmann, M. (2002): Der Ochsenfrosch (*Rana catesbeiana*) am nördlichen Oberrhein (Baden-Württemberg). Herpetofauna 24: 5-14.
- Pearl, C.A., Hayes, M.P., Haycock, R., Engler, J.D. & Bowerman, J. (2005): Observations of interspecific amplexus between Western North American ranid frogs and the introduced American Bullfrog (*Rana catesbeiana*) and an hypothesis concerning breeding interference. Am. Midl. Nat. 154: 126-134.
- Thiesmeier, B., Jäger, O. & Fritz, U. (1994): Erfolgreiche Reproduktion des Ochsenfrosches (*Rana catesbeiana*) im nördlichen Landkreis Böblingen (Baden-Württemberg). Z. Feldherpetol. 1: 169-176.
- Willis, Y.L., Moyle, D.L. & Baskett, T.S. (1956): Emergence, breeding, hibernation, movements and transformation of the bullfrog, *Rana catesbeiana*, in Missouri. Copeia 1956: 30-41.

Bearbeitung und Prüfung

Wolfgang Rabitsch & Stefan Nehring

2015-04-30

Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung

Pelophylax bedriagae – Levantinischer Wasserfrosch

Systematik und Nomenklatur:	<i>Pelophylax bedriagae</i> (Camerano, 1882) Levantinischer Wasserfrosch Synonyme: <i>Rana bedriagae</i> , <i>R. levantina</i> ; Anatolischer Wasserfrosch, Bedriagas Wasserfrosch Amphibia, Anura, Ranidae
Lebensraum:	Süßwasser, Terrestrischer Lebensraum
Status:	Unbeständig
Ursprüngliches Areal:	Südosteuropa, Nordafrika, Westasien
Einführungsweise:	Absichtlich
Einfuhrvektoren:	Zierhandel
Ersteinbringung:	Unbekannt
Erstnachweis:	2003-2004

Von Ohst (2008) aufgrund molekulargenetischer Befunde für West-Deutschland (südlich Karlsruhe) gemeldet: Von 366 untersuchten Tieren, die 2003 und 2004 an 44 Standorten gesammelt wurden, zeigten 5-8% verschiedene genetische Charakteristika von *P. cf. bedriagae*. Neben einer Einwanderung ausgesetzter Tiere aus der Schweiz und Frankreich entlang von grenzüberschreitenden Wasserläufen (Ohst 2008) sind auch direkte Freisetzung in Deutschland zu vermuten (vgl. Kordges 1988).

Einstufungsergebnis: Invasive Art – Aktionsliste

<u>A) Gefährdung der Biodiversität</u>	<u>Vergebene Wertstufe</u>
Interspezifische Konkurrenz <i>Bei hohen Abundanzen Nahrungskonkurrenz mit heimischen Arten denkbar, bisher aber nicht untersucht.</i>	Unbekannt
Prädation und Herbivorie <i>Kaulquappen ernähren sich von Algen und Detritus, Adulte leben als opportunistische Räuber von Arthropoden, kleinen Fischen und Amphibien (CABI 2011). Ob eine Gefährdung heimischer Arten besteht, ist unbekannt.</i>	Unbekannt
Hybridisierung <i>Hybridisierung mit heimischen Arten des <i>P. esculentus</i>-Komplexes (<i>P. esculentus</i>, <i>P. lessonae</i>) und Gefährdung deren genetischer Integrität (Belgien, Holsbeek & Jooris 2010, Holsbeek et al. 2009, 2010).</i>	Ja
Krankheits- und Organismenübertragung <i>Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	Nein
Negative ökosystemare Auswirkungen <i>Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	Nein
<u>B) Zusatzkriterien</u>	
Aktuelle Verbreitung <i>In Deutschland bisher nur südlich Karlsruhe nachgewiesen (Ohst 2008), Vorkommen in angrenzenden Ländern (Belgien, Frankreich, Luxemburg, Schweiz, Kok 2001, Kok et al. 2002, Holsbeek et al. 2008, 2010, CABI 2011).</i>	Kleinräumig
Sofortmaßnahmen <i>Mechanische Bekämpfung (Entnahme von Eiern, Kaulquappen, Adulten möglich aber schwierig, da die Unterscheidung von heimischen Arten nur bioakustisch oder genetisch möglich ist), Verhinderung absichtlicher Ausbringung, Sonstiges (Öffentlichkeitsarbeit; ein Verbot des Lebendimportes im Aquarienhandel sollte erwogen werden, CABI 2011).</i>	Vorhanden
<u>C) Biologisch-ökologische Zusatzkriterien</u>	
Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen <i>Tolerante Art, die in Fließ- und Stillgewässern reproduzieren kann (CABI 2011).</i>	Ja
Reproduktionspotenzial <i>Weibchen legen bis zu 10.000 Eier, die Metamorphose folgt nach 2-3 Monaten (CABI 2011).</i>	Hoch
Ausbreitungspotenzial	Hoch

Im Handel erhältlich, vor allem für Aquarien und Gartenteiche, aber speziell in Frankreich auch für gastronomische Zwecke (CABI 2011).

Aktueller Ausbreitungsverlauf

Unbekannt

Vermutlich weiter verbreitet als bisher bekannt (Holsbeek et al. 2010).

Monopolisierung von Ressourcen

Nein

Förderung durch Klimawandel

Ja

Die erfolgreiche Etablierung in West- und Mitteleuropa ist wahrscheinlich auf schon vorhandene Effekte des Klimawandels zurückzuführen (CABI 2011).

D) Ergänzende Angaben

Negative ökonomische Auswirkungen

Keine

Positive ökonomische Auswirkungen

Ja

Tierzucht, Sonstiges (in der Türkei für den Export von Froschschenkeln (vor allem nach Frankreich und Italien) gesammelt und gezüchtet, z.B. rund 500 Tonnen im Jahr 2005, CABI 2011).

Negative gesundheitliche Auswirkungen

Keine

Wissenslücken und Forschungsbedarf

Nein

Anmerkung: Bewertungsmethode nach BfN-Skripten 401.

Quellen

- CABI (2011): *Pelophylax cf. bedriagae*. CABI Invasive Species Compendium, <http://www.cabi.org/isc/?compid=5&dsid=109855&loadmodule=datasheet&page=481&site=144>
- Holsbeek, G. & Jooris, R. (2010): Potential impact of genome exclusion by alien species in the hybridogenetic water frogs (*Pelophylax esculentus* complex). Biol. Invasions 13: 1-13.
- Holsbeek, G., Mergeay, J., Hotz, H., Plötner, J., Volckaert, F.A.M. & De Meester, L. (2008): A cryptic invasion within an invasion and widespread introgression in the European water frog complex: the toll of uncontrolled commercial trade and weak international legislation. Mol. Ecol. 17: 5023-5035.
- Holsbeek, G., Maes, G.E., De Meester, L. & Volckaert, F.A.M. (2009): Conservation of the introgressed European water frog complex using molecular tools. Mol. Ecol. 18: 1071-1087.
- Holsbeek, G., Mergeay, J., Volckaert, F.A.M. & De Meester, L. (2010): Genetic detection of multiple exotic water frog species in Belgium illustrates the need for monitoring and immediate action. Biol. Invasions 12: 1459-1463.
- Kok, P.J.R. (2001): Note sur l'introduction de *Rana bedriagae* Camerano, 1882 (Anura, Ranidae) en Belgique et ses possibles implications sur la batrachofaune indigène. Natural. belges 82: 25-30.
- Kok, P.J.R., Jooris, R., Percsy, C. & Lenglet, G. (2002): Dangers pour la faune indigène de l'introduction d'espèces animales à des fins ornementales: *Rana bedriagae* (Amphibia: Anura: Ranidae), un future cas d'école? Bull. Royal Sci. Nat. Belg., Biol. Suppl. 72: 219-221.
- Kordges, T. (1988): Zur Wasserfroschproblematik in Ballungsräumen - eine Essener Fallstudie. Jb. Feldherp., Beiheft 1: 97-104.
- Ohst, T. (2008): Genetische Einflüsse allochthoner Wasserfrösche auf endemische Wasserfroschpopulationen (*R. kl. esculenta* Komplex). Dissertation, Humboldt-Universität zu Berlin: 126 S.

Bearbeitung und Prüfung

Wolfgang Rabitsch & Stefan Nehring
2015-04-30

Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung

Triturus carnifex – Alpenkammolch

Systematik und Nomenklatur:	<i>Triturus carnifex</i> (Laurenti, 1768) Alpenkammolch Synonyme: <i>Triton carnifex</i> , <i>Triturus cristatus carnifex</i> ; Italienischer Kammolch Amphibia, Salamandridae
Lebensraum:	Süßwasser
Status:	Etabliert
Ursprüngliches Areal:	Mitteleuropa, Südosteuropa
Einführungsweise:	Absichtlich
Einfuhrvektoren:	Private Einfuhr, Zierhandel
Ersteinbringung:	1990-1991 <i>Nach Franzen et al. (2002) wurde ein Pärchen aus Kroatien im Jahr 1990 oder 1991 mitgebracht.</i>
Erstnachweis:	1990-1991 <i>100-200 Larven eines aus Kroatien stammenden Pärchens wurden 1990 oder 1991 im Landkreis Erding (Oberbayern) ausgesetzt (Franzen et al. 2002). 2001 wurden dort mehrere Hundert Tiere festgestellt (Franzen et al. 2002), die von mehr als einem Pärchen abstammten (Maletzky et al. 2008).</i>

Einstufungsergebnis: Invasive Art – Aktionsliste

<u>A) Gefährdung der Biodiversität</u>	<u>Vergebene Wertstufe</u>
Interspezifische Konkurrenz <i>Nischenkonkurrenz mit dem lokal gefährdeten Kammolch (<i>Triturus cristatus</i>) kann zur Verdrängung dieser Art führen (Schweiz, Arntzen & Thorpe 1999, Arntzen 2001).</i>	Ja
Prädation und Herbivorie <i>Die räuberische Art ernährt sich von verschiedenen Wirbellosen (Arntzen 2003). Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	Nein
Hybridisierung <i>Hybridisiert mit dem lokal gefährdeten Kammolch (Schweiz, Arntzen & Thorpe 1999, Arntzen 2001; Großbritannien, Brede et al. 2000; Österreich, Mayer 2001). In der deutschen Population wurde bislang kein genetischer Austausch festgestellt (Franzen et al. 2002, Maletzky et al. 2008).</i>	Ja
Krankheits- und Organismenübertragung <i>Die Ausbreitung des Chytridpilzes durch den Tierhandel wird allgemein vermutet (Fisher & Garner 2007), ist aber für den Alpenkammolch bisher nicht untersucht.</i>	Unbekannt
Negative ökosystemare Auswirkungen <i>Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	Nein
<u>B) Zusatzkriterien</u>	
Aktuelle Verbreitung <i>In Deutschland aktuell eine Population in Oberbayern (Franzen et al. 2002, Franzen pers. Mitt.), gebietsfremde Populationen in angrenzenden Ländern (Frankreich, Niederlande, Schweiz, Brede et al. 2000, Arntzen 2001, 2003).</i>	Kleinräumig
Sofortmaßnahmen <i>Mechanische Bekämpfung (Entnahme aus der Natur; vermutlich nur schwer realisierbar, Schlüpman & Kupfer 2009), Verhinderung absichtlicher Ausbringung, Sonstiges (Handelsverzicht, Öffentlichkeitsarbeit).</i>	Vorhanden
<u>C) Biologisch-ökologische Zusatzkriterien</u>	
Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen <i>Meist große, tiefe Stillgewässer mit Unterwasservegetation, einschließlich der Uferbereiche; breite ökologische Amplitude (Franzen et al. 2002, Arntzen 2003).</i>	Ja
Reproduktionspotenzial <i>Ein Weibchen kann 200-700 Eier legen, die Metamorphose erfolgt nach drei bis vier Monaten.</i>	Gering

Geschlechtsreife im zweiten bis fünften Lebensjahr, Lebenserwartung im Freiland 10-18 Jahre (Arntzen 2003).

Ausbreitungspotenzial

Hoch

Wanderdistanzen bis zu 1 km sind belegt (Arntzen 2003), wird aktuell nur unregelmäßig gehandelt (die Vorkommen in Großbritannien stammen aus dem Zierhandel), gelangt durch private Züchter ins Freiland (Franzen et al. 2002).

Aktueller Ausbreitungsverlauf

Expansiv

Nach Franzen et al. (2002) hat sich die Population im Landkreis Erding in den letzten 10 Jahren über mehrere Gewässer ausgebreitet. Eine Ausbreitung ist auch in den Niederlanden und der Schweiz beobachtet worden (Arntzen & Thorpe 1999, Bogaerts 2002).

Monopolisierung von Ressourcen

Nein

Förderung durch Klimawandel

Ja

Klimamodelle projizieren potenzielle Arealverluste im Süden und verstreute Arealgewinne im Norden (inklusive Deutschland) (Pearman et al. 2010).

D) Ergänzende Angaben

Negative ökonomische Auswirkungen

Keine

Positive ökonomische Auswirkungen

Keine

Die Bedeutung im Zierhandel ist gering.

Negative gesundheitliche Auswirkungen

Keine

Wissenslücken und Forschungsbedarf

Nein

Anmerkungen: Bewertungsmethode nach BfN-Skripten 401. Geführt in Anhang II und IV der FFH-Richtlinie; damit gilt der Alpenkammolch in Deutschland als streng geschützte Art (§ 7 Abs. 2 Nr. 14b BNatSchG). Der Artstatus der vier Taxa der *T. cristatus*-Superspezies wird derzeit meist akzeptiert (Arntzen 2003).

Quellen

- Arntzen, J.W. (2001): Genetic variation in the Italian crested newt, *Triturus cristatus*, and the origin of a non-native population north of the Alps. *Biodivers. Conserv.* 10: 971-987.
- Arntzen, J.W. (2003): *Triturus cristatus* Superspezies Kammolch-Artenkreis. In: Grossenbacher, K. & Thiesmeier, B. (Hrsg.), *Handbuch der Reptilien und Amphibien Europas. Schwanzlurche (Urodela) IIA*. Aula, Wiebelsheim: 421-514.
- Arntzen, J.W. & Thorpe, R.S. (1999): Italian crested newts (*Triturus cristatus*) in the basin of Geneva: distribution and genetic interactions with autochthonous species. *Herpetologica* 55: 423-433.
- Bogaerts, S. (2002): Italian crested newts, *Triturus cristatus*, on the Veluwe, Netherlands. *Z. f. Feldherp.* 9: 217-221.
- Brede, E.G., Thorpe, R.S., Arntzen, J.W. & Langton, T.E. (2000): A morphometric study of a hybrid newt population (*Triturus cristatus* / *T. cristatus*): Beam Brook Nurseries, Surrey, U.K. *Biol. J. Linn. Soc.* 70: 685-695.
- Fisher, M. & Garner, T. (2007): The relationship between the emergence of *Batrachochytrium dendrobatidis*, the international trade in amphibians and introduced amphibian species. *Fungal Biology Reviews* 21: 2-9.
- Franzen, M., Gruber, H.J. & Heckes, U. (2002): Eine allochthone *Triturus cristatus*-Population in Südbayern (Deutschland). *Salamandra* 38: 149-154.
- Maletzky, A., Mikulíček, P., Franzen, M., Goldschmid, A., Gruber, H.J., Horák, A. & Kyek, M. (2008): Hybridization and introgression between two species of crested newts (*Triturus cristatus*, *T. cristatus*) along contact zones in Germany and Austria: morphological and molecular data. *Herpetol. J.* 18: 1-15.
- Mayer, W. (2001): Unterarten und Geschwisterarten. In: Cabela, A., Grillitsch, H. & Tiedemann, F. (Hrsg.), *Atlas zur Verbreitung und Ökologie der Amphibien und Reptilien in Österreich*. Umweltbundesamt, Wien: 692-702.
- Pearman, P.B., D'Amen, M., Graham, C.H., Thuiller, W. & Zimmermann, N.E. (2010): Within-taxon niche structure: niche conservatism, divergence and predicted effects of climate change. *Ecography* 33: 990-1003.
- Schlüpman, M. & Kupfer, A. (2009): Methoden der Amphibienerfassung - eine Übersicht. In: Hachtel, M., Schlüpman, M., Thiesmeier, B. & Weddelling, K. (Hrsg.), *Methoden der Feldherpetologie*. Zeitschrift für Feldherpetologie, Suppl. 15: 7-84.

Bearbeitung und Prüfung

Wolfgang Rabitsch & Stefan Nehring
2015-04-30

Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung

Acipenser baerii – Sibirischer Stör

Systematik und Nomenklatur:	<i>Acipenser baerii</i> Brandt, 1869 Sibirischer Stör Synonyme: <i>Acipenser baeri</i> , <i>A. baerii baerii</i> Pisces, Acipenseridae
Lebensraum:	Süßwasser
Status:	Unbeständig
Ursprüngliches Areal:	Sibirien
Einführungsweise:	Absichtlich
Einfuhrvektoren:	Aquakultur, Fischerei, Tierpark, Zierhandel
Ersteinbringung:	1975-1986 <i>In 1975 erster Import nach West-Europa (Frankreich) (Welcomme 1988). Anschließend nach Deutschland für Aquakulturzwecke eingeführt (Arndt et al. 2002).</i>
Erstnachweis:	1986 <i>1986 wurden Sibirische Störe in der Ems besetzt (Arndt et al. 2000). Anfang 1987 wurden dort 11 Exemplare wieder gefangen (Gessner et al. 1999).</i>

Einstufungsergebnis: Invasive Art – Aktionsliste

<u>A) Gefährdung der Biodiversität</u>	<u>Vergebene Wertstufe</u>
Interspezifische Konkurrenz <i>Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	Nein
Prädation und Herbivorie <i>Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	Nein
Hybridisierung <i>Durch Introgression besteht ein Gefährdungspotenzial für heimische Acipenser-Arten (Tiedemann et al. 2007). Nachweise erbracht für Hybridisierung in der Natur mit dem Waxdick (<i>Acipenser gueldenstaedtii</i>) und dem vom Aussterben bedrohten Sterlet (<i>Acipenser ruthenus</i>) (Jenneckens et al. 2000, Ludwig et al. 2009).</i>	Ja
Krankheits- und Organismenübertragung <i>Diverse Krankheitserreger und Parasiten vorhanden (Sokolov & Vasilev 1989). Ob eine Gefährdung für heimische Arten besteht, ist unbekannt.</i>	Unbekannt
Negative ökosystemare Auswirkungen <i>Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	Nein
<u>B) Zusatzkriterien</u>	
Aktuelle Verbreitung <i>Derzeit sind die deutschen Vorkommen von Besatz abhängig und konzentrieren sich auf den Unterlauf und Küstenbereich der großen Flüsse (Arndt et al. 2002, Wiesner et al. 2010), Vorkommen in angrenzenden Ländern (Frankreich, Niederlande, Polen, Wiesner et al. 2010, Skóra 2012).</i>	Kleinräumig
Sofortmaßnahmen <i>Mechanische Bekämpfung (eine gezielte Beseitigung aus dem Hauptlebensraum ist nach Etablierung nur noch eingeschränkt möglich, Wiesner et al. 2010), Verhinderung absichtlicher Ausbringung (kann momentan Bestand wahrscheinlich noch zum Erlöschen bringen, da bisher nur unbeständig auftretend), Sonstiges (Öffentlichkeitsarbeit).</i>	Vorhanden
<u>C) Biologisch-ökologische Zusatzkriterien</u>	
Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen <i>Besiedelt die Unter- bis Mittelläufe großer Fließgewässer (Kottelat & Freyhof 2007).</i>	Ja
Reproduktionspotenzial <i>Geschlechtsreife Männchen nach 11-24 Jahren, Weibchen nach 20-28 Jahren (Kottelat & Freyhof 2007).</i>	Gering
Ausbreitungspotenzial	Hoch

Ausbreitungspotenzial hoch in Hauptgewässern (Wanderungen bis zu 3.000 km), gering in Nebengewässern (Kottelat & Freyhof 2009), im Handel verfügbar, Unterstützung durch Besatzmaßnahmen (Wiesner et al. 2010).

Aktueller Ausbreitungsverlauf

Expansiv

Starke Zunahme der deutschen Fangzahlen seit 1986 (Gessner et al. 1999, Arndt et al. 2000, Wiesner et al. 2010). Die expansive Ausbreitung erfolgt verstärkt durch entkommene Tiere aus Aquakulturanlagen sowie den steigenden Besatz durch Angler, Gewässerbewirtschafter bzw. das Freisetzen durch Aquarianer (Arndt et al. 2000).

Monopolisierung von Ressourcen

Nein

Förderung durch Klimawandel

Nein

D) Ergänzende Angaben

Negative ökonomische Auswirkungen

Keine

Positive ökonomische Auswirkungen

Ja

Aquakultur, Fischerei (BMELV 2007).

Negative gesundheitliche Auswirkungen

Keine

Wissenslücken und Forschungsbedarf

Nein

Anmerkungen: Bewertungsmethode nach BfN-Skripten 401. Bislang in Deutschland unbeständig auftretende Art (Gessner et al. 1999, Rabitsch et al. 2013), mit zunehmender Größe der nachgewiesenen Fische wird das Erreichen der Geschlechtsreife und eigenständige Reproduktion wahrscheinlicher. Geführt in Anhang II des Washingtoner Artenschutzübereinkommens (CITES) und in Anhang B der EG-Verordnung 750/2013 der Kommission; damit gilt der Sibirische Stör in Deutschland als besonders geschützte Art (§ 7 Abs. 2 Nr. 13a BNatSchG).

Quellen

- Arndt, G.M., Gessner, J., Anders, E., Spratte, S., Filipiak, J., Debus, L. & Skora, K. (2000): Predominance of exotic and introduced species among sturgeons captured from the Baltic and North Seas and their watersheds, 1981-1999. *Bol. Inst. Esp. Oceanogr.* 16: 29-36.
- Arndt, G.M., Gessner, J. & Raymakers, C. (2002): Trends in farming, trade and occurrence of native and exotic sturgeons in natural habitats in Central and Western Europe. *J. Appl. Ichthyol.* 18: 444-448.
- BMELV (Hrsg.) (2007): Aquatische genetische Ressourcen. Nationales Fachprogramm zur Erhaltung und nachhaltigen Nutzung. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, Bonn: 74 S.
- Gessner, J., Debus, L., Filipiak, J., Spratte, S., Skora, K.E. & Arndt, G.M. (1999): Development of sturgeon catches in German and adjacent waters since 1980. *J. Appl. Ichthyol.* 15: 136-141.
- Jenneckens, I., Meyer, J.-N., Debus, L., Pitra, C. & Ludwig, A. (2000): Evidence of mitochondrial DNA clones of Siberian sturgeon, *Acipenser baerii*, within Russian sturgeon, *Acipenser gueldenstaedtii*, caught in the River Volga. *Ecol. Lett.* 3: 503-508.
- Kottelat, M. & Freyhof, J. (2007): Handbook of European Freshwater Fishes. Publications Kottelat, Cornol: 646 S.
- Ludwig, A., Lippold, S., Debus, L. & Reinartz, R. (2009): First evidence of hybridization between endangered sterlets (*Acipenser ruthenus*) and exotic Siberian sturgeons (*Acipenser baerii*) in the Danube River. *Biol. Invasions* 11: 753-760.
- Rabitsch, W., Milasowszky, N., Nehring, S., Wiesner, C., Wolter, C. & Essl, F. (2013): The times are a changing: temporal shifts in patterns of fish invasions in Central European freshwaters. *J. Fish Biol.* 82: 17-33.
- Skóra, M.E. (2012): First report on the Siberian sturgeon *Acipenser baerii* Brandt, in the Reda River (Baltic Sea basin). *Arch. Pol. Fish.* 20: 307-309.
- Sokolov, L.I. & Vasilev, V.P. (1989): *Acipenser baeri* Brandt, 1869. In: Holcíck, J. (Ed.), The freshwater fishes of Europe, Vol. I/II: General introduction to fishes, Acipenseriformes. Aula, Wiebelsheim: 262-284.
- Tiedemann, R., Moll, K., Paulus, K.B., Scheer, M., Williot, P., Bartel, R., Gessner, J. & Kirschbaum, F. (2007): Atlantic sturgeons (*Acipenser sturio*, *Acipenser oxyrinchus*): American females successful in Europe. *Naturwissenschaften* 94: 213-217.
- Welcomme, R.L. (1988): International introductions of inland aquatic species. FAO Fisheries Technical Paper 294: 318 S.
- Wiesner, C., Wolter, C., Rabitsch, W. & Nehring, S. (2010): Gebietsfremde Fische in Deutschland und Österreich und mögliche Auswirkungen des Klimawandels. BfN-Skripten 279: 192 S.

Bearbeitung und Prüfung

Christian Wolter & Stefan Nehring
2010-09-22, aktualisiert 2015-04-30

Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung

Ameiurus melas – Schwarzer Zwergwels

Systematik und Nomenklatur:	<i>Ameiurus melas</i> (Rafinesque, 1820) Schwarzer Zwergwels Synonyme: <i>Ictalurus melas</i> ; Schwarzer Katzenwels. In Europa oftmals mit <i>A. nebulosus</i> verwechselt (Kottelat & Freyhof 2007, Rutkayová et al. 2013). Pisces, Ictaluridae
Lebensraum:	Süßwasser
Status:	Etabliert
Ursprüngliches Areal:	Nordöstliche USA, Südöstliche USA
Einführungsweise:	Absichtlich
Einfuhrvektoren:	Aquakultur, Fischerei, Zierhandel
Ersteinbringung:	Unbekannt
	<i>Ab 1885 wurden wiederholt nordamerikanische Ameiurus-Arten importiert (von dem Borne 1887, Arnold & Ahl 1936), eine Dokumentation der Importe von A. melas ist bisher aber nicht verfügbar.</i>
Erstnachweis:	1987-1988
	<i>Erstmals 1987/1988 im Rhein nachgewiesen (Lelek & Köhler 1989). Wahrscheinlich kommt A. melas schon länger wild lebend vor. Der erste wild lebende Fund in Nord-Europa stammt offensichtlich 1934 aus den Niederlanden (Wheeler 1978).</i>

Einstufungsergebnis: Invasive Art – Managementliste

<u>A) Gefährdung der Biodiversität</u>	<u>Vergebene Wertstufe</u>
Interspezifische Konkurrenz <i>Bei hohen Bestandsdichten in kleineren Neben- und Augewässern starke Konkurrenz gegenüber heimischen Fischen (Belgien, Declerck et al. 2002; Deutschland, Welcomme 1988, Dußling & Berg 2001; vermutet Österreich, Hauer 2007).</i>	Ja
Prädation und Herbivorie <i>Räuber von Fischbrut und Jungfischen (Belgien, Declerck et al. 2002). Eine Gefährdung heimischer Arten wird angenommen.</i>	Begründete Annahme
Hybridisierung <i>Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	Nein
Krankheits- und Organismenübertragung <i>Gefährliche Viren und Bakterien vorhanden (Hamers 2001). Ob eine Gefährdung heimischer Arten besteht, ist unbekannt.</i>	Unbekannt
Negative ökosystemare Auswirkungen <i>Ameiurus kann Dominanzbestände ausbilden (Belgien, Declerck et al. 2002; Deutschland, Welcomme 1988, Dußling & Berg 2001; Österreich, Hauer 2007). Ob eine Gefährdung heimischer Arten besteht, ist unbekannt.</i>	Unbekannt
<u>B) Zusatzkriterien</u>	
Aktuelle Verbreitung <i>Bundesweit sind 285 Zwergwels-Vorkommen (<i>A. melas</i> und <i>A. nebulosus</i>) erfasst, jedoch nicht auf Artniveau unterschieden (Wiesner et al. 2010).</i>	Großräumig
Maßnahmen <i>Mechanische Bekämpfung (vollständige Beseitigung in einem Gewässer wohl nur durch Trockenlegung möglich, Wiesner et al. 2010), Verhinderung absichtlicher Ausbringung, Sonstiges (Öffentlichkeitsarbeit).</i>	Vorhanden
<u>C) Biologisch-ökologische Zusatzkriterien</u>	
Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen <i>Die Art besiedelt natürliche und naturnahe Binnengewässer einschließlich der Uferbereiche, insbesondere stehende oder langsam fließende Gewässer (Altarme, Augewässer) (Kottelat & Freyhof 2007).</i>	Ja

Reproduktionspotenzial <i>Geschlechtsreife nach 3 Jahren (Kottelat & Freyhof 2007).</i>	Gering
Ausbreitungspotenzial <i>Ausbreitungspotenzial hoch in Fließgewässern, gering in Stillgewässern, im Handel verfügbar, Unterstützung durch Besatz (Wiesner et al. 2010).</i>	Hoch
Aktueller Ausbreitungsverlauf <i>Derzeit keine Ausbreitungstendenzen erkennbar (Wiesner et al. 2010, Rabitsch et al. 2013).</i>	Stabil
Monopolisierung von Ressourcen	Nein
Förderung durch Klimawandel <i>Eine Ausbreitung und Bestandsvermehrung ist bei fortschreitender Erwärmung von Gewässerökosystemen möglich (Britton et al. 2010, Wiesner et al. 2010).</i>	Ja

D) Ergänzende Angaben

Negative ökonomische Auswirkungen	Keine
Positive ökonomische Auswirkungen <i>Zwar wird die Art vorwiegend aus fischereilichen Gründen besetzt, ist jedoch kleinwüchsig und daher von geringem Wert.</i>	Keine
Negative gesundheitliche Auswirkungen	Keine
Wissenslücken und Forschungsbedarf	Nein

Anmerkungen: Bewertungsmethode nach BfN-Skripten 401. Da *A. melas* heute wesentlich häufiger im Handel als Besatz für Aquarien und Gartenteiche angeboten wird als *A. nebulosus*, ist anzunehmen, dass *A. melas* auch aktuell häufiger ausgesetzt wird (Wolter et al. 2003).

Quellen

- Arnold, J.P. & Ahl, E. (1936): Fremdländische Süßwasserfische. Wenzel & Sohn, Braunschweig: 592 S.
- Britton, J.R., Cucherousset, J., Davies, G.D., Godard, M. & Copp, G.H. (2010): Non-native fishes and climate change: predicting species responses to warming temperatures in a temperate region. *Freshwater Biol.* 55: 1130-1141.
- Declerck, S., Louette, G., De Bie, T. & De Meester, L. (2002): Patterns of diet overlap between populations of non-indigenous and native fishes in shallow ponds. *J. Fish Biol.* 61: 1182-1197.
- Dußling, U. & Berg, R. (2001): Fische in Baden-Württemberg. Ministerium für Ernährung und Ländlichen Raum Baden-Württemberg, Stuttgart: 176 S.
- Hamers, R. (2001): Einschleppung von Fischkrankheiten durch fremde Arten – Auch heute noch ein aktuelles Thema in der Fischerei? Teil II. *Fischereieinformationen aus Baden-Württemberg* 4: 4-6.
- Hauer, W. (2007): Fische Krebs Muscheln in heimischen Seen und Flüssen. Leopold Stocker Verlag, Graz & Stuttgart: 231 S.
- Kottelat, M. & Freyhof, J. (2007): Handbook of European freshwater fishes. Publications Kottelat, Cornol: 646 S.
- Lelek, A. & Köhler, C. (1989): Zustandsanalyse der Fischartengemeinschaften im Rhein (1987-1988). *Fischökologie* 1: 47-64.
- Rabitsch, W., Milasowszky, N., Nehring, S., Wiesner, C., Wolter, C. & Essl, F. (2013): The times are a changing: temporal shifts in patterns of fish invasions in Central European freshwaters. *J. Fish Biol.* 82: 17-33.
- Rutkayová, J., Biskup, R., Harant, R., Šlechta, V. & Koščo, J. (2012): *Ameiurus melas* (black bullhead): morphological characteristics of new introduced species and its comparison with *Ameiurus nebulosus* (brown bullhead). *Reviews in fish biology and fisheries* 23: 51-68.
- Von dem Borne, M. (1887): Der Zwergwels. *Allgemeine Fischerei-Zeitung* 12: 258-259.
- Welcomme, R.L. (1988): International introductions of inland aquatic species. *FAO Fisheries Technical Paper* 294: 318 S.
- Wheeler, A. (1978): *Ictalurus melas* (Rafinesque, 1820) and *I. nebulosus* (Lesueur, 1819): the North American catfishes in Europe. *J. Fish Biol.* 12: 435-439.
- Wiesner, C., Wolter, C., Rabitsch, W. & Nehring, S. (2010): Gebietsfremde Fische in Deutschland und Österreich und mögliche Auswirkungen des Klimawandels. *BfN-Skripten* 279: 192 S.
- Wolter, C., Arlinghaus, R., Grosch, U.A. & Vilcinskis, A. (2003): Fische & Fischerei in Berlin. *Z. Fischk., Suppl.* Bd. 2: 1-156.

Bearbeitung und Prüfung

Wolfgang Rabitsch & Stefan Nehring
2010-10-12, aktualisiert 2015-04-30

Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung

Ameiurus nebulosus – Brauner Zwergwels

Systematik und Nomenklatur:	<i>Ameiurus nebulosus</i> (Lesueur, 1819) Brauner Zwergwels Synonyme: <i>Amiurus nebulosus</i> , <i>Ictalurus nebulosus</i> ; Brauner Katzenwels. In Europa oftmals mit <i>A. melas</i> verwechselt (Kottelat & Freyhof 2007, Rutkayová et al. 2013). Pisces, Ictaluridae
Lebensraum:	Süßwasser
Status:	Etabliert
Ursprüngliches Areal:	Nordöstliche USA, Südöstliche USA
Einführungsweise:	Absichtlich
Einfuhrvektoren:	Fischerei, Zierhandel, Tierpark
Ersteinbringung:	1885 <i>Im Sommer 1885 erhielt der Deutsche Fischereiverein direkt aus den USA 50 Exemplare, die dem Züchter Max von dem Borne zur Pflege übergeben wurden und 1887 erstmals laichten (von dem Borne 1887).</i>
Erstnachweis:	1887-1890 <i>Zwischen 1887 und 1890 hat von dem Borne 300 selbst gezüchtete Braune Zwergwelse in einem See ausgesetzt (von dem Borne 1891).</i>

Einstufungsergebnis: Invasive Art – Managementliste

<u>A) Gefährdung der Biodiversität</u>	<u>Vergebene Wertstufe</u>
Interspezifische Konkurrenz <i>Bei hohen Bestandsdichten in kleineren Neben- und Augewässern starke Konkurrenz gegenüber heimischen Fischen (Belgien, Declerck et al. 2002; Deutschland, Dußling & Berg 2001, Welcomme 1988; vermutet Österreich, Hauer 2007).</i>	Ja
Prädation und Herbivorie <i>Räuber von Fischbrut und Jungfischen (Belgien, Declerck et al. 2002). Eine Gefährdung heimischer Arten wird angenommen.</i>	Begründete Annahme
Hybridisierung <i>Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	Nein
Krankheits- und Organismenübertragung <i>Nach Arnold (1990) 43 Arten von Parasiten an <i>A. nebulosus</i> nachgewiesen; gefährliche Viren und Bakterien vorhanden (Hamers 2001). Ob eine Gefährdung heimischer Arten besteht, ist unbekannt.</i>	Unbekannt
Negative ökosystemare Auswirkungen <i><i>Ameiurus</i> kann Dominanzbestände ausbilden (Belgien, Declerck et al. 2002; Deutschland, Dußling & Berg 2001, Welcomme 1988; Österreich, Hauer 2007). Ob eine Gefährdung heimischer Arten besteht, ist unbekannt.</i>	Unbekannt
<u>B) Zusatzkriterien</u>	
Aktuelle Verbreitung <i>Bundesweit sind 285 Zwergwels-Vorkommen (<i>A. melas</i> und <i>A. nebulosus</i>) erfasst, jedoch nicht auf Artniveau unterschieden (Wiesner et al. 2010).</i>	Großräumig
Maßnahmen <i>Mechanische Bekämpfung (vollständige Beseitigung in einem Gewässer wohl nur durch Trockenlegung möglich, Wiesner et al. 2010), Verhinderung absichtlicher Ausbringung, Sonstiges (Öffentlichkeitsarbeit).</i>	Vorhanden
<u>C) Biologisch-ökologische Zusatzkriterien</u>	
Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen <i>Die Art besiedelt natürliche und naturnahe Binnengewässer einschließlich der Uferbereiche, insbesondere stehende oder langsam fließende Gewässer (Altarme, Augewässer) (Creutz 1963, Schulz-Kabbe 1957, Kottelat & Freyhof 2007).</i>	Ja
Reproduktionspotenzial	Gering

Geschlechtsreife nach 2-3 Jahren (Kottelat & Freyhof 2007).

Ausbreitungspotenzial

Hoch

Ausbreitungspotenzial hoch in Fließgewässern, gering in Stillgewässern, im Handel verfügbar, Unterstützung durch Besatz (Wiesner et al. 2010).

Aktueller Ausbreitungsverlauf

Stabil

Derzeit keine Ausbreitungstendenzen erkennbar (Wiesner et al. 2010, Rabitsch et al. 2013).

Monopolisierung von Ressourcen

Nein

Förderung durch Klimawandel

Ja

Eine Ausbreitung und Bestandsvermehrung ist bei fortschreitender Erwärmung von Gewässerökosystemen möglich (Wiesner et al. 2010).

D) Ergänzende Angaben

Negative ökonomische Auswirkungen

Keine

Positive ökonomische Auswirkungen

Keine

Zwar wird die Art vorwiegend aus fischereilichen Gründen besetzt, ist jedoch kleinwüchsig und daher von geringem Wert.

Negative gesundheitliche Auswirkungen

Keine

Wissenslücken und Forschungsbedarf

Nein

Anmerkungen: Bewertungsmethode nach BfN-Skripten 401. Da *A. nebulosus* heute wesentlich seltener im Handel als Besatz für Aquarien und Gartenteiche angeboten wird als *A. melas*, ist anzunehmen, dass *A. nebulosus* auch aktuell weniger ausgesetzt wird (Wolter et al. 2003).

Quellen

Arnold, A. (1990): Eingebürgerte Fischarten. Die Neue Brehm Bücherei 602: 144 S.

Arnold, J.P. & Ahl, E. (1936): Fremdländische Süßwasserfische. Wenzel & Sohn, Braunschweig: 592 S.

Creutz, G. (1963): Der Zwergwels in der Oberlausitz. Aquarien, Terrarien 10: 54-57.

Declerck, S., Louette, G., De Bie, T. & De Meester, L. (2002): Patterns of diet overlap between populations of non-indigenous and native fishes in shallow ponds. J. Fish Biol. 61: 1182-1197.

Dußling, U. & Berg, R. (2001): Fische in Baden-Württemberg. Ministerium für Ernährung und Ländlichen Raum Baden Württemberg, Stuttgart: 176 S.

Hamers, R. (2001): Einschleppung von Fischkrankheiten durch fremde Arten – Auch heute noch ein aktuelles Thema in der Fischerei? Teil II. Fischereiiinformationen aus Baden-Württemberg 4: 4-6.

Hauer, W. (2007): Fische Krebse Muscheln in heimischen Seen und Flüssen. Leopold Stocker Verlag, Graz & Stuttgart: 231 S.

Kottelat, M. & Freyhof, J. (2007): Handbook of European freshwater fishes. Publications Kottelat, Cornol: 646 S.

Rabitsch, W., Milasowszky, N., Nehring, S., Wiesner, C., Wolter, C. & Essl, F. (2013): The times are a changing: temporal shifts in patterns of fish invasions in Central European freshwaters. J. Fish Biol. 82: 17-33.

Rutkayová, J., Biskup, R., Harant, R., Šlechta, V. & Koščo, J. (2012): *Ameiurus melas* (black bullhead): morphological characteristics of new introduced species and its comparison with *Ameiurus nebulosus* (brown bullhead). Reviews in fish biology and fisheries 23: 51-68.

Schulz-Kabbe, W. (1957): Die Zwergwelsplage. Deutscher Angelsport 9: 4-6.

Von dem Borne, M. (1887): Der Zwergwels. Allgemeine Fischerei-Zeitung 12: 258-259.

Von dem Borne, M. (1891): Der amerikanische Zwergwels (small cat-fish) und der Fleckenwels (spotted cat-fish) in Deutschland. 2. Auflage. J. Neumann, Neudamm: 12 S.

Welcomme, R.L. (1988): International introductions of inland aquatic species. FAO Fisheries Technical Paper 294: 318 S.

Wiesner, C., Wolter, C., Rabitsch, W. & Nehring, S. (2010): Gebietsfremde Fische in Deutschland und Österreich und mögliche Auswirkungen des Klimawandels. BfN-Skripten 279: 192 S.

Wolter, C., Arlinghaus, R., Grosch, U.A. & Vilcinskas, A. (2003): Fische & Fischerei in Berlin. Z. Fischk., Suppl. Bd. 2: 1-156.

Bearbeitung und Prüfung

Wolfgang Rabitsch & Stefan Nehring

2010-10-12, aktualisiert 2015-04-30

Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung

Anguilla rostrata – Amerikanischer Aal

Systematik und Nomenklatur:	<i>Anguilla rostrata</i> (Lesueur, 1817) Amerikanischer Aal Synonyme: <i>Muraena rostrata</i> Pisces, Anguillidae
Lebensraum:	Süßwasser, Brackwasser und Meer
Status:	Unbeständig
Ursprüngliches Areal:	Nordeuropa, Subarktisches Amerika, Östliches Kanada, Nordöstliche U.S.A., Südöstliche U.S.A., Mexiko, Nördliches Südamerika
Einführungsweise:	Absichtlich
Einfuhrvektoren:	Fischerei, Aquakultur
Ersteinbringung:	1960-2002
	<i>Seit mindestens 50 Jahren kommerzielle Lebendimporte nach Europa (vgl. Boëtius 1980). Für Deutschland bisher nur ein Hinweis auf Importe zwischen 1998 und 2002 verfügbar (Frankowski et al. 2009).</i>
Erstnachweis:	1998-2002
	<i>Zwischen 1998 und 2002 Ausbringung einer größeren Menge amerikanischer Satzaale in Binnengewässer von Mecklenburg-Vorpommern (Frankowski et al. 2009). Am 02.06.2005 Wiederfang von 5 Gelbaalen und 1 Blankaal im Bereich des Elbeeinzugsgebietes (Frankowski et al. 2009, 2011).</i>

Einstufungsergebnis: Potenziell invasive Art – Handlungsliste

<u>A) Gefährdung der Biodiversität</u>	<u>Vergebene Wertstufe</u>
Interspezifische Konkurrenz <i>Ausmaß Habitat- und Nahrungskonkurrenz gegenüber heimischen Fischen (speziell Europäischen Aal <i>Anguilla anguilla</i>) ist unbekannt (Frankowski et al. 2011; Taiwan, Han et al. 2002).</i>	Unbekannt
Prädation und Herbivorie <i>Frisst Insektenlarven, Krebstiere, Mollusken, Würmer, Amphibien und Fische (Facey & van den Avyle 1987). Ob eine Gefährdung heimischer Arten besteht, ist unbekannt.</i>	Unbekannt
Hybridisierung <i>Hybridisiert natürlicherweise mit dem Europäischen Aal im gemeinsamen Laichgebiet in der Sargassosee (Albert et al. 2006).</i>	Nein
Krankheits- und Organismenübertragung <i>Diverse problematische Parasiten (z.B. <i>Anguillicoloa crassus</i>, <i>Pseudodactylogyrus bini</i>) vorhanden (Thieser et al. 2012; USA, Hayward et al. 2001). Eine Gefährdung heimischer Arten ist beim Besatz oder Entweichen von nicht parasitenfreien Tieren anzunehmen.</i>	Begründete Annahme
Negative ökosystemare Auswirkungen <i>Ausmaß Veränderung von Nährstoffdynamik, Bodenchemismus, Nahrungsbeziehungen und Sukzessionsabläufen bisher unklar.</i>	Unbekannt
 <u>B) Zusatzkriterien</u>	
Aktuelle Verbreitung <i>Bisher in einigen Gewässern von Mecklenburg-Vorpommern, Brandenburg und Schleswig-Holstein nachgewiesen (IfB 2007, Thieser et al. 2012, Frankowski et al. 2013, Prigge et al. 2013), keine weiteren wild lebenden Vorkommen in Mitteleuropa bekannt.</i>	Kleinräumig
Maßnahmen <i>Mechanische Bekämpfung (vollständige Beseitigung in kleineren Gewässern durch Fang erscheint möglich), Verhinderung absichtlicher Ausbringung (kann momentan Bestand wahrscheinlich noch zum Erlöschen bringen; seit 2006 verstärkte Kontrollen des Aalbesatzes in Mecklenburg-Vorpommern, Frankowski et al. 2011), Sonstiges (Öffentlichkeitsarbeit).</i>	Vorhanden
 <u>C) Biologisch-ökologische Zusatzkriterien</u>	
Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen <i>Besiedelt natürliche Still-, Fließ- und Küstengewässer (Mecklenburg-Vorpommern, Frankowski et al. 2011). Ob die Art von Europa zum natürlichen Laichgebiet in der Sargassosee abwandert und es</i>	Ja

ggfs. auch erreicht, ist bisher nicht bekannt.

Reproduktionspotenzial Geschlechtsreife nach 6 bis 30 Jahren (GMCME 2007).	Gering
Ausbreitungspotenzial Ausbreitungspotenzial hoch in Fließgewässern, geringer in Stillgewässern, Unterstützung durch Besatzmaßnahmen (Trautner 2006, Frankowski et al. 2009).	Hoch
Aktueller Ausbreitungsverlauf Wild lebende Vorkommen in Mitteleuropa bisher nur in Deutschland nachgewiesen, seit 2007 jährlich 0,6-1,2% Anteil im Blankaalmonitoring (Frankowski et al. 2013).	Stabil
Monopolisierung von Ressourcen	Nein
Förderung durch Klimawandel <i>Anguilla</i> spp. sind wärmeliebende Fische, ihr maximales Wachstum liegt in einem Temperaturbereich von 20 bis 30°C (Tautenhahn 1987).	Ja

D) Ergänzende Angaben

Negative ökonomische Auswirkungen	Nein
Positive ökonomische Auswirkungen Aquakultur, Fischerei.	Ja
Negative gesundheitliche Auswirkungen Aalblut enthält ein schwaches Neurotoxin, welches jedoch durch Erhitzen vernichtet wird.	Keine
Wissenslücken und Forschungsbedarf Auswirkungen gegenüber Umwelt und speziell gegenüber dem heimischen Europäischen Aal (<i>Anguilla anguilla</i>) sollten überprüft werden.	Ja

Anmerkungen: Bewertungsmethode nach BfN-Skripten 401.

Quellen

- Albert, V., Jónsson, B. & Bernatchez, L. (2006): Natural hybrids in Atlantic eels (*Anguilla anguilla*, *A. rostrata*): evidence for successful reproduction and fluctuating abundance in space and time. *Mol. Ecol.* 15: 1903-1916.
- Boëtius, J. (1980): Atlantic *Anguilla*. A presentation of old and new data of total numbers of vertebrae with special reference to the occurrence of *Anguilla rostrata* in Europe. *Dana* 1: 93-112.
- Facey, D.E. & van den Avyle, M.J. (1987): Species profiles: life histories and environmental requirements of coastal fishes and invertebrates (North Atlantic) - American eel. U.S. Fish Wildl. Serv. Biol. Rep. 82(11.74), U.S. Army Corps of Engineers TR EL-82-4: 28 S.
- Frankowski, J., Jennerich, S., Schaarschmidt, T., Ubl, C., Jürss, K. & Bastrop, R. (2009): Validation of the occurrence of the American eel *Anguilla rostrata* (Le Sueur, 1817) in free-draining European inland waters. *Biol. Invasions* 11: 1301-1309.
- Frankowski, J., Dorow, M. & Ubl, C. (2011): Ein ungebetener Gast. Beiträge zur Fischerei, Mitteilungen der Landesforschungsanstalt für Landwirtschaft und Fischerei 45: 31-37.
- Frankowski, J., Reckordt, M., Ubl, C. & Dorow, M. (2013): Entwicklung und Wanderverhalten eingeführter Amerikanischer Aale im Warnowsystem. *Fischerei & Fischmarkt MVP* 2/2013: 34-36.
- GMCME (2007): American eels: Restoring a vanishing resource in the Gulf of Maine. Gulf of Maine Council on the Marine Environment: 12 S. http://www.gulfofmaine.org/council/publications/american_eel_low-res.pdf
- Han, Y.S., Yu, C.H., Yu, H.T., Chang, C.W., Liao, I.C. & Tzeng, W.N. (2002): The exotic American eel in Taiwan: ecological implications. *J. Fish Biol.* 60: 1608-1612.
- Hayward, C. J., Iwashita, M., Crane, J. S. & Ogawa, K. (2001): First report of the invasive eel pest *Pseudodactylogyrus bini* in North America and in wild American eels. *Dis. Aquat. Org.* 44: 53-60.
- IfB (2007): Jahresbericht 2006. Schriften des Instituts für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow 21: 57 S.
- Prigge, E., Marohn, L. & Hanel, R. (2013): Tracking the migratory success of stocked European eels *Anguilla anguilla* in the Baltic Sea. *J. Fish Biol.* 82: 686-699.
- Tautenhahn, M. (1987): Intensive Aufzucht von Aalen (*Anguilla* spec.) aus heutiger Sicht. *Z. Binnenfischerei DDR* 33: 132-139.
- Trautner, J. (2006): Rapid identification of European (*Anguilla anguilla*) and North American eel (*Anguilla rostrata*) by polymerase chain reaction. *Inf. Fischereiforsch.* 53: 49-51.

Bearbeitung und Prüfung

Stefan Nehring & Christian Wolter
2011-09-27, aktualisiert 2015-04-30

Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung

Babka gymnotrachelus – Nackthals-Grundel

Systematik und Nomenklatur:	<i>Babka gymnotrachelus</i> (Kessler, 1857) Nackthals-Grundel Synonyme: <i>Gobius gymnotrachelus</i> , <i>Neogobius gymnotrachelus</i> Pisces, Gobiidae
Lebensraum:	Süßwasser
Status:	Unbeständig
Ursprüngliches Areal:	Südosteuropa, Osteuropa, Zentralasien, Kaukasus, Westasien
Einführungsweise:	Unabsichtlich
Einfuhrvektoren:	Transport entlang von Wasserstraßen
Ersteinbringung:	-
Erstnachweis:	2011

Im Mai 2011 im Donau-Altwasser „Almer Grube“ bei Regensburg (Bayern) und im September 2011 in der Donau bei Mariaposching (Bayern) mit mehreren Exemplaren nachgewiesen (Haertl et al. 2012). Beim Erstfund 2010 im Rhein bei Rees (Nordrhein-Westfalen) (Borcharding et al. 2011) handelte es sich um die nah verwandte Art *Neogobius fluviatilis* oder um Gobiidae-Hybride (Haertl et al. 2012).

Einstufungsergebnis: Potenziell invasive Art – Beobachtungsliste

<u>A) Gefährdung der Biodiversität</u>	<u>Vergebene Wertstufe</u>
Interspezifische Konkurrenz <i>Aufgrund der negativen Auswirkungen nahe verwandter Neogobius Arten (USA, z. B. Charlebois et al. 1997, 2001, Dubs & Corkum 1996) ist eine Gefährdung heimischer Arten nicht auszuschließen.</i>	Unbekannt
Prädation und Herbivorie <i>Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	Nein
Hybridisierung <i>Hybridisierung im Labor mit der pontokaspischen Art Neogobius kessleri (Schwartz 1981). Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	Nein
Krankheits- und Organismenübertragung <i>Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	Nein
Negative ökosystemare Auswirkungen <i>Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	Nein
<u>B) Zusatzkriterien</u>	
Aktuelle Verbreitung <i>Bisher nur an zwei Stellen im Bereich der Donau belegt (Haertl et al. 2012), Vorkommen in angrenzenden Ländern (seit 1999 in Österreich im Bereich der Donau, Zweimüller et al. 2000, Ahnelt et al. 2001; breitet sich seit 1995 in Polen im Einzugsgebiet der Weichsel aus, Grabowska & Grabowski 2005).</i>	Kleinräumig
Maßnahmen <i>Mechanische Bekämpfung (vollständige Beseitigung in kleineren Gewässern durch Fang erscheint möglich), Verhinderung absichtlicher Ausbringung, Sonstiges (Öffentlichkeitsarbeit, Errichtung von Ökosperrren in Kanälen).</i>	Vorhanden
<u>C) Biologisch-ökologische Zusatzkriterien</u>	
Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen <i>Auen, Altwässer (Ahnelt et al. 2001, Haertl et al. 2012).</i>	Ja
Reproduktionspotenzial <i>Geschlechtsreife nach 2 Jahren, Weibchen laichen bis zu zweimal im Jahr (Kottelat & Freyhof 2007).</i>	Hoch
Ausbreitungspotenzial <i>Ausbreitungspotenzial hoch in Fließgewässern, gering in Stillgewässern, gelegentlich im Zierhandel verfügbar, Unterstützung durch Besatz möglich (Wiesner et al. 2010).</i>	Hoch

Aktueller Ausbreitungsverlauf

Starke Ausbreitung in Donau (Ahnelt et al. 2001, Guti 2006, Haertl et al. 2012) und Weichsel (Jazdzewski & Konopacka 2002, Grabowska & Grabowski 2005).

Expansiv

Monopolisierung von Ressourcen

Nein

Förderung durch Klimawandel

Ja

Nach Harka & Bíró (2007) gilt die Art als wärmeliebend, positive Effekte durch Klimawandel sind wahrscheinlich.

D) Ergänzende Angaben

Negative ökonomische Auswirkungen

Ja

Fischerei (führt in hohen Dichten zum Wertverlust der Angelfischerei).

Positive ökonomische Auswirkungen

Keine

Negative gesundheitliche Auswirkungen

Keine

Wissenslücken und Forschungsbedarf

Ja

Auswirkungen gegenüber Umwelt und speziell gegenüber heimischen bodenlebenden Fischen (z. B. Mühlkoppe *Cottus gobio*, Streber Zingel *streber*) sollten überprüft werden.

Anmerkungen: Bewertungsmethode nach BfN-Skripten 401.

Quellen

- Ahnelt, H., Duchkowitsch, M. & Scattolin, G. (2001): *Neogobius gymnotrachelus* (Kessler, 1857) (Teleostei: Gobiidae), die Nackthals-Grundel in Österreich. Österr. Fischerei 54: 262-266.
- Borcherding, J., Gertzen, S. & Staas, S. (2011): First record of Pontian racer goby, *Babka gymnotrachelus* (Gobiidae: Teleostei), in the River Rhine, Germany. J. Appl. Ichthyol. 27: 1399-1400.
- Charlebois, P.M., Corkum, L.D., Jude, D.J. & Knight, C. (2001): The Round Goby (*Neogobius melanostomus*) invasion: Current research and future needs. J. Great Lakes Res. 27: 263-266.
- Charlebois, P.M., Marsden, J.E., Goettel, R.G., Wolfe, R.K., Jude, D.J. & Rudnika, S. (1997): The Round Goby, *Neogobius melanostomus* (Pallas): A review of European and North American literature. Illinois Natural History Survey and Illinois-Indiana Sea Grant Program: 76 pp.
- Dubs, D.O.L. & Corkum, L.D. (1996): Behavioral interactions between Round Gobies (*Neogobius melanostomus*) and Mottled Sculpins (*Cottus bairdi*). J. Great Lakes Res. 22: 838-844.
- Grabowska, J. & Grabowski, M. (2005): Diel-feeding activity in early summer of racer goby *Neogobius gymnotrachelus* (Gobiidae): a new invader in the Baltic basin. J. Appl. Ichthyol. 21: 282-286.
- Guti, G. (2006): First record of Racer Goby *Neogobius gymnotrachelus* (Pallas, 1811) in the Hungarian section of the Danube. Opusc. Zool. Budapest 35: 83-84.
- Haertl, M., Cerwenka, A.F., Brandner, J., Borcherding, J., Geist, J. & Schliewen, U.K. (2012): First record of *Babka gymnotrachelus* (Kessler, 1857) from Germany (Teleostei, Gobiidae, Benthophilinae). Spixiana 35: 155-159.
- Harka, Á. & Bíró, P. (2007): New patterns in danubian distribution of ponto-caspian gobies – A result of global climatic change and/or canalization? Electronic Journal of Ichthyology 1: 1-14.
- Jazdzewski, K. & Konopacka, A. (2002): Invasive ponto-caspian species in waters of the Vistula and Oder basins and the southern Baltic Sea. In: Leppäkoski, E., Gollasch, S. & Olenin, S. (Eds.), Invasive Aquatic Species of Europe – Distribution, Impacts and Management. Kluwer, Dordrecht: 384-398.
- Kottelat, M. & Freyhof, J. (2007): Handbook of European Freshwater Fishes. Publications Kottelat, Cornol: 646 pp.
- Schwartz, F.J. (1981): World literature to fish hybrids with an analysis by family, species, and hybrid: Supplement 1. NOAA Technical Report NMFS SSRF-750: 507 pp.
- Zweimüller, I. Guttman, S., Singer, G., Schober, E.-M. & Weissenbacher, A. (2000): Eine neue Fischart für Österreich – *Neogobius syrman* (Nordmann, 1940 [sic!]). Österr. Fischerei 53: 186-189.

Bearbeitung und Prüfung

Stefan Nehring & Wolfgang Rabitsch

2010-10-04, aktualisiert 2015-04-30

Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung

Carassius auratus – Goldfisch

Systematik und Nomenklatur:	<i>Carassius auratus</i> (Linnaeus, 1758) Goldfisch Synonyme: <i>Carassius auratus auratus</i> , <i>C. carassius auratus</i> Pisces, Cyprinidae
Lebensraum:	Süßwasser
Status:	Etabliert
Ursprüngliches Areal:	China
Einführungsweise:	Absichtlich
Einfuhrvektoren:	Zierhandel, Aquakultur, Tierpark
Ersteinbringung:	Um 1780 <i>Ein größerer Import aus China begründete 1728 die englische Goldfischzucht, die sich Mitte des 18. Jahrhunderts auf den europäischen Kontinent ausdehnte und um 1780 auch Deutschland erreichte (Piechocki 1990).</i>
Erstnachweis:	1857-1862 <i>Bei einigen der durch von Siebold (1863) beschriebenen Karauschen aus kleineren natürlichen Stillgewässern in Bayern handelt es sich sehr wahrscheinlich um Goldfische (vgl. auch Pelz 1987).</i>

Einstufungsergebnis: Potenziell invasive Art – Handlungsliste

<u>A) Gefährdung der Biodiversität</u>	<u>Vergebene Wertstufe</u>
Interspezifische Konkurrenz <i>Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	Nein
Prädation und Herbivorie <i>In Laboruntersuchungen starke Prädation auf Amphibienlarven (Glandt 1985), Bestandsrückgang beim Grasfrosch in einem Schweizer Teich wird mit Goldfischbesatz in Verbindung gebracht (Meyer et al. 1998). Eine Gefährdung heimischer Amphibienarten wird angenommen.</i>	Begründete Annahme
Hybridisierung <i>Hybridisierungen mit der heimischen Karausche (<i>C. carassius</i>) und dem heimischen Gibel (<i>C. gibelio</i>) wird gelegentlich beobachtet (z.B. Pelz 1987, Hänfling et al. 2005). Eine Gefährdung heimischer Fischarten wird angenommen.</i>	Begründete Annahme
Krankheits- und Organismenübertragung <i>Kann Koi Herpesvirus auf asiatischen Koi übertragen (Bergmann et al. 2010). Ob eine Gefährdung heimischer Arten besteht, ist unbekannt.</i>	Unbekannt
Negative ökosystemare Auswirkungen <i>Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	Nein
<u>B) Zusatzkriterien</u>	
Aktuelle Verbreitung <i>Nachweise in Deutschland für eine Vielzahl von Still- und Fließgewässern (z.B. Pelz & Brenner 2000, Dußling & Berg 2001), nach Wiesner et al. (2010) 310 Vorkommen.</i>	Großräumig
Maßnahmen <i>Mechanische Bekämpfung (vollständige Beseitigung in kleineren Gewässern durch Fang erscheint möglich), Verhinderung absichtlicher Ausbringung, Sonstiges (Öffentlichkeitsarbeit).</i>	Vorhanden
<u>C) Biologisch-ökologische Zusatzkriterien</u>	
Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen <i>Überwiegend in innerstädtischen Teichen und Parkgewässern, lokal auch in natürlichen Gewässern (z.B. im Bodensee, Rey et al. 2005).</i>	Ja
Reproduktionspotenzial <i>Geschlechtsreife nach 1-2 Jahren (Kottelat & Freyhof 2007).</i>	Hoch
Ausbreitungspotenzial <i>Ausbreitungspotenzial hoch in Fließgewässern, gering in Stillgewässern, im Zierhandel verfügbar, Unterstützung durch Besatz (Wiesner et al. 2010).</i>	Hoch

Aktueller Ausbreitungsverlauf

Zurückgehend

Kalte Wintertemperaturen begrenzen die Verbreitung der Art, weshalb die seit einigen Jahren praktizierte Limitierung der Höchsttemperaturen für Warmwassereinleitungen die Hauptursache für den zu beobachtenden Rückgang der Art zu sein scheint (Wiesner et al. 2010).

Monopolisierung von Ressourcen

Nein

Förderung durch Klimawandel

Ja

Milde Wintertemperaturen fördern das Überleben und somit auch die Ausbreitung der Art (Piechocki 1990, Britton et al. 2010).

D) Ergänzende Angaben

Negative ökonomische Auswirkungen

Ja

Zierhandel (kann Koi Herpesvirus auf Koi übertragen, Bergmann et al. 2010).

Positive ökonomische Auswirkungen

Ja

Zierhandel.

Negative gesundheitliche Auswirkungen

Keine

Wissenslücken und Forschungsbedarf

Ja

Auswirkungen gegenüber Umwelt und speziell gegenüber heimischen Amphibien sollten überprüft werden.

Anmerkungen: Bewertungsmethode nach BfN-Skripten 401. Da der Goldfisch in der wissenschaftlichen Literatur oftmals mit dem Giebel (*Carassius gibelio*) verwechselt wurde, lässt sich die gesamte Ausbreitungsgeschichte des Goldfisches nicht mehr eindeutig rekonstruieren (Leonhardt 1913, Kottelat & Feyhof 2007).

Quellen

- Bergmann, S.M., Lutze, P., Schütze, H., Fischer, U., Dauber, M., Fichtner, D. & Kempter, J. (2010): Goldfish (*Carassius auratus auratus*) is a susceptible species for koi herpesvirus (KHV) but not for KHV disease (KHVD). Bull. Eur. Ass. Fish Pathol. 30: 74-84.
- Britton, J.R., Cucherousset, J., Davies, G.D., Godard, M. & Copp, G.H. (2010): Non-native fishes and climate change: predicting species responses to warming temperatures in a temperate region. Freshwater Biol. 55: 1130-1141.
- Dußling, U. & Berg, R. (2001): Fische in Baden-Württemberg: Hinweise zur Verbreitung und Gefährdung der freilebenden Neunaugen und Fische, 2. Aufl. Ministerium für Ernährung und Ländlichen Raum Baden-Württemberg, Stuttgart: 176 S.
- Glandt, D. (1985): Kaulquappen-Fressen durch Goldfische *Carassius a. auratus* und Rotfedern *Scardinius erythrophthalmus*. Salamandra 21: 180-185.
- Hänfling, B., Bolton, P., Harley, M. & Carhalho, G.R. (2005): A molecular approach to detect hybridisation between crucian carp (*Carassius carassius*) and non indigenous carp species (*Carassius* spp. and *Cyprinus carpio*). Freshwater Biol. 50: 403-417.
- Kottelat, M. & Freyhof, J. (2007): Handbook of European Freshwater Fishes. Publications Kottelat, Cornol: 646 S.
- Leonhardt, E.E. (1913): Einführungsgeschichte des Goldfisches in Europa. Fischerei-Zeitung (Neudamm) 16: 251-255.
- Meyer, A.H., Schmidt, B.R. & Grossenbacher, K. (1998): Analysis of three amphibian populations with quarter-century long time-series. Proc. R. Soc. Lond. B 265: 523-528.
- Pelz, G.R. (1987): Der Giebel: *Carassius auratus gibelio* oder *Carassius auratus auratus*? Natur und Museum 117: 118-129.
- Pelz, G.R. & Brenner, T. (2000): Fische und Fischerei in Rheinland-Pfalz. Ministerium für Umwelt und Forsten Rheinland-Pfalz, Mainz: 258 S.
- Piechocki, R. (1990): Der Goldfisch. 6. Aufl. Die Neue Brehm-Bücherei 460: 80 S.
- Rey, P., Mürle, U., Ortlepp, J., Mörtl, M., Schleifhacker, N., Werner, S., Ostendorp, W. & Ostendorp, J. (2005): Wirbellose Neozoen im Bodensee: Neu eingeschleppte invasive Benthos-Arten. Landesamt für Umweltschutz Baden-Württemberg: 44 S.
- Von Siebold, C.T.E. (1863): Die Süßwasserfische von Mitteleuropa. Verlag W. Engelmann, Leipzig: 431 S., 2 Tafeln.
- Wiesner, C., Wolter, C., Rabitsch, W. & Nehring, S. (2010): Gebietsfremde Fische in Deutschland und Österreich und mögliche Auswirkungen des Klimawandels. BfN-Skripten 279: 192 S.

Bearbeitung und Prüfung

Christian Wolter & Stefan Nehring
2010-09-22, aktualisiert 2015-04-30

Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung

Ctenopharyngodon idella – Graskarpfen

Systematik und Nomenklatur:	<i>Ctenopharyngodon idella</i> (Valenciennes, 1844) Graskarpfen Synonyme: Grasfisch, Weißer Amur Pisces, Cyprinidae
Lebensraum:	Süßwasser
Status:	Unbeständig
Ursprüngliches Areal:	China, Sibirien
Einführungsweise:	Absichtlich
Einfuhrvektoren:	Aquakultur, Biologische Kontrolle, Fischerei, Tierpark, Zierhandel
Ersteinbringung:	1964 <i>1963 aus China nach Ungarn exportiert; von dort wurden ein Jahr später die ersten Exemplare für Aquakulturzwecke nach Deutschland verkauft (Welcomme 1988).</i>
Erstnachweis:	1968 <i>1968 wurden zur Reduktion der submersen Vegetation 50 Exemplare in einen kleinen See bei Ingelheim eingesetzt (Scharf & Dilewski 1988).</i>

Einstufungsergebnis: Invasive Art – Managementliste

<u>A) Gefährdung der Biodiversität</u>	<u>Vergebene Wertstufe</u>
Interspezifische Konkurrenz <i>Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	Nein
Prädation und Herbivorie <i>Kann als Pflanzenfresser die gesamte aquatische Vegetation und ggfs. auch die Ufervegetation stark dezimieren (Scharf & Dilewski 1988, Wüstemann & Kammerad 1994; Österreich, Mikschi et al. 1996; Weltweit, Dibble & Kovalenko 2009).</i>	Ja
Hybridisierung <i>Hybridisiert mit anderen asiatischen Arten (Biro 1999). Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	Nein
Krankheits- und Organismenübertragung <i>Über 100 Parasiten (z.B. Bandwurm <i>Bothriocephalus acheilognathi</i>) und Krankheiten vorhanden (Biro 1999). Ob eine Gefährdung heimischer Arten besteht, ist unbekannt.</i>	Unbekannt
Negative ökosystemare Auswirkungen <i>Kann Nährstoffdynamik, Bodenchemismus, Wassertrübung, Nahrungsbeziehungen und Sukzessionsabläufe massiv verändern (Scharf & Dilewski 1988, Wüstemann & Kammerad 1994; Österreich, Mikschi et al. 1996; Weltweit, Dibble & Kovalenko 2009).</i>	Ja
<u>B) Zusatzkriterien</u>	
Aktuelle Verbreitung <i>Schwerpunkt der deutschen Verbreitung liegt in Brandenburg und Sachsen (Wiesner et al. 2010).</i>	Großräumig
Maßnahmen <i>Mechanische Bekämpfung (vollständige Beseitigung in einem Gewässer sehr aufwändig aber möglich, da bisher keine natürliche Reproduktion vorhanden ist, Wiesner et al. 2010), Verhinderung absichtlicher Ausbringung (kann momentan Bestand wahrscheinlich noch zum Erlöschen bringen, da bisher nur unbeständig auftretend), Sonstiges (Öffentlichkeitsarbeit).</i>	Vorhanden
<u>C) Biologisch-ökologische Zusatzkriterien</u>	
Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen <i>Pflanzenreiche Augewässer, Seen und Teiche, kleine Fließgewässer (u.a. Füllner et al. 2005).</i>	Ja
Reproduktionspotenzial <i>Geschlechtsreife nach 7-10 Jahren (Kottelat & Freyhof 2007).</i>	Gering
Ausbreitungspotenzial <i>Ausbreitungspotenzial hoch in Fließgewässern, gering in natürlichen Stillgewässern, nach Hoch-</i>	Hoch

wassern werden aus Teichwirtschaften entwichene Fische öfters in Flüssen gefangen (Füllner et al. 2005), im Handel verfügbar.

Aktueller Ausbreitungsverlauf

Zurückgehend

Auf Grund Überalterung allgemein zurückgehend (Wolter et al. 2003), aber z.B. durch Hochwasser 2002 aus tschechischen Beständen abgeschwommene Fische mit hohen Stückmassen in Elbe gefangen (Füllner et al. 2005).

Monopolisierung von Ressourcen

Ja

Vollständige Vernichtung von Makrophytenbeständen in abgeschlossenen Gewässern (Deutschland, Scharf & Dilewski 1988, Wüstemann & Kammerad 1994; Österreich, Mikschi et al. 1996; Weltweit, Dibble & Kovalenko 2009).

Förderung durch Klimawandel

Ja

Klimaerwärmung könnte erfolgreiche Reproduktion in großen Fließgewässern ermöglichen (Britton et al. 2010; Eier müssen bei 23-25°C Wassertemperatur für mindestens 56 h bis zum Schlupf frei flottieren).

D) Ergänzende Angaben

Negative ökonomische Auswirkungen

Ja

Wasserwirtschaft, Fischerei, Tourismus (Gefährdung der Wasserqualität bei Einsatz zur Krautung durch Elimination von Makrophytenbeständen, Dußling & Berg 2001, Wiesner et al. 2010).

Positive ökonomische Auswirkungen

Ja

Fischerei (Füllner et al. 2005), Wasserwirtschaft (Nutzen bei Einsatz zur Krautung fraglich).

Negative gesundheitliche Auswirkungen

Keine

Wissenslücken und Forschungsbedarf

Nein

Anmerkung: Bewertungsmethode nach BfN-Skripten 401.

Quellen

- Biro, P. (1999): *Ctenopharyngodon idella* (Cuvier and Valenciennes, 1844). In: Banarescu, P.M. (Ed.), The Freshwater Fishes of Europe, Vol. 5/I, Cyprinidae 2/I. Aula, Wiebelsheim: 305-343.
- Britton, J.R., Cucherousset, J., Davies, G.D., Godard, M. & Copp, G.H. (2010): Non-native fishes and climate change: predicting species responses to warming temperatures in a temperate region. *Freshwater Biol.* 55: 1130-1141.
- Dibble, E.D. & Kovalenko, K. (2009): Ecological impact of Grass Carp: A review of the available data. *J. Aquat. Plant Manage.* 47: 1-15.
- Dußling, U. & Berg, R. (2001): Fische in Baden-Württemberg. Ministerium für Ernährung und Ländlichen Raum Baden-Württemberg, Stuttgart: 176 S.
- Füllner, G., Pfeiffer, M. & Zarske, A. (2005): Atlas der Fische Sachsens. Geschichte, Verbreitung, Gefährdung, Schutz. Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, Dresden: 351 S.
- Kottelat, M. & Freyhof, J. (2007): Handbook of European Freshwater Fishes. Publications Kottelat, Cornol: 646 S.
- Mikschi, E., Wolfram, G. & Wais, A. (1996): Long-term changes in the fish community of Neusiedler See (Burgenland, Austria). In: Kirchhofer, A. & Hefti, D. (Eds.), Conservation of endangered freshwater fish in Europe. Birkhäuser, Basel: 111-120.
- Scharf, B. & Dilewski, G. (1988): Untersuchungen zur Biologie, zur Verbreitung und zum Fang von Graskarpfen. Bericht für Ministerium für Landwirtschaft, Weinbau und Forsten Rheinland-Pfalz, Mainz: 97 S.
- Welcomme, R.L. (1988): International introductions of inland aquatic species. FAO Fisheries Technical Paper 294: 318 S.
- Wiesner, C., Wolter, C., Rabitsch, W. & Nehring, S. (2010): Gebietsfremde Fische in Deutschland und Österreich und mögliche Auswirkungen des Klimawandels. BfN-Skripten 279: 192 S.
- Wolter, C., Arlinghaus, R., Grosch, U.A. & Vilcinskas, A. (2003): Fische & Fischerei in Berlin. *Z. Fischk., Suppl.* Bd. 2: 1-156.
- Wüstemann, O. & Kammerad, B. (1994): Ökologische Auswirkungen der allochthonen Fischarten Graskarpfen (*Ctenopharyngodon idella*) und Silberkarpfen (*Hypophthalmichthys molitrix*) auf Gewässerbiotope - dargestellt am Beispiel von Gewässerökosystemen im Naturpark Drömling in Sachsen-Anhalt (Deutschland). *Österr. Fischerei* 47: 89-96.

Bearbeitung und Prüfung

Wolfgang Rabitsch, Stefan Nehring & Christian Wolter
2010-10-12, aktualisiert 2015-04-30

Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung

Hypophthalmichthys molitrix – Silberkarpfen

Systematik und Nomenklatur:	<i>Hypophthalmichthys molitrix</i> (Valenciennes, 1844) Silberkarpfen Synonyme: Tolstolob Pisces, Cyprinidae
Lebensraum:	Süßwasser
Status:	Unbeständig
Ursprüngliches Areal:	Ostasien
Einführungsweise:	Absichtlich
Einfuhrvektoren:	Aquakultur, Fischerei, Biologische Kontrolle, Zierhandel
Ersteinbringung:	1964 <i>1963 aus China nach Ungarn exportiert; von dort wurden ein Jahr später die ersten Exemplare für Aquakulturzwecke nach Deutschland verkauft (Welcomme 1988).</i>
Erstnachweis:	1971 <i>1971 wurden aus fischereilichen Gründen mehrere eutrophe Seen im Bereich von Neubrandenburg mit zwei- und dreisömmerigen Exemplaren besetzt (Kozianowski & Schmidt 1984).</i>

Einstufungsergebnis: Potenziell invasive Art – Handlungsliste

<u>A) Gefährdung der Biodiversität</u>	<u>Vergebene Wertstufe</u>
Interspezifische Konkurrenz <i>Starke Nahrungskonkurrenz zu planktivoren Arten (Barthelmes 1985, Laird & Page 1996, Pflieger 1997). Eine Gefährdung endemischer Renken (Coregonidae) und Muscheln in Seen wird angenommen.</i>	Begründete Annahme
Prädation und Herbivorie <i>Planktivore Ernährung kann die Planktongemeinschaft von Gewässern nachhaltig verändern (Barthelmes 1985; USA, Laird & Page 1996). Eine Gefährdung heimischer Planktonarten wird angenommen.</i>	Begründete Annahme
Hybridisierung <i>Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	Nein
Krankheits- und Organismenübertragung <i>Eine Vielzahl von Parasiten und Krankheiten vorhanden (Hamers 2001, Kolar et al. 2005). Ob eine Gefährdung heimischer Arten besteht, ist unbekannt.</i>	Unbekannt
Negative ökosystemare Auswirkungen <i>Veränderungen in der Planktonzusammensetzung können zu Verschlechterungen der Wasserqualität (Algenblüte) führen. Insbesondere selektiv planktivore Arten beschleunigen durch ihren Fraßdruck auf die Primärproduzenten den Nährstoff-Turnover, fördern so die Bioverfügbarkeit von elementaren Pflanzennährstoffen, wie gelöstem Phosphat und Stickstoff und damit direkt die Gewässer-Eutrophierung (Barthelmes 1977, Kolar et al. 2005, Zhou et al. 2011). Eine Gefährdung heimischer Arten wird angenommen.</i>	Begründete Annahme
<u>B) Zusatzkriterien</u>	
Aktuelle Verbreitung <i>Schwerpunkt der deutschen Verbreitung liegt in Brandenburg, Mecklenburg-Vorpommern, Sachsen und Sachsen-Anhalt (Wiesner et al. 2010).</i>	Großräumig
Maßnahmen <i>Mechanische Bekämpfung (vollständige Beseitigung in einem Gewässer sehr aufwändig aber möglich, da bisher keine natürliche Reproduktion vorhanden ist, Wiesner et al. 2010), Verhinderung absichtlicher Ausbringung (kann momentan Bestand wahrscheinlich noch zum Erlöschen bringen, da bisher nur unbeständig auftretend), Sonstiges (Öffentlichkeitsarbeit).</i>	Vorhanden
<u>C) Biologisch-ökologische Zusatzkriterien</u>	
Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen <i>Pflanzenreiche Augewässer, Seen und Teiche (Arnold 1990).</i>	Ja

Reproduktionspotenzial <i>Geschlechtsreife nach 5-7 Jahren (Kottelat & Freyhof 2007).</i>	Gering
Ausbreitungspotenzial <i>Ausbreitungspotenzial hoch in Fließgewässern, gering in Stillgewässern, Untersützung durch Besatz, durch Hochwasser könnten Fische aus Teichwirtschaften entweichen (vgl. Füllner et al. 2005), im Handel verfügbar.</i>	Hoch
Aktueller Ausbreitungsverlauf <i>Nachweise gehen in Deutschland stark zurück. Auf Grund Besatzverbot in freien Gewässern, Überalterung der Bestände und keiner natürlichen Reproduktion ist wahrscheinlich mit einem (fast) vollständigen Verschwinden dieser Art, die eine mittlere Lebenserwartung von 20 Jahren besitzt, zu rechnen (Füllner et al. 2005).</i>	Zurückgehend
Monopolisierung von Ressourcen <i>Bei starkem Besatz sind auf Grund der Wachstumsleistungen (siehe Barthelmes 1985) Auswirkungen denkbar.</i>	Unbekannt
Förderung durch Klimawandel <i>Klimaerwärmung könnte erfolgreiche Reproduktion ermöglichen (Wiesner et al. 2010).</i>	Ja

D) Ergänzende Angaben

Negative ökonomische Auswirkungen	Keine
Positive ökonomische Auswirkungen	Keine
Negative gesundheitliche Auswirkungen <i>Verletzungsgefahr (Silberkarpfen mit über 25 kg Lebendgewicht können hoch aus dem Wasser springen und dabei Bootsinsassen, Wassersportler etc. schwer verletzen, USA, Chapman 2004).</i>	Ja
Wissenslücken und Forschungsbedarf <i>Auswirkungen gegenüber Umwelt und speziell gegenüber heimischen Fischen und Muscheln sollten überprüft werden</i>	Ja

Anmerkung: Bewertungsmethode nach BfN-Skripten 401.

Quellen

- Arnold, A. (1990): Eingebürgerte Fischarten. Die Neue Brehm Bücherei 602: 144 S.
- Barthelmes, D. (1977): Fischereibiologische und wasserwirtschaftliche Grundlagen der Produktion von pflanzenfressenden Fischen in Seen und einige daraus ableitbare Empfehlungen. Z. Binnenfisch. DDR 24: 291-299.
- Chapman, D. (2004): Facts about Bighead and Silver carp. USGS, Columbia Environmental Research Centre: 2 S. http://walrus.wr.usgs.gov/infobank/programs/html/factsheets/pdfs/2004_X021_CF.pdf
- Füllner, G., Pfeiffer, M. & Zarske, A. (2005): Atlas der Fische Sachsens. Geschichte, Verbreitung, Gefährdung, Schutz. Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, Dresden: 351 S.
- Hamers, R. (2001): Einschleppung von Fischkrankheiten durch fremde Arten - Auch heute noch ein aktuelles Thema in der Fischerei? Teil I. Fischereinformationen aus Baden-Württemberg 3: 9-13.
- Kolar, C.S., Chapman, D.C., Courtenay Jr., W.R., Housel, C.M., Williams, J.D. & Jennings, D.P. (2005): Asian Carps of the Genus *Hypophthalmichthys* (Pisces, Cyprinidae) - A Biological Synopsis and Environmental Risk Assessment. Report to U.S. Fish and Wildlife Service per Interagency Agreement 94400-3-0128: 183 S.
- Kottelat, M. & Freyhof, J. (2007): Handbook of European Freshwater Fishes. Publications Kottelat, Cornol: 646 S.
- Kozianowski, A. & Schmidt, K. (1984): Die Entwicklung der Seenbewirtschaftung mit Silber- und Marmorkarpfen in der DDR. Fortschr. Fischereiwiss. 3: 149-156.
- Laird, C.A. & Page, L.M. (1996): Non-native fishes inhabiting the streams and lakes of Illinois. Illinois Natural History Survey Bulletin 35(1): 1-51.
- Pflieger, W. L. (1997): The fishes of Missouri. Missouri Department of Conservation, Jefferson City, MO: 372 S.
- Welcomme, R.L. (1988): International introductions of inland aquatic species. FAO Fisheries Technical Paper 294: 318 S.
- Wiesner, C., Wolter, C., Rabitsch, W. & Nehring, S. (2010): Gebietsfremde Fische in Deutschland und Österreich und mögliche Auswirkungen des Klimawandels. BfN-Skripten 279: 192 S.
- Zhou, G., Zhao, X., Bi, Y. & Hu, Z. (2011): Effects of silver carp (*Hypophthalmichthys molitrix*) on spring phytoplankton community structure of Three-Gorges Reservoir (China): results from an enclosure experiment. J. Limnol. 70: 26-32.

Bearbeitung und Prüfung

Christian Wolter, Christian Wiesner & Stefan Nehring
2010-10-12, aktualisiert 2015-04-30

Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung

Hypophthalmichthys nobilis – Marmorkarpfen

Systematik und Nomenklatur:	<i>Hypophthalmichthys nobilis</i> (Richardson, 1845) Marmorkarpfen Synonyme: <i>Aristichthys nobilis</i> Pisces, Cyprinidae
Lebensraum:	Süßwasser
Status:	Unbeständig
Ursprüngliches Areal:	Ostasien
Einführungsweise:	Absichtlich
Einfuhrvektoren:	Aquakultur, Fischerei, Biologische Kontrolle, Zierhandel
Ersteinbringung:	1964 <i>1963 aus China nach Ungarn exportiert; von dort wurden ein Jahr später die ersten Exemplare für Aquakulturzwecke nach Deutschland verkauft (Welcomme 1988).</i>
Erstnachweis:	1971 <i>1971 wurden aus fischereilichen Gründen mehrere eutrophe Seen im Bereich von Neubrandenburg mit zwei- und dreisömmerigen Exemplaren besetzt (Kozianowski & Schmidt 1984).</i>

Einstufungsergebnis: Potenziell invasive Art – Handlungsliste

<u>A) Gefährdung der Biodiversität</u>	<u>Vergebene Wertstufe</u>
Interspezifische Konkurrenz <i>Starke Nahrungskonkurrenz zu planktivoren Arten (Barthelmes 1985, Laird & Page 1996, Pflieger 1997). Eine Gefährdung endemischer Renken (Coregonidae) und Muscheln in Seen wird angenommen.</i>	Begründete Annahme
Prädation und Herbivorie <i>Planktivore Ernährung kann die Planktongemeinschaft von Gewässern nachhaltig verändern (Barthelmes 1985; USA, Laird & Page 1996). Eine Gefährdung heimischer Planktonarten wird angenommen.</i>	Begründete Annahme
Hybridisierung <i>Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	Nein
Krankheits- und Organismenübertragung <i>Eine Vielzahl von Parasiten und Krankheiten vorhanden (Hamers 2001, Kolar et al. 2005). Ob eine Gefährdung heimischer Arten besteht, ist unbekannt.</i>	Unbekannt
Negative ökosystemare Auswirkungen <i>Veränderungen in der Planktonzusammensetzung können zu Verschlechterungen der Wasserqualität (Algenblüte) führen. Insbesondere selektiv planktivore Arten beschleunigen durch ihren Fraßdruck auf die Primärproduzenten den Nährstoff-Turnover, fördern so die Bioverfügbarkeit von elementaren Pflanzennährstoffen, wie gelöstem Phosphat und Stickstoff und damit direkt die Gewässer-Eutrophierung (Barthelmes 1977, Kolar et al. 2005).</i>	Begründete Annahme
<u>B) Zusatzkriterien</u>	
Aktuelle Verbreitung <i>Schwerpunkt der deutschen Verbreitung liegt in Brandenburg, Mecklenburg-Vorpommern, Sachsen und Sachsen-Anhalt (Wiesner et al. 2010).</i>	Großräumig
Maßnahmen <i>Mechanische Bekämpfung (vollständige Beseitigung in einem Gewässer sehr aufwändig aber möglich, da bisher keine natürliche Reproduktion vorhanden ist, Wiesner et al. 2010), Verhinderung absichtlicher Ausbringung (kann momentan Bestand wahrscheinlich noch zum Erlöschen bringen, da bisher nur unbeständig auftretend), Sonstiges (Öffentlichkeitsarbeit).</i>	Vorhanden
<u>C) Biologisch-ökologische Zusatzkriterien</u>	
Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen <i>Pflanzenreiche Auwässer, Seen und Teiche (Brämick et al. 1998, Kammerad et al. 1997).</i>	Ja
Reproduktionspotenzial	Gering

Geschlechtsreife nach 5-6 Jahren (Kottelat & Freyhof 2007).

Ausbreitungspotenzial

Hoch

Ausbreitungspotenzial hoch in Fließgewässern, gering in Stillgewässern, Untersützung durch Besatz, durch Hochwasser könnten Fische aus Teichwirtschaften entweichen (vgl. Füllner et al. 2005), im Handel verfügbar.

Aktueller Ausbreitungsverlauf

Zurückgehend

Nachweise gehen in Deutschland stark zurück. Auf Grund Besatzverbot in freien Gewässern, Überalterung der Bestände und keiner natürlichen Reproduktion ist wahrscheinlich mit einem (fast) vollständigen Verschwinden dieser Art, die eine mittlere Lebenserwartung von 20 Jahren besitzt, zu rechnen (Füllner et al. 2005).

Monopolisierung von Ressourcen

Unbekannt

Bei starkem Besatz sind auf Grund der Wachstumsleistungen (siehe Barthelmes 1985) Auswirkungen denkbar.

Förderung durch Klimawandel

Ja

Klimaerwärmung könnte erfolgreiche Reproduktion ermöglichen (Wiesner et al. 2010).

D) Ergänzende Angaben

Negative ökonomische Auswirkungen

Keine

Positive ökonomische Auswirkungen

Keine

Negative gesundheitliche Auswirkungen

Keine

Wissenslücken und Forschungsbedarf

Ja

Auswirkungen gegenüber Umwelt und speziell gegenüber heimischen Fischen und Muscheln sollten überprüft werden.

Anmerkung: Bewertungsmethode nach BfN-Skripten 401.

Quellen

- Barthelmes, D. (1977): Fischereibiologische und wasserwirtschaftliche Grundlagen der Produktion von pflanzenfressenden Fischen in Seen und einige daraus ableitbare Empfehlungen. Z. Binnenfisch. DDR 24: 291-299.
- Barthelmes, D. (1985): Ziele und bisherige Ergebnisse der Seenbewirtschaftung mit Silber- und Marmorkarpfen. Z. Binnenfisch. DDR 32: 224-233, 261-266.
- Brämick, U., Rothe, U., Schuhr, H., Tautenhahn, M., Thiel, U., Wolter, C. & Zahn, S. (1998): Fische in Brandenburg - Verbreitung und Beschreibung der märkischen Fischfauna. Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten des Landes Brandenburg, Institut für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow, Potsdam: 151 S.
- Füllner, G., Pfeiffer, M. & Zarske, A. (2005): Atlas der Fische Sachsens. Geschichte, Verbreitung, Gefährdung, Schutz. Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, Dresden: 351 S.
- Hamers, R. (2001): Einschleppung von Fischkrankheiten durch fremde Arten - Auch heute noch ein aktuelles Thema in der Fischerei? Teil I. Fischereiiinformationen aus Baden-Württemberg 3: 9-13.
- Kammerad, B., Ellermann, S., Mencke, J., Wüstemann, O. & Zuppke, U. (1997): Die Fischfauna von Sachsen-Anhalt - Verbreitungsatlas. Ministerium für Raumordnung, Landwirtschaft und Umwelt, Magdeburg: 179 S.
- Kolar, C.S., Chapman, D.C., Courtenay Jr., W.R., Housel, C.M., Williams, J.D. & Jennings, D.P. (2005): Asian Carps of the Genus *Hypophthalmichthys* (Pisces, Cyprinidae) - A Biological Synopsis and Environmental Risk Assessment. Report to U.S. Fish and Wildlife Service per Interagency Agreement 94400-3-0128: 183 S.
- Kottelat, M. & Freyhof, J. (2007): Handbook of European Freshwater Fishes. Publications Kottelat, Cornol: 646 S.
- Kozianowski, A. & Schmidt, K. (1984): Die Entwicklung der Seenbewirtschaftung mit Silber- und Marmorkarpfen in der DDR. Fortschr. Fischereiwiss. 3: 149-156.
- Laird, C.A. & Page, L.M. (1996): Non-native fishes inhabiting the streams and lakes of Illinois. Illinois Natural History Survey Bulletin 35(1):1-51.
- Pflieger, W. L. (1997): The fishes of Missouri. Missouri Department of Conservation, Jefferson City, MO: 372 S.
- Welcomme, R.L. (1988): International introductions of inland aquatic species. FAO Fisheries Technical Paper 294: 318 S.
- Wiesner, C., Wolter, C., Rabitsch, W. & Nehring, S. (2010): Gebietsfremde Fische in Deutschland und Österreich und mögliche Auswirkungen des Klimawandels. BfN-Skripten 279: 192 S.

Bearbeitung und Prüfung

Christian Wolter, Christian Wiesner & Stefan Nehring
2010-10-12, aktualisiert 2015-04-30

Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung

Lepomis gibbosus – Sonnenbarsch

Systematik und Nomenklatur:	<i>Lepomis gibbosus</i> (Linnaeus, 1758) Sonnenbarsch Synonyme: <i>Eupomotis aureus</i> , <i>E. gibbosus</i> ; Diamantsonnenbarsch Pisces, Centrarchidae
Lebensraum:	Süßwasser, Brackwasser
Status:	Etabliert
Ursprüngliches Areal:	Östliches Kanada, Östliche USA
Einführungsweise:	Absichtlich
Einfuhrvektoren:	Fischerei, Zierhandel
Ersteinbringung:	Um 1887 <i>Europäischer Erstimport 1877 nach Frankreich; um 1887 Verkauf von Jungfischen aus französischer Nachzucht an deutsche Aquarienhändler und an den Züchter Max von dem Borne (von dem Borne 1892). Das von Welcomme (1988) angegebene Ersteinbringungsjahr 1880 konnte nicht verifiziert werden.</i>
Erstnachweis:	1896 <i>1896 wurden nach Abschluss einer Fischereiausstellung in Kannstatt (heute Bad Cannstatt) eine größere Anzahl Sonnenbarsche in den Neckar entsorgt (Sieglin 1902).</i>

Einstufungsergebnis: Potenziell invasive Art – Handlungsliste

<u>A) Gefährdung der Biodiversität</u>	<u>Vergebene Wertstufe</u>
Interspezifische Konkurrenz <i>Bei hohen Bestandsdichten starke Nahrungskonkurrenz zu heimischen Fischen (Wolfram-Wais et al. 1999, Dußling & Berg 2001). Eine Gefährdung heimischer Arten wird angenommen.</i>	Begründete Annahme
Prädation und Herbivorie <i>Bei hohen Bestandsdichten starke Prädation auf Laich und Jungfische (Flindt & Hemmer 1969, Pedrolli et al. 1991). Eine Gefährdung heimischer Arten wird angenommen.</i>	Begründete Annahme
Hybridisierung <i>Hybridisierung im Labor mit anderen amerikanischen Lepomis-Arten (Schwartz 1981). Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	Nein
Krankheits- und Organismenübertragung <i>Parasiten (z.B. Onchocleidus dispar) vorhanden, eine Übertragung auf andere Arten ist bisher nicht bekannt (Sterud & Jørgensen 2006).</i>	Nein
Negative ökosystemare Auswirkungen <i>Bei hohen Bestandsdichten deutliche Reduzierung des Zooplanktons, wodurch Eutrophierungseffekte verstärkt werden können (Przybylski 2011). Eine Gefährdung heimischer Arten wird angenommen.</i>	Begründete Annahme
 <u>B) Zusatzkriterien</u>	
Aktuelle Verbreitung <i>Schwerpunkt der deutschen Verbreitung liegt im Rhein- und Neckargebiet (Wiesner et al. 2010).</i>	Großräumig
Maßnahmen <i>Mechanische Bekämpfung (vollständige Beseitigung in einem Gewässer wohl nur durch Trockenlegung möglich, Wiesner et al. 2010), Verhinderung absichtlicher Ausbringung, Sonstiges (Öffentlichkeitsarbeit).</i>	Vorhanden
 <u>C) Biologisch-ökologische Zusatzkriterien</u>	
Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen <i>Langsam fließende Gewässer, Alt- und Nebengewässer (Füllner et al. 2005).</i>	Ja
Reproduktionspotenzial <i>Geschlechtsreife nach 1-3 Jahren (Kottelat & Freyhof 2007).</i>	Hoch
Ausbreitungspotenzial <i>Ausbreitungspotenzial hoch in Fließgewässern, gering in Stillgewässern, im Zierhandel verfügbar,</i>	Hoch

Unterstützung durch Besatz (Wiesner et al. 2010).

Aktueller Ausbreitungsverlauf

Expansiv

Nach den warmen trockenen Sommern der vergangenen Jahre scheint sich die Art auch im nord-ostdeutschen Tiefland wieder auszubreiten (Wiesner et al. 2010).

Monopolisierung von Ressourcen

Unbekannt

Hohe Bestandsdichten (Wiesner et al. 2010) könnten Auswirkungen auf Ressourcen besitzen.

Förderung durch Klimawandel

Ja

Eine Ausbreitung und Bestandsvermehrung ist bei fortschreitender Erwärmung von Gewässerökosystemen möglich (Brämick et al. 1998, Britton et al. 2010).

D) Ergänzende Angaben

Negative ökonomische Auswirkungen

Ja

Fischerei (Honsig-Erlenburg & Petutschnig 2002).

Positive ökonomische Auswirkungen

Keine

Kleinwüchsig, ohne fischereiliche Bedeutung.

Negative gesundheitliche Auswirkungen

Keine

Wissenslücken und Forschungsbedarf

Ja

Auswirkungen gegenüber Umwelt und speziell gegenüber heimischen Fischen sollten überprüft werden.

Anmerkung: Bewertungsmethode nach BfN-Skripten 401.

Quellen

- Brämick, U., Rothe, U., Schuhr, H., Tautenhahn, M., Thiel, U., Wolter, C. & Zahn, S. (1998): Fische in Brandenburg - Verbreitung und Beschreibung der märkischen Fischfauna. Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten des Landes Brandenburg, Institut für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow, Potsdam: 151 S.
- Britton, J.R., Cucherousset, J., Davies, G.D., Godard, M. & Copp, G.H. (2010): Non-native fishes and climate change: predicting species responses to warming temperatures in a temperate region. *Freshwater Biol.* 55: 1130-1141.
- Dußling, U. & Berg, R. (2001): Fische in Baden-Württemberg. Ministerium für Ernährung und Ländlichen Raum Baden Württemberg, Stuttgart: 176 S.
- Flindt, R. & Hemmer, H. (1969): Gefahr für Froschlurche durch ausgesetzte Sonnenbarsche. *Die Aquarium- und Terrarium-Zeitschrift* 22: 24-25.
- Füllner, G., Pfeiffer, M. & Zarske, A. (2005): Atlas der Fische Sachsens. Geschichte, Verbreitung, Gefährdung, Schutz. Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, Dresden: 351 S.
- Honsig-Erlenburg W. & Petutschnig W. (2002): Fische, Neunaugen, Flusskrebse, Großmuscheln. Sonderreihe des Naturwissenschaftlichen Vereins für Kärnten, Klagenfurt: 257 S.
- Kottelat, M. & Freyhof, J. (2007): Handbook of European Freshwater Fishes. Publications Kottelat, Cornol: 646 pp.
- Pedroli, J.-C., Zaugg, B. & Kirchhofer, A. (1991): Verbreitungsatlas der Fische und Rundmäuler der Schweiz. *Documenta Faunistica Helvetiae* 11: 207 S.
- Przybylski, M. (2011): *Lepomis gibbosus*. NOBANIS Invasive Alien Species Fact Sheet: 9 S., http://www.nobanis.org/files/factsheets/Lepomis_gibbosus.pdf
- Schwartz, F.J. (1981): World literature to fish hybrids with an analysis by family, species, and hybrid: Supplement 1. NOAA Technical Report NMFS SSRF-750: 507 S.
- Sieglin, H. (1902): Seltener Fischfang. *Allgemeine Fischerei-Zeitung* 27: 414.
- Sterud, E. & Jørgensen, A. (2006): Pumpkinseed *Lepomis gibbosus* (Linnaeus, 1758) (Centrarchidae) and associated parasites introduced to Norway. *Aquatic Invasions* 1: 278-280.
- Von dem Borne, M. (1892): Die amerikanischen Sonnenfische (Sunfish) (Calicobarsch, Steinbarsch, Sonnenfisch, Mondfisch) in Deutschland. Neumann, Neudamm: 15 S.
- Welcomme, R.L. (1988): International introductions of inland aquatic species. FAO Fisheries Technical Paper 294: 318 S.
- Wolfram-Wais, A., Wolfram, G., Auer, B., Mikschi, E. & Hain, A. (1999): Feeding habits of two introduced fish species (*Pseudorasbora parva*, *Lepomis gibbosus*) in Neusiedler See (Austria), with special reference to chironomid larvae (Diptera: Chironomidae). *Hydrobiologia* 408/409: 123-129.

Bearbeitung und Prüfung

Stefan Nehring, Wolfgang Rabitsch & Christian Wolter
2010-10-04, aktualisiert 2015-04-30

Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung

Neogobius fluviatilis – Flussgrundel

Systematik und Nomenklatur:	<i>Neogobius fluviatilis</i> (Pallas, 1814) Flussgrundel Synonyme: <i>Gobius fluviatilis</i> Pisces, Gobiidae
Lebensraum:	Süßwasser, Brackwasser
Status:	Etabliert
Ursprüngliches Areal:	Südosteuropa, Osteuropa, Kaukasus, Westasien
Einführungsweise:	Unabsichtlich
Einfuhrvektoren:	Transport entlang von Wasserstraßen
Ersteinbringung:	-
Erstnachweis:	2008

Fang eines Exemplars bei Duisburg (Rheinkilometer 783) am 10. September 2008 (Stemmer 2008). Hat den Rhein durch den Main-Donau-Kanal, der die europäische Hauptwasserscheide überbrückt, erreicht.

Einstufungsergebnis: Potenziell invasive Art – Beobachtungsliste

A) Gefährdung der Biodiversität

Vergebene Wertstufe

Interspezifische Konkurrenz <i>Offensives Territorialverhalten (Pinchuk et al. 2003). Aufgrund der negativen Auswirkungen anderer Neogobius Arten zu beachten (z.B. Charlebois et al. 1997, 2001, Dubs & Corkum 1996).</i>	Unbekannt
Prädation und Herbivorie <i>Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	Nein
Hybridisierung <i>Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	Nein
Krankheits- und Organismenübertragung <i>Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	Nein
Negative ökosystemare Auswirkungen <i>Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	Nein

B) Zusatzkriterien

Aktuelle Verbreitung <i>In Deutschland bisher nur für den Rhein belegt (Stemmer 2008, Borchering et al. 2011, Haertl et al. 2012), in 2009 aber schon mehrere Funde im Rheinsystem der Niederlande (van Kessel et al. 2009), seit Mitte der 1990er Jahre in Polen (Weichselssystem) nachgewiesen (Lejk et al. 2013).</i>	Kleinräumig
Maßnahmen <i>Mechanische Bekämpfung (vollständige Beseitigung nur in Kleingewässern durch Trockenlegung möglich, Wiesner et al. 2010), Sonstiges (Errichtung von Ökosperren in Kanälen).</i>	Vorhanden

C) Biologisch-ökologische Zusatzkriterien

Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen <i>Die Art bevorzugt feinsedimentreiche, langsam fließende bis stehende Gewässer, z.B. Seitenarme und Sandbänke (Holcik et al. 2003, Pinchuk et al. 2003).</i>	Ja
Reproduktionspotenzial <i>Geschlechtsreife nach 2 Jahren, Weibchen können in einer Saison zweimal laichen (Kottelat & Freyhof 2007).</i>	Hoch
Ausbreitungspotenzial <i>Vor allem passive Ausbreitung durch Strömung oder Verschleppung mit Schiffen.</i>	Hoch
Aktueller Ausbreitungsverlauf <i>Breitet sich zunehmend in europäischen Flusssystemen aus (Donau, Holcik et al. 2003, Djikanović et al. 2013; Rhein, Stemmer 2008, van Kessel et al. 2009; Weichsel, Dönni & Freyhof 2002, Kostrzewa & Grabowski 2002, Kakareko et al. 2005, Lejk et al. 2013).</i>	Expansiv

Monopolisierung von Ressourcen

Nein

Förderung durch Klimawandel

Ja

Nach Harka & Bíró (2007) gilt die Art als wärmeliebend, positive Effekte durch Klimawandel sind wahrscheinlich.

D) Ergänzende Angaben

Negative ökonomische Auswirkungen

Ja

Fischerei (führt in hohen Dichten zum Wertverlust der Angelfischerei).

Positive ökonomische Auswirkungen

Keine

Negative gesundheitliche Auswirkungen

Keine

Wissenslücken und Forschungsbedarf

Ja

Ausweisung potenzieller Vorkommensgebiete. Untersuchungen zu Auswirkungen gegenüber Umwelt sind notwendig.

Anmerkung: Bewertungsmethode nach BfN-Skripten 401.

Quellen

- Borcherding, J., Gertzen, S. & Staas, S. (2011): First record of Pontian racer goby, *Babka gymnotrachelus* (Gobiidae: Teleostei), in the River Rhine, Germany. J. Appl. Ichthyol. 27: 1399-1400.
- Charlebois, P.M., Corkum, L.D., Jude, D.J. & Knight, C. (2001): The Round Goby (*Neogobius melanostomus*) invasion: Current research and future needs. J. Great Lakes Res. 27: 263-266.
- Charlebois, P.M., Marsden, J.E., Goettel, R.G., Wolfe, R.K., Jude, D.J. & Rudnika, S. (1997): The Round Goby, *Neogobius melanostomus* (Pallas): A review of European and North American literature. Illinois Natural History Survey and Illinois-Indiana Sea Grant Program: 76 S.
- Djikanović, V., Marković, G. & Škorić, S. (2013): New record of *Neogobius fluviatilis* (Pallas, 1814) (Gobiidae) in the Danube river basin (Serbia). Arch. Biol. Sci. 65: 1469-1472.
- Dönni, W. & Freyhof, J. (2002): Einwanderung von Fischarten in die Schweiz - Rheineinzugsgebiet. Mitteilungen zur Fischerei 72: 88 S.
- Dubs, D.O.L. & Corkum, L.D. (1996): Behavioral interactions between Round Gobies (*Neogobius melanostomus*) and Mottled Sculpins (*Cottus bairdi*). J. Great Lakes Res. 22: 838-844.
- Harka, Á. & Bíró, P. (2007): New patterns in danubian distribution of ponto-caspian gobies - A result of global climatic change and/or canalization? Electronic Journal of Ichthyology 1: 1-14.
- Haertl, M., Cerwenka, A.F., Brandner, J., Borcherding, J., Geist, J. & Schliewen, U.K. (2012): First record of *Babka gymnotrachelus* (Kessler, 1857) from Germany (Teleostei, Gobiidae, Benthophilinae). Spixiana 35: 155-159.
- Holcik, J., Stranai, I. & Andreji, J. (2003): Further advance of *Neogobius fluviatilis* (Pallas 1814) (Pisces, Gobiidae) upstream of the Danube. Biologia (Bratislava) 58: 967-973.
- Kakareko, T., Zbikowski, J. & Zytkowicz, J. (2005) Diet partitioning in summer of two syntopic neogobiids from two different habitats of the lower Vistula River, Poland. J. Appl. Ichthyol. 21: 292-295.
- Kostrzewa, J. & Grabowski, M. (2002): Monkey goby, *Neogobius fluviatilis* (Pallas, 1811), in the Vistula River - a phenomenon of Ponto-Caspian Gobiidae invasion. Przegląd Zoologiczny 46: 235-242.
- Kottelat, M. & Freyhof, J. (2007): Handbook of European Freshwater Fishes. Publications Kottelat, Cornol: 646 S.
- Lejk, A.M., Zdanowicz, M., Sapota, M.R. & Psuty, I. (2013): The settlement of *Neogobius fluviatilis* (Pallas, 1814) in Vistula River estuaries (southern Baltic Sea, Poland). J. Appl. Ichthyol. 29: 1154-1157.
- Pinchuk, V.I., Vasil'eva, E.D., Vasil'ev, V.P. & Miller, P. (2003): *Neogobius fluviatilis* (Kessler, 1857). In: Miller, P. (Ed.) The Freshwater Fishes of Europe, Vol. 8/1, Mugilidae, Atherinidae, Atherionopsidae, Blennidae, Odontobutidae, Gobiidae 1. AULA, Wiesbaden: 223-264.
- Stemmer, B. (2008): Flussgrundel im Rhein-Gewässersystem: Vierte neue Grundelart im nordrhein-westfälischen Rhein nachgewiesen. Natur in NRW 4/08: 57-60.
- Van Kessel, N., Dorenbosch, M. & Spikmans, F. (2009): First record of Pontian monkey goby, *Neogobius fluviatilis* (Pallas, 1814), in the Dutch Rhine. Aquatic Invasions 4: 421-424.

Bearbeitung und Prüfung

Christian Wolter, Stefan Nehring & Wolfgang Rabitsch
2010-10-04, aktualisiert 2015-04-30

Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung

Neogobius melanostomus – Schwarzmundgrundel

Systematik und Nomenklatur:	<i>Neogobius melanostomus</i> (Pallas, 1814) Schwarzmundgrundel Synonyme: - Pisces, Gobiidae
Lebensraum:	Süßwasser, Brackwasser und Meer
Status:	Etabliert
Ursprüngliches Areal:	Südosteuropa, Osteuropa, Zentralasien, Kaukasus, Westasien
Einführungsweise:	Unabsichtlich
Einfuhrvektoren:	Transport entlang von Wasserstraßen
Ersteinbringung:	-
Erstnachweis:	1998

Wurde 1998 an der deutschen Ostseeküste bei Rügen erstmals nachgewiesen (Winkler 2006). Überbrückte in den 1980er Jahren die europäische Hauptwasserscheide und erreichte durch den Dnejr-Bug-Kanal das Ostseeinzugsgebiet (Sapota 2004). Erreichte 2008 durch den Main-Donau-Kanal auch das Rheineinzugsgebiet (Stemmer 2008).

Einstufungsergebnis: Invasive Art – Managementliste

A) Gefährdung der Biodiversität Vergebene Wertstufe

Interspezifische Konkurrenz **Ja**

Bei hohen Bestandsdichten starke Konkurrenz gegenüber heimischen Fischen (USA, Charlebois et al. 1997, Janssen & Jude 2001; vermutet Österreich, Wiesner 2005), verdrängt in Laborexperimenten heimische Stachelgroppe (*Cottus perifretum*, gelistet in Anhang II der FFH-Richtlinie) aus Versteck- und Ruheplätzen (Van Kessel et al. 2011).

Prädation und Herbivorie **Begründete Annahme**

Bei hohen Bestandsdichten wahrscheinlich starker Prädationsdruck auf Mollusken (Brandner et al. 2013). Eine Gefährdung heimischer Arten wird angenommen.

Hybridisierung **Nein**

Hybridisierung mit der pontokaspischen Art *Neogobius fluviatilis* durch Fund zweier Hybriden im Rhein belegt (Lindner et al. 2013). Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.

Krankheits- und Organismenübertragung **Nein**

Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.

Negative ökosystemare Auswirkungen **Unbekannt**

Veränderungen bestehender Nahrungsnetze denkbar (Almqvist et al. 2010), bisher aber nicht untersucht. Ob eine Gefährdung heimischer Arten besteht, ist unbekannt.

B) Zusatzkriterien

Aktuelle Verbreitung **Großräumig**

In Deutschland regelmäßige Nachweise bei Rügen, im Kleinen Oderhaff, in der Oder und Peene sowie in der Donau, im Main, Rhein, Neckar, Lahn und Mosel; hat 2008 über den Nord-Ostsee-Kanal die Elbe erreicht (Hempel & Thiel 2013); eine weitere Ausbreitung über das Wasserstraßennetz ist in den kommenden Jahren zu erwarten (Wiesner et al. 2010).

Maßnahmen **Vorhanden**

Mechanische Bekämpfung (vollständige Beseitigung in einem Gewässer wohl nur durch Trockenlegung möglich, Wiesner et al. 2010), Sonstiges (Errichtung von Ökosperren in Kanälen, Renaturierung von Blocksteinufern könnte Laichhabitats deutlich reduzieren).

C) Biologisch-ökologische Zusatzkriterien

Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen **Ja**

Ostseeküste, Fließgewässer (Kottelat & Freyhof 2007).

Reproduktionspotenzial **Gering**

Geschlechtsreife nach 3-4 Jahren (Kottelat & Freyhof 2007).

Ausbreitungspotenzial **Hoch**

Vor allem passive Ausbreitung durch Hochwasser oder Verschleppung durch Schiffe (Wiesner et al. 2010).

Aktueller Ausbreitungsverlauf

Expansiv

Breitet sich stark entlang der Ostseeküste und in Oder, Elbe, Weser, Donau, Rhein und Nebenflüssen sowie Kanälen aus (u.a. Kottelat & Freyhof 2007, Wiesner et al. 2010, Hempel & Thiel 2013, Schomaker & Wolter 2014).

Monopolisierung von Ressourcen

Nein

Förderung durch Klimawandel

Ja

Nach Harka & Bíró (2007) gilt die Art als wärmeliebend, positive Effekte durch Klimawandel sind wahrscheinlich.

D) Ergänzende Angaben

Negative ökonomische Auswirkungen

Ja

Fischerei (führt in hohen Dichten zum Wertverlust der Angelfischerei).

Positive ökonomische Auswirkungen

Keine

Negative gesundheitliche Auswirkungen

Keine

Wissenslücken und Forschungsbedarf

Ja

Auswirkungen gegenüber Umwelt und speziell gegenüber heimischen bodenlebenden Fischen (z. B. Mühlkoppe *Cottus gobio*, Streber Zingel *streber*) sollten überprüft werden.

Anmerkung: Bewertungsmethode nach BfN-Skripten 401.

Quellen

- Almqvist, G., Strandmark, A. K. & Appelber, M. (2010): Has the invasive round goby caused new links in the Baltic food webs? *Env. Biol. Fish.* 89: 79-93.
- Brandner, J., Auerswald, K., Cerwenka, A.F., Schliewen, U.K. & Geist, J. (2013): Comparative feeding ecology of invasive Ponto-Caspian gobies. *Hydrobiologia* 703: 113-131
- Charlebois, P.M., Marsden, J.E., Goettel, R.G., Wolfe, R.K., Jude, D.J. & Rudnika, S. (1997): The Round Goby, *Neogobius melanostomus* (Pallas): A review of European and North American literature. Illinois Natural History Survey and Illinois-Indiana Sea Grant Program: 76 S.
- Harka, Á. & Bíró, P. (2007): New patterns in danubian distribution of ponto-caspian gobies - A result of global climatic change and/or canalization? *Electronic Journal of Ichthyology* 1: 1-14.
- Hempel, M. & Thiel, R. (2013): First records of the round goby *Neogobius melanostomus* (Pallas, 1814) in the Elbe River, Germany. *BioInvasions Records* 2: 291-295.
- Janssen, J. & Jude, D.J. (2001): Recruitment failure of mottled sculpin *Cottus bairdi* in Calumet Harbour, Southern Lake Michigan, induced by the newly introduced round goby *Neogobius melanostomus*. *J. Great Lakes Res.* 27: 319-328.
- Kottelat, M. & Freyhof, J. (2007): Handbook of European freshwater fishes. Publications Kottelat, Cornol: 646 S.
- Lindner, K., Cerwenka, A.F., Brandner, J., Gertzen, S., Borcharding, J., Geist, J. & Schliewen, U.K. (2013): First evidence for interspecific hybridization between invasive goby species *Neogobius fluviatilis* and *Neogobius melanostomus* (Teleostei: Gobiidae: Benthophilinae). *J. Fish Biol.* 82: 2128-2134.
- Sapota, M.R. (2004): The round goby (*Neogobius melanostomus*) in the Gulf of Gdansk - a species introduction into the Baltic Sea. *Hydrobiologia* 514: 219-224.
- Schomaker, C. & Wolter, C. (2014): Schwarzmundgrundeln jetzt auch im Nationalpark „Unteres Odertal“. Nationalpark-Jahrbuch Unteres Odertal 2013 (im Druck).
- Stemmer, B. (2008): Flussgrundel im Rhein-Gewässersystem: Vierte neue Grundelart im nordrhein-westfälischen Rhein nachgewiesen. *Natur in NRW* 4/08: 57-60.
- Van Kessel, N., Dorenbosch, M., De Boer, M.R.M., Leuven, R.S.E.W. & Van der Velde, G. (2011): Competition for shelter between four invasive gobiids and two native benthic fish species. *Current Zoology* 57: 844-851.
- Wiesner, C. (2005): New records of non-indigenous gobies (*Neogobius* spp.) in the Austrian Danube. *J. Appl. Ichthyol.* 21: 324-327.
- Wiesner, C., Wolter, C., Rabitsch, W. & Nehring, S. (2010): Gebietsfremde Fische in Deutschland und Österreich und mögliche Auswirkungen des Klimawandels. BfN-Skripten 279: 192 S.
- Winkler, H.M. (2006): Die Fischfauna der südlichen Ostsee. *Meeresangler-Magazin* 2/2006: 17-18.

Bearbeitung und Prüfung

Stefan Nehring, Wolfgang Rabitsch & Christian Wolter
2010-10-04, aktualisiert 2015-04-30

Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung

Oncorhynchus mykiss – Regenbogenforelle

Systematik und Nomenklatur:	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (Walbaum, 1792) Regenbogenforelle Synonyme: <i>Salmo gairdneri</i> , <i>S. irideus</i> Pisces, Salmonidae
Lebensraum:	Süßwasser
Status:	Etabliert
Ursprüngliches Areal:	Russischer Ferner Osten, Subarktisches Amerika, Westliches Kanada, Nordwestliche U.S.A., Südwestliche U.S.A., Mexiko
Einführungsweise:	Absichtlich
Einfuhrvektoren:	Aquakultur, Fischerei, Tierpark
Ersteinbringung:	1882
	<i>Pfingsten 1882 importierte der deutsche Ökonomierat Haack aus den USA rund 400 befruchtete Eier (von Behr 1882), aus denen 256 Regenbogenforellen erbrütet werden konnten (Musseleck 1902).</i>
Erstnachweis:	1887
	<i>In einem Bach des bayerischen Alpenvorlandes waren seit 1887 Regenbogenforellen vorhanden und wurden nicht selten in stättlichen Exemplaren gefangen (Anonym 1887). Es ist momentan nicht ganz auszuschließen, dass es schon zwischen 1883 und 1886 Besatz und Fänge in natürlichen Gewässern in Deutschland gegeben hat.</i>

Einstufungsergebnis: Invasive Art – Managementliste

<u>A) Gefährdung der Biodiversität</u>	<u>Vergebene Wertstufe</u>
Interspezifische Konkurrenz <i>Habitat- und Nahrungskonkurrenz gegenüber heimischer Bachforelle (<i>Salmo trutta</i>) (Leuner et al. 2000; Österreich, Honsig-Erlenburg 2005).</i>	Ja
Prädation und Herbivorie <i>Bei hohen Abundanzen ist mit Räuberdruck auf Fischnährtiere, Jungfische und Amphibien zu rechnen (Fuller 2006, Jonsson 2013). Ob eine Gefährdung heimischer Arten besteht, ist unbekannt.</i>	Unbekannt
Hybridisierung <i>Hybridisierungen mit heimischen und gebietsfremden Salmoniden in Europa nicht auszuschließen (Utter 2000, Jonsson 2013). Ob eine Gefährdung heimischer Arten besteht, ist unbekannt.</i>	Unbekannt
Krankheits- und Organismenübertragung <i>Vektor für den Erreger (<i>Myxobolus cerebralis</i>) der Salmoniden-Drehkrankheit, der in Europa bisher nur geringe Schäden verursacht (Küppers 2003). Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	Nein
Negative ökosystemare Auswirkungen <i>Im Gegensatz zur heimischen Bachforelle kein Wirtstier für die heimische Flussperlmuschel (<i>Margaritifera margaritifera</i>, gelistet in Anhang II und IV der FFH-Richtlinie). Eine Gefährdung heimischer Arten wird angenommen.</i>	Begründete Annahme
<u>B) Zusatzkriterien</u>	
Aktuelle Verbreitung <i>In allen Bundesländern in einer Vielzahl von Gewässern vorhanden, damit die in Deutschland am weitesten verbreitete, gebietsfremde Fischart (Wiesner et al. 2010), bisher aber nur aus wenigen Gewässern Reproduktionsnachweise vorhanden (u.a. Leuner et al. 2000, Dußling & Berg 2001, Füllner et al. 2005).</i>	Großräumig
Maßnahmen <i>Mechanische Bekämpfung (vollständige Beseitigung kleiner sich selbst reproduzierender Bestände durch Fang erscheint möglich, Wiesner et al. 2010), Verhinderung absichtlicher Ausbringung (besonders in ökologisch wertvollen Gewässern mit vitalen Vorkommen der Bachforelle), Sonstiges (Öffentlichkeitsarbeit).</i>	Vorhanden
<u>C) Biologisch-ökologische Zusatzkriterien</u>	
Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen	Ja

Forellengewässer (Dußling & Berg 2001).

Reproduktionspotenzial Geschlechtsreife nach 1-5 Jahren (Kottelat & Freyhof 2007).	Hoch
Ausbreitungspotenzial Ausbreitungspotenzial hoch in Fließgewässern, gering in Stillgewässern, Unterstützung durch Besatzmaßnahmen (Wiesner et al. 2010).	Hoch
Aktueller Ausbreitungsverlauf Das großräumige Vorkommen war und ist stark abhängig vom Besatz durch Angelfischer und Gewässer-Bewirtschafter (Musseleck 1902, Dußling & Berg 2001, Füllner et al. 2005).	Stabil
Monopolisierung von Ressourcen	Nein
Förderung durch Klimawandel Eine Förderung durch Klimawandel ist nicht zu erwarten (vgl. Benjamin et al. 2013).	Nein

D) Ergänzende Angaben

Negative ökonomische Auswirkungen	Keine
Positive ökonomische Auswirkungen Aquakultur, Fischerei (BMELV 2006).	Ja
Negative gesundheitliche Auswirkungen	Keine
Wissenslücken und Forschungsbedarf	Nein

Anmerkung: Bewertungsmethode nach BfN-Skripten 401.

Quellen

- Anonym (1887): Bachsaibling und Regenbogenforelle. Allgemeine Fischerei-Zeitung 12: 361-363.
- Benjamin, J.R., Connolly, P.J., Romine, J.G. & Perry, R.W. (2013): Potential effects of changes in temperature and food resources on life history trajectories of juvenile *Oncorhynchus mykiss*. Trans. American Fish. Soc. 142: 208-220.
- BMELV (2006): Aquatische genetische Ressourcen - Nationales Fachprogramm zur Erhaltung und nachhaltigen Nutzung. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, Bonn: 74 S.
- Dußling, U. & Berg, R. (2001): Fische in Baden-Württemberg. Ministerium für Ernährung und Ländlichen Raum Baden-Württemberg, Stuttgart: 176 S.
- Fuller, P. (2006): *Oncorhynchus mykiss*. USGS Nonindigenous Aquatic Species Database, Gainesville, FL, <http://nas.er.usgs.gov/queries/FactSheet.asp?speciesID=910>
- Füllner, G., Pfeiffer, M. & Zarske, A. (2005): Atlas der Fische Sachsens. Geschichte, Verbreitung, Gefährdung, Schutz. Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, Dresden: 351 S.
- Honsig-Erlenburg, W. (2005): Zum Einfluss der Regenbogenforelle und des Bachsaiblings auf Bachforellenpopulationen. Österr. Fischerei 58: 286-289.
- Jonsson, B. (2013): *Oncorhynchus mykiss*. NOBANIS Invasive Alien Species Fact Sheet: 7 S., http://www.nobanis.org/files/factsheets/Onchorhynchus_mykiss.pdf
- Kottelat, M. & Freyhof, J. (2007): Handbook of European Freshwater Fishes. Publications Kottelat, Cornol: 646 S.
- Küppers, M.P. (2003): Untersuchungen verschiedener Regenbogenforellenstämme auf ihre Empfänglichkeit für *Myxobolus cerebralis*, dem Erreger der Drehkrankheit der Salmoniden. Dissertation Universität München: 160 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.
- Musseleck, G. (1902): Die Regenbogenforelle, *Salmo irideus*: Einführung aus Amerika, Aufzucht, Verbreitung und Bewährung in Deutschland und den Nachbarländern. Verlag Fischschutz-Verein, Köln: 116 S.
- Utter, F. (2000): Patterns of subspecific anthropogenic introgression in two salmonid genera. Rev. Fish Biol. Fisheries 10: 265-279.
- Von Behr, F. (1882): Fünf amerikanische Salmoniden in Deutschland. Circulare des Deutschen Fischereivereins: 209-215.
- Wiesner, C., Wolter, C., Rabitsch, W. & Nehring, S. (2010): Gebietsfremde Fische in Deutschland und Österreich und mögliche Auswirkungen des Klimawandels. BfN-Skripten 279: 192 S.

Bearbeitung und Prüfung

Stefan Nehring & Wolfgang Rabitsch
2010-10-04, aktualisiert 2015-04-30

Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung

Perccottus glenii – Amurgrundel

Systematik und Nomenklatur: *Perccottus glenii* Dybowski, 1877

Amurgrundel

Synonyme: *Perccottus glehni*; Schläfergrundel

Pisces, Odontobutidae

Lebensraum: Süßwasser

Status: Unbeständig

Ursprüngliches Areal: Russischer Ferner Osten, Ostasien

Einführungsweise: Absichtlich, Unabsichtlich

Einfuhrvektoren: Forschung, Aquakultur

Ersteinbringung: 1962

1962 wurden Zuchtversuche im Zoologischen Institut der Hochschule Potsdam durchgeführt (Schenke & Grabow 1965). Im Naturschutzgebiet „Charlottenhofer Weihergebiet“ (Bayern) seit etwa 2003 in kommerziell genutzten Fischteichen belegt, in die die Amurgrundel sehr wahrscheinlich unabsichtlich mit Fischbesatz gelangt ist (Reshetnikov & Schliewen 2013).

Erstnachweis: 2013

Im Juni 2013 wurde ein Exemplar außerhalb der Fischteiche in einem Graben im Naturschutzgebiet „Charlottenhofer Weihergebiet“ (Bayern) gefangen (Nehring & Steinhof 2015).

Einstufungsergebnis: Invasive Art – Aktionsliste

A) Gefährdung der Biodiversität

Vergebene Wertstufe

Interspezifische Konkurrenz

Unbekannt

Starke Habitatkonkurrenz gegenüber heimischen Fischen möglich aber nicht untersucht (Osteuropa, Bogutskaya & Naseka 2002, Reshetnikov 2003, 2013).

Prädation und Herbivorie

Ja

Starke Prädation auf Invertebraten, Amphibien und Fische (Osteuropa, Koščo et al. 2003, Reshetnikov 2003).

Hybridisierung

Nein

Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.

Krankheits- und Organismenübertragung

Begründete Annahme

Übertragung von Parasiten auf Fische, Reptilien, Vögel und Säugetiere (Sokolov et al. 2014). *P. glenii* fungierte als Vektor für die Einschleppung von bisher vier Parasitenarten in neue Gebiete (Sokolov et al. 2014).

Negative ökosystemare Auswirkungen

Begründete Annahme

Starke Veränderungen von Nahrungsbeziehungen und von Sukzessionsabläufen wahrscheinlich (Osteuropa, Reshetnikov 2003, 2013).

B) Zusatzkriterien

Aktuelle Verbreitung

Kleinräumig

Aktuell nur im Naturschutzgebiet „Charlottenhofer Weihergebiet“ (Bayern) bekannt (Nehring & Steinhof 2015), angrenzend nur in Polen vorkommend (Grabowska et al. 2010).

Sofortmaßnahmen

Vorhanden

Mechanische Bekämpfung (in kleinen Stillgewässern aufwändig, aber möglich, Reshetnikov & Fice-tola 2011), Verhinderung absichtlicher Ausbringung, Sonstiges (Öffentlichkeitsarbeit). Die Errichtung von Ökosperren in Kanälen (u.a. im Main-Donau-Kanal) sollte erwogen werden.

C) Biologisch-ökologische Zusatzkriterien

Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen

Ja

Still- und langsam fließende Gewässer, Sümpfe (Harka & Farkas 1998, Koščo et al. 2003).

Reproduktionspotenzial

Hoch

Weibchen laichen bis über 17.000 Eier im Jahr ab, Männchen bewachen Eier (Bogutskaya & Naseka 2002), Geschlechtsreife nach 1-3 Jahren (Kottelat & Freyhof 2007).

Ausbreitungspotenzial

Hoch

Unabsichtlich verschleppt mit Fischbruttransporten (Reshetnikov & Schliewen 2013), im Handel verfügbar (Reshetnikov 2004, Kottelat & Freyhof 2007), Ausbreitung vor allem mit Strömung in Fließgewässern (Koščo et al. 2003, Reshetnikov 2013).

Aktueller Ausbreitungsverlauf

Expansiv

Starke Ausbreitung in Osteuropa, u.a. Donau, Theiß, Weichsel (u.a. Grabowska et al. 2010, Reshetnikov 2013, Zorić et al. 2014). Modelle zeigen ein großes Ausbreitungspotential in Westeuropa, Westsibirien, China und Nordamerika (Reshetnikov & Ficetola 2011).

Monopolisierung von Ressourcen

Ja

Kann dichte Populationen bilden, ernährt sich von Tieren aller trophischen Ebenen (Reshetnikov 2003, 2013).

Förderung durch Klimawandel

Ja

Nach Bogutskaya & Naseka (2002) besitzt die Art eine große ökologische Plastizität und kann auch längere Zeit in trockengefallenen Gewässern überdauern, positive Effekte durch Klimawandel sind wahrscheinlich.

D) Ergänzende Angaben

Negative ökonomische Auswirkungen

Ja

Aquakultur, Fischerei (starke Prädation auf kommerziell genutzte Fischarten, Harka & Farkas 1998).

Positive ökonomische Auswirkungen

Keine

Negative gesundheitliche Auswirkungen

Unbekannt

Sonstiges (Wirt des humanpathogenen Leberegels *Isthmiophora melis*, Sokolow et al. 2014).

Wissenslücken und Forschungsbedarf

Nein

Anmerkung: Bewertungsmethode nach BfN-Skripten 401.

Quellen

- Bogutskaya, N.G. & Naseka, A.M. (2002): *Perccottus glenii* Dybowski, 1877. Freshwater Fishes of Russia, Zoological Institute RAS, http://www.zin.ru/animalia/pisces/eng/taxbase_e/species_e/perccottus/perccottus_e.htm
- Grabowska, J., Kotucz, J. & Witkowski, A. (2010): Alien invasive fish species in Polish waters: an overview. *Folia Zoologica* 59: 73-85.
- Harka, Á. & Farkas, J. (1998): Die Ausbreitung der fernöstlichen Amurgrundel (*Perccottus glehni*) in Europa. *Österr. Fischerei* 51: 273-275.
- Koščo, J., Lusk, S., Halacka, K. & Luskova, V. (2003): The expansion and occurrence of the Amur sleeper (*Perccottus glenii*) in eastern Slovakia. *Folia Zool.* 52: 329-336.
- Košuthová, L., Letková, V., Koščo, J. & Košuth, P. (2004): First record of *Nippotaenia mogurndae* Yamaguti and Miyata, 1940 (Cestoda: Nippotaeniidea), a parasite of *Perccottus glenii* Dybowski, 1877, from Europe. *Helminthologia* 41: 55-57.
- Kottelat, M. & Freyhof, J. (2007): Handbook of European Freshwater Fishes. Publications Kottelat, Cornol: 646 S.
- Nehring, S. & Steinhof, J. (2015): First records of the invasive Amur sleeper, *Perccottus glenii* Dybowski, 1877 in German freshwaters: a need for realization of effective management measures to stop the invasion. *Biol. Invasions Records* 4 (im Druck).
- Reshetnikov, A. (2003): The introduced fish, rotan (*Perccottus glenii*), depresses populations of aquatic animals (macroinvertebrates, amphibians, and a fish). *Hydrobiologia* 510: 83-90.
- Reshetnikov, A.N. (2013): Spatio-temporal dynamics of the West-Ukrainian centre of invasion of the fish *Perccottus glenii* and consequences for European freshwater ecosystems. *Aquatic Invasions* 8: 193-206.
- Reshetnikov, A. & Ficetola, G.F. (2011): Potential range of the invasive fish rotan (*Perccottus glenii*) in the Holarctic. *Biol. Invasions* 13: 2967-2980.
- Reshetnikov, A.N. & Schliewen, U.K. (2013): First record of the invasive alien fish rotan *Perccottus glenii* Dybowski, 1877 (Odontobutidae) in the Upper Danube drainage (Bavaria, Germany). *J. Appl. Ichthyol.* 29: 1367-1369.
- Schenke, G. & Grabow, A. (1965): Deutsche Erstzucht der Amurgrundel. *Aquarien, Terrarien* 12: 292-295.
- Sokolov, S.G., Reshetnikov, A.N. & Protasova, E.N. (2014): A checklist of parasites in non-native populations of rotan *Perccottus glenii* Dybowski, 1877 (Odontobutidae). *J. Appl. Ichthyol.* 30: 574-596.
- Zorić, K., Simonović, P., Dikanović, V., Marković, V., Nikolić, V., Simić, V. & Paunović, M. (2014): Checklist of non-indigenous fish species of the river Danube. *Archives of Biological Science Belgrade* 66: 629-639.

Bearbeitung und Prüfung

Stefan Nehring & Wolfgang Rabitsch
2010-10-04, aktualisiert 2015-04-30

Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung

Pimephales promelas – Fettköpfige Elritze

Systematik und Nomenklatur:	<i>Pimephales promelas</i> Rafinesque, 1820 Fettköpfige Elritze Synonyme: <i>Colistus parietalis</i> , <i>Pimephales milesii</i> ; Dickkopf-Elritze, Fettkopf-Elritze Pisces, Cyprinidae
Lebensraum:	Süßwasser
Status:	Unbeständig
Ursprüngliches Areal:	Westliches Kanada, Östliches Kanada, Zentrale nördliche U.S.A., Nordöstliche U.S.A., Zentrale südliche U.S.A., Südöstliche U.S.A.
Einführungsweise:	Absichtlich
Einfuhrvektoren:	Fischerei, Zierhandel
Ersteinbringung:	1983-1984 1979 erstmals nach Europa (Michel et al. 1986) und 1983 oder 1984 nach Deutschland als Köderfisch direkt aus Nordamerika importiert (Welcome 1988). Seit Ende der 1980er Jahre auch als Aquarien- und Teichfisch angeboten (Dönni & Freyhof 2002).
Erstnachweis:	1992 1992 Einzelfund in der Sieg im Mündungsbereich eines Laichschongebietes bei Eitorf (Freyhof 1998).

Einstufungsergebnis: Invasive Art – Aktionsliste

<u>A) Gefährdung der Biodiversität</u>	<u>Vergebene Wertstufe</u>
Interspezifische Konkurrenz <i>Habitat- und Nahrungskonkurrenz mit Gefährdung heimischer Arten wird vermutet (USA, Kanada, Karp & Tyus 1990, Scott & Crossman 1973).</i>	Begründete Annahme
Prädation und Herbivorie <i>Ernährt sich von Detritus und Algen, selten von Wirbellosen (USA, Litvak & Hansell 1990). Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	Nein
Hybridisierung <i>Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	Nein
Krankheits- und Organismenübertragung <i>Mit <i>P. promelas</i> wurde die durch Bakterien (<i>Yersinia ruckeri</i>) hervorgerufene Rotmaul-Krankheit nach Europa eingeschleppt, die negative Auswirkungen auf insbesondere Salmoniden zeigt und häufig zum frühzeitigen Tod führt (Frankreich, Michel et al 1986).</i>	Ja
Negative ökosystemare Auswirkungen <i>Auswirkungen (z.B. Veränderung von Nahrungsbeziehungen) durch Bestandsreduzierung von Salmoniden als Folge der Rotmaul-Krankheit sind denkbar, aber nicht untersucht.</i>	Unbekannt
B) Zusatzkriterien	
Aktuelle Verbreitung <i>Einzelfunde in Sieg und Oberweser (Freyhof 1998, Matthes & Werner 2012), seit 2007 mehrfach in einem Stillgewässer bei Altenvers (Hessen) nachgewiesen (Dümpelmann & Freyhof 2015). In Europa etabliert in Belgien, Frankreich und den Niederlanden (Keith & Allardi 2001, Anseeuw et al. 2005, Schiphouwer & van Delft 2012). Die 2008 in Großbritannien entdeckten Populationen wurden wahrscheinlich erfolgreich beseitigt (Britton et al. 2011).</i>	Kleinräumig
Sofortmaßnahmen <i>Mechanische Bekämpfung (Entnahme aus der Natur), Chemische Bekämpfung (in Aquakulturtetichen, Großbritannien, Britton et al. 2011), Verhinderung absichtlicher Ausbringung, Sonstiges (Öffentlichkeitsarbeit). Ein Besitz- und Vermarktungsverbot sollte erwogen werden.</i>	Vorhanden
C) Biologisch-ökologische Zusatzkriterien	
Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen <i>Bäche, Teiche und Seen (Kottelat & Freyhof 2007).</i>	Ja
Reproduktionspotenzial <i>Weibchen laichen bis zu 10.000 Eier im Jahr ab, Männchen betreiben Brutpflege (Wisenden et al.</i>	Hoch

2009), Geschlechtsreife kann nach 100 Tagen erreicht werden (Kottelat & Freyhof 2007), in der Natur selten älter als 2 Jahre (Scott & Crossmann 1973).

Ausbreitungspotenzial

Hoch

In Deutschland im Handel für Aquarien und Gartenteiche sowie zur Verwendung als Köderfisch (Dönni & Freyhof 2002).

Aktueller Ausbreitungsverlauf

Stabil

In Deutschland und Frankreich bisher nur jeweils eine Population bekannt (Keith & Allardi 2001, Dümpelmann & Freyhof 2015), in Belgien und in den Niederlanden mehrere Populationen vorhanden (Anseeuw et al. 2005, Schiphouwer & van Delft 2012), bisher keine expansive Ausbreitung zu beobachten.

Monopolisierung von Ressourcen

Nein

Förderung durch Klimawandel

Nein

Kaltwasserfisch (Scott & Crossmann 1973), der durch Klimawandel in Mitteleuropa wahrscheinlich nicht gefördert wird.

D) Ergänzende Angaben

Negative ökonomische Auswirkungen

Ja

Aquakultur, Fischerei (negative Auswirkungen auf kommerziell interessante Fischbestände, insbesondere Forellen, durch Übertragung der Rotmaul-Krankheit, Michel et al. 1986).

Positive ökonomische Auswirkungen

Ja

Tierhandel (findet im Aquarienhandel und als Köderfisch Verwendung, Dönni & Freyhof 2002).

Negative gesundheitliche Auswirkungen

Keine

Wissenslücken und Forschungsbedarf

Nein

Anmerkung: Bewertungsmethode nach BfN-Skripten 401.

Quellen

- Anseeuw, D., Gaethofs, T. & Louette, G. (2005): First record and morphometry of the non-indigenous fathead minnow *Pimephales promelas* (Rafinesque, 1820) (Teleostei, Cyprinidae) in Flanders (Belgium). Belg. J. Zool. 135: 87-90.
- Britton, J.R., Copp, G.H., Brazier, M. & Davies, G.D. (2011): A modular assessment tool for managing introduced fishes according to risks of species and their populations, and impacts of management actions. Biol. Invasions 13: 2847-2860.
- Dönni, W. & Freyhof, J. (2002): Einwanderung von Fischarten in die Schweiz - Rheineinzugsgebiet. Mitteilungen zur Fischerei 72: 88 S.
- Dümpelmann, C. & Freyhof, J. (2015): First record of the fathead minnow *Pimephales promelas* Rafinesque, 1820 in Germany. Lauterbornia 79: 173-180.
- Freyhof, J. (1998): Die Fische und Neunaugen der Sieg in den Grenzen von Nordrhein-Westfalen. Decheniana 151: 183-194.
- Karp, C.A. & Tyus, H.M. (1990): Behavioral interactions between young Colorado squawfish and six fish species. Copeia 1990(1): 25-34.
- Keith, P. & Allardi, J. (2001): Atlas des poissons d'eau douce de France. Patrimoines Naturels 47: 387 S.
- Kottelat, M. & Freyhof, J. (2007): Handbook of European Freshwater Fishes. Publications Kottelat, Cornol: 646 S.
- Litvak, M.K. & Hansell, R.I.C. (1990): Investigation of food habit and niche relationships in a cyprinid community. Can. J. Zool. 68: 1873-1879.
- Matthes, U. & Werner R. (2012): Elektrobefischungen von Werra und Oberweser im Jahr 2012. Unpubl. Bericht: 10 S.
- Michel, C., Faivre, B. & de Kinkelin, P. (1986): A clinical case of enteric red-mouth in minnows (*Pimephales promelas*) imported into Europe as bait-fish. Bull. Eur. Ass. Fish Pathol. 6: 97-99.
- Schiphouwer, M. & van Delft, J. (2012): Potentieel invasieve vissoorten kloppen aan de deur. Kijk op Exoten 2/2012: 12-13.
- Scott, W.B. & Crossmann, E.J. (1973): Freshwater Fishes of Canada. Fisheries Research Board of Canada, Bulletin 184: 966 S.
- Welcome, R.L. (1988): International introductions of inland aquatic species. FAO Fish. Tech. Pap. 294: 318 S.
- Wisenden, B., Alemadi, S., Dye, T.P., Geray, K., Hendrickson, J., Rud, C., Jensen, M., Sonstegard, G. & Malott, M. (2009): Effects of nest substrate on egg deposition and incubation conditions in a natural population of fat-head minnows (*Pimephales promelas*). Can. J. Zool. 87: 379-387.

Bearbeitung und Prüfung

Stephan Gollasch & Stefan Nehring
2013-01-15, aktualisiert 2015-04-30

Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung

Ponticola kessleri – Kesslergrundel

Systematik und Nomenklatur:	<i>Ponticola kessleri</i> (Günther, 1861) Kesslergrundel Synonyme: <i>Gobio kessleri</i> , <i>Neogobius kessleri</i> ; Sandgreßling Pisces, Gobiidae
Lebensraum:	Süßwasser, Brackwasser
Status:	Etabliert
Ursprüngliches Areal:	Südosteuropa, Osteuropa
Einführungsweise:	Unabsichtlich
Einfuhrvektoren:	Transport entlang von Wasserstraßen
Ersteinbringung:	-
Erstnachweis:	1999

Wurde 1999 in der deutschen Donau bei Straubing erstmals nachgewiesen (Seifert & Hartmann 2000). Überbrückte 2006 die europäische Hauptwasserscheide und erreichte durch den Main-Donau-Kanal das Rheineinzugsgebiet (Stemmer 2008).

Einstufungsergebnis: Potenziell invasive Art – Handlungsliste

<u>A) Gefährdung der Biodiversität</u>	<u>Vergebene Wertstufe</u>
Interspezifische Konkurrenz <i>Verdrängt in Laborexperimenten heimische Stachelgroppe (Cottus perifretum, gelistet in Anhang II der FFH-Richtlinie) aus Versteck- und Ruheplätzen (Van Kessel et al. 2011). Eine Gefährdung heimischer Arten wird angenommen.</i>	Begründete Annahme
Prädation und Herbivorie <i>Frisst vor allem Flohkrebse und Dipterenlarven (Števoje & Kováč 2013) aber auch Fisch (u.a. Brandner et al. 2013). Auf Grund der hohen Konsumptionsraten (Brandner et al. 2013) wird eine Gefährdung heimischer Arten angenommen.</i>	Begründete Annahme
Hybridisierung <i>Hybridisiert mit der in der Ukraine endemischen Art Gobio sarmaticus sowie im Labor mit der pontokaspischen Art Neogobius gymnotrachelus (Banarescu 1999, Schwartz 1981). Ob eine Gefährdung heimischer Arten (speziell Gobiidae) besteht, ist unbekannt.</i>	Unbekannt
Krankheits- und Organismenübertragung <i>Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	Nein
Negative ökosystemare Auswirkungen <i>Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	Nein
<u>B) Zusatzkriterien</u>	
Aktuelle Verbreitung <i>In Deutschland bisher nur in Donau, Main, Neckar und Rhein belegt, eine großräumige Ausbreitung über das Wasserstraßennetz ist in den kommenden Jahren zu erwarten (Wiesner et al. 2010), im Rhein seit 2007 in den Niederlanden und seit 2011 in der Schweiz nachgewiesen (Van Kessel et al. 2009, Kalchhauser et al. 2013).</i>	Kleinräumig
Maßnahmen <i>Mechanische Bekämpfung (vollständige Beseitigung nur in Kleingewässern durch Trockenlegung möglich, Wiesner et al. 2010), Sonstiges (Errichtung von Ökosperren in Kanälen, Renaturierung von Blocksteinufeln könnte Laichhabitate deutlich reduzieren).</i>	Vorhanden
<u>C) Biologisch-ökologische Zusatzkriterien</u>	
Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen <i>Altwässer (Zweimüller et al. 1996).</i>	Ja
Reproduktionspotenzial <i>Geschlechtsreife nach 2 Jahren (Kottelat & Freyhof 2007).</i>	Gering
Ausbreitungspotenzial	Hoch

Vor allem passive Ausbreitung durch Larvendrift, mit Hochwasser oder Verschleppung durch Schiffe (Wiesner et al. 2010).

Aktueller Ausbreitungsverlauf

Expansiv

Breitet sich zunehmend in europäischen Flusssystemen aus (Donau, u.a. Seifert & Hartmann 2000; Main und Rhein, Stemmer 2008, Van Kessel et al. 2009, Kalchhauser et al. 2013; Neckar, Anonym 2010).

Monopolisierung von Ressourcen

Nein

Förderung durch Klimawandel

Ja

Nach Harka & Bíró (2007) gilt die Art als wärmeliebend, positive Effekte durch Klimawandel sind wahrscheinlich.

D) Ergänzende Angaben

Negative ökonomische Auswirkungen

Ja

Fischerei (führt in hohen Dichten zum Wertverlust der Angelfischerei).

Positive ökonomische Auswirkungen

Keine

Negative gesundheitliche Auswirkungen

Keine

Wissenslücken und Forschungsbedarf

Ja

Auswirkungen gegenüber Umwelt und speziell gegenüber heimischen bodenlebenden Fischen (z. B. Mühlkoppe *Cottus gobio*, Streber Zingel *streber*) sollten überprüft werden.

Anmerkung: Bewertungsmethode nach BfN-Skripten 401.

Quellen

- Anonym (2010): Einen Schwarzmeerfisch zieht es zum Neckar. Fischerei in Baden-Württemberg 1/2010: 12.
- Banarescu, P.M. (1999): *Gobio kessleri* Dybowki, 1862. In: Banarescu, P.M. (Ed.), The Freshwater Fishes of Europe, Vol. 5/I, Cyprinidae 2/I. Aula, Wiebelsheim: 135-162.
- Brandner, J., Auerswald, K., Cerwenka, A.F., Schliewen, U.K. & Geist, J. (2013): Comparative feeding ecology of invasive Ponto-Caspian gobies. *Hydrobiologia* 703: 113-131
- Charlebois, P.M., Corkum, L.D., Jude, D.J. & Knight, C. (2001): The Round Goby (*Neogobius melanostomus*) invasion: Current research and future needs. *J. Great Lakes Res.* 27: 263-266.
- Charlebois, P.M., Marsden, J.E., Goettel, R.G., Wolfe, R.K., Jude, D.J. & Rudnika, S. (1997): The Round Goby, *Neogobius melanostomus* (Pallas): A review of European and North American literature. Illinois Natural History Survey and Illinois-Indiana Sea Grant Program: 76 S.
- Dubs, D.O.L. & Corkum, L.D. (1996): Behavioral interactions between Round Gobies (*Neogobius melanostomus*) and Mottled Sculpins (*Cottus bairdi*). *J. Great Lakes Res.* 22: 838-844.
- Harka, Á. & Bíró, P. (2007): New patterns in danubian distribution of ponto-caspian gobies - A result of global climatic change and/or canalization? *Electronic Journal of Ichthyology* 1: 1-14.
- Kalchhauser, I., Mutzner, P., Hirsch, P.E. & Burkhardt-Holm, P. (2013): Arrival of round goby *Neogobius melanostomus* (Pallas, 1814) and bighead goby *Ponticola kessleri* (Günther, 1861) in the High Rhine (Switzerland). *BiolInvasions Records* 2: 79-83.
- Kottelat, M. & Freyhof, J. (2007): Handbook of European freshwater fishes. Publications Kottelat, Cornol: 646 S.
- Schwartz, F.J. (1981): World literature to fish hybrids with an analysis by family, species, and hybrid: Supplement 1. NOAA Technical Report NMFS SSRF-750: 507 S.
- Seifert, K. & Hartmann, F. (2000): Die Kesslergrundel (*Neogobius kessleri* Günther 1861), eine neue Fischart in der deutschen Donau. *Lauterbornia* 38: 105-108.
- Stemmer, B. (2008): Flussgrundel im Rhein-Gewässersystem: Vierte neue Grundelart im nordrhein-westfälischen Rhein nachgewiesen. *Natur in NRW* 4/08: 57-60.
- Števo, B. & Kováč, V. (2013): Do invasive bighead goby *Neogobius kessleri* and round goby *N. melanostomus* (Teleostei, Gobiidae) compete for food? *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 410, 08: 15 S.
- Van Kessel, N., Dorenbosch, M. & Spikmans, F. (2009): First record of Pontian monkey goby, *Neogobius fluviatilis* (Pallas, 1814), in the Dutch Rhine. *Aquatic Invasions* 4: 421-424.
- Van Kessel, N., Dorenbosch, M., De Boer, M.R.M., Leuven, R.S.E.W. & Van der Velde, G. (2011): Competition for shelter between four invasive gobiids and two native benthic fish species. *Current Zoology* 57: 844-851.
- Wiesner, C., Wolter, C., Rabitsch, W. & Nehring, S. (2010): Gebietsfremde Fische in Deutschland und Österreich und mögliche Auswirkungen des Klimawandels. BfN-Skripten 279: 192 S.

Bearbeitung und Prüfung

Stefan Nehring, Wolfgang Rabitsch & Christian Wolter
2010-10-04, aktualisiert 2015-04-30

Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung

Proterorhinus semilunaris – Marmorierte Grundel

Systematik und Nomenklatur:	<i>Proterorhinus semilunaris</i> (Heckel, 1837) Marmorierte Grundel Synonyme: In Europa oftmals mit <i>Proterorhinus marmoratus</i> verwechselt, die jedoch kein Süßwasser besiedelt (Kottelat & Freyhof 2007). Pisces, Gobiidae
Lebensraum:	Süßwasser
Status:	Etabliert
Ursprüngliches Areal:	Südosteuropa <i>Gilt in Österreich (Donau) als heimische Art (Harka 1990).</i>
Einführungsweise:	Unabsichtlich
Einfuhrvektoren:	Transport entlang von Wasserstraßen
Ersteinbringung:	-
Erstnachweis:	1997 <i>Überbrückte 1997 erstmals die europäische Hauptwasserscheide und erreichte durch den Main-Donau-Kanal das Rheineinzugsgebiet (von Landwüst 2006). Bereits 1985 bei Vilshofen in der Donau nachgewiesen (Stemmer 2008); gilt für Deutschland nicht als Erstnachweis als gebietsfremde Art, da natürliche Arealerweiterung nicht auszuschließen ist (vgl. Harka 1990).</i>

Einstufungsergebnis: Potenziell invasive Art – Handlungsliste

A) Gefährdung der Biodiversität

Vergebene Wertstufe

Interspezifische Konkurrenz

Begründete Annahme

*Verdrängt in Laborexperimenten heimische Stachelgroppe (*Cottus perifretum*, gelistet in Anhang II der FFH-Richtlinie) aus Versteck- und Ruheplätzen (Van Kessel et al. 2011). Eine Gefährdung heimischer Arten wird angenommen.*

Prädation und Herbivorie

Unbekannt

Bei hohen Abundanzen ist mit Räuberdruck auf Fischnährtiere, Jungfische und Fischlaich zu rechnen (Pinchuk et al. 2004). Ob eine Gefährdung heimischer Arten besteht, ist unbekannt.

Hybridisierung

Nein

Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.

Krankheits- und Organismenübertragung

Unbekannt

Parasiten und Pathogene vorhanden, eine Übertragung auf andere Arten kann nicht ausgeschlossen werden (Kritscher 1979). Ob eine Gefährdung heimischer Arten besteht, ist unbekannt.

Negative ökosystemare Auswirkungen

Nein

Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.

B) Zusatzkriterien

Aktuelle Verbreitung

Kleinräumig

In Deutschland bisher vereinzelte Vorkommen in Main, Mosel und Rhein (Schadt 2000, von Landwüst 2006, Stemmer 2008), Vorkommen in angrenzenden Ländern (Belgien, Frankreich, Niederlande, Polen, Grabowska et al. 2008, Cammaertz et al. 2012), eine weitere Ausbreitung über das Wasserstraßennetz ist in den kommenden Jahren zu erwarten (Wiesner et al. 2010),

Maßnahmen

Vorhanden

Mechanische Bekämpfung (vollständige Beseitigung in einem Gewässer wohl nur durch Trockenlegung möglich, Wiesner et al. 2010), Verhinderung absichtlicher Ausbringung, Sonstiges (Errichtung von Ökosperrern in Kanälen).

C) Biologisch-ökologische Zusatzkriterien

Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen

Ja

In Österreich am Gewässergrund von größeren Flüssen und Seen, in Altarmen und Teichen (Ahnelt 1988, 1989).

Reproduktionspotenzial

Hoch

Geschlechtsreife nach 1-2 Jahren (Kottelat & Freyhof 2007).

Ausbreitungspotenzial

Hoch

Vor allem passive Ausbreitung durch Drift oder Verschleppung durch Schiffe (Wiesner et al. 2010).

Aktueller Ausbreitungsverlauf

Expansiv

Innerhalb weniger Jahre Ausbreitung im Main, stromauf in Mosel sowie stromauf und stromab im Rhein, hat bereits 2002 das Rheindelta in den Niederlanden erreicht (z.B. Schadt 2000, von Landwüst 2006, Kottelat & Freyhof 2007, Stemmer 2008).

Monopolisierung von Ressourcen

Nein

Förderung durch Klimawandel

Ja

Nach Harka & Bíró (2007) gilt die Art als wärmeliebend, positive Effekte durch Klimawandel sind wahrscheinlich.

D) Ergänzende Angaben

Negative ökonomische Auswirkungen

Unbekannt

Positive ökonomische Auswirkungen

Unbekannt

Negative gesundheitliche Auswirkungen

Keine

Wissenslücken und Forschungsbedarf

Ja

Auswirkungen gegenüber Umwelt sollten überprüft werden.

Anmerkungen: Bewertungsmethode nach BfN-Skripten 401. Zur gegenwärtigen taxonomischen Situation, die nicht zufriedenstellend geklärt ist, siehe Stepien & Tumeo (2006) und Kottelat & Freyhof (2007).

Quellen

- Ahnelt, H. (1988): Zum Vorkommen der Marmorierten Grundel (*Proterorhinus marmoratus* (PALLAS), Pisces: Gobiidae) in Österreich. Ann. Naturhist. Mus. Wien 90: 31-42.
- Ahnelt, H. (1989): Die Marmorierte Grundel (*Proterorhinus marmoratus* (PALLAS); Pisces: Gobiidae) – ein postglazialer Einwanderer. Österr. Fischerei 42: 11-14.
- Cammaerts, R., Spikmans, F., van Kessel, N., Verreycken, H., Chérot, F., Demol, T. & Richez, S. (2012): Colonization of the Border Meuse area (The Netherlands and Belgium) by the non-native western tubenose goby *Proterorhinus semilunaris* (Heckel, 1837) (Teleostei, Gobiidae). Aquatic Invasions 7: 251-258.
- Grabowska, J., Pietraszewski, D. & Ondračková, M. (2008): Tubenose goby *Proterorhinus marmoratus* (Pallas, 1814) has joined three other Ponto-Caspian gobies in the Vistula River (Poland). Aquatic Invasions 3: 261-265.
- Harka, Á. (1990): Zusätzliche Verbreitungsgebiete der Marmorierten Grundel (*Proterorhinus marmoratus* Pallas) in Mitteleuropa. Österr. Fischerei 43: 262-265.
- Harka, Á. & Bíró, P. (2007): New patterns in danubian distribution of ponto-caspian gobies - A result of global climatic change and/or canalization? Electronic Journal of Ichthyology 1: 1-14.
- Kottelat, M. & Freyhof, J. (2007): Handbook of European freshwater fishes. Publications Kottelat, Cornol: 646 S.
- Kritscher, E. (1973): Die Fische des Neusiedlersees und ihre Parasiten. V. Trematoda: Digena. Annalen des Naturhistorischen Museum Wien 77: 289-297.
- Pinchuk, V.I., Vasil'eva, E.D., Vasil'ev, V.P. & Miller, P.J. (2004): *Proterorhinus marmoratus* (Pallas, 1814). In: Miller, P.J. (Ed.), The Freshwater Fishes of Europe, Vol. 8 /II, Gobiidae 2. Aula, Wiebelsheim: 72-93.
- Schadt, J. (2000): Neue Fischart im Main entdeckt: Marmorierte Grundel (*Proterorhinus marmoratus*). Fischer & Teichwirt 51: 217-218.
- Stemmer, B. (2008): Flussgrundel im Rhein-Gewässersystem: Vierte neue Grundelart im nordrhein-westfälischen Rhein nachgewiesen. Natur in NRW 4/08: 57-60.
- Stepien, C.A. & Tumeo, M.A. (2006): Invasion genetics of Ponto-Caspian gobies in the Great Lakes: a 'cryptic' species, absence of founder effects, and comparative risk analysis. Biol. Invasions 8: 61-78.
- Van Kessel, N., Dorenbosch, M., De Boer, M.R.M., Leuven, R.S.E.W. & Van der Velde, G. (2011): Competition for shelter between four invasive gobiids and two native benthic fish species. Current Zoology 57: 844-851.
- Von Landwüst, C. (2006): Expansion of *Proterorhinus marmoratus* (Teleostei, Gobiidae) into the River Moselle (Germany). Folia Zool. 55: 107-111.
- Wiesner, C., Wolter, C., Rabitsch, W. & Nehring, S. (2010): Gebietsfremde Fische in Deutschland und Österreich und mögliche Auswirkungen des Klimawandels. BfN-Skripten 279: 192 S.

Bearbeitung und Prüfung

Wolfgang Rabitsch & Stefan Nehring
2010-10-12, aktualisiert 2015-04-30

Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung

Pseudorasbora parva – Blaubandbärbling

Systematik und Nomenklatur:	<i>Pseudorasbora parva</i> (Temminck & Schlegel, 1846) Blaubandbärbling Synonyme: <i>Leuciscus parvus</i> ; Pseudokeilfleckbarbe, Amurbärbling Pisces, Cyprinidae
Lebensraum:	Süßwasser
Status:	Etabliert
Ursprüngliches Areal:	China, Ostasien
Einführungsweise:	Unabsichtlich
Einfuhrvektoren:	Aquakultur, Fischerei, Zierhandel
Ersteinbringung:	1964-1983 <i>Vermutlich zeitgleich mit der Einfuhr von Graskarpfen unabsichtlich erstmals nach Deutschland in Teichwirtschaften gelangt (zwischen 1964 und Anfang 1980er Jahre) (vgl. Welcomme 1988, Arnold 1990). Seit Anfang/Mitte der 1980er Jahre als Besatz-, Futter-, Aquarien- und Köderfisch bei deutschen Teichwirten im Angebot (Stein & Herl 1986).</i>
Erstnachweis:	1984 <i>Fang eines Jungfisches sowie von 17 vermutlich vorjährigen Exemplaren Ende September 1984 in der Weißen Elster bei Wünschendorf, 12 Exemplare wurden anschließend wieder ausgesetzt (Arnold 1985).</i>

Einstufungsergebnis: Potenziell invasive Art – Handlungsliste

A) Gefährdung der Biodiversität

Vergebene Wertstufe

Interspezifische Konkurrenz

Begründete Annahme

Hohe Bestandsdichten bedingen Nahrungskonkurrenz gegenüber heimischen Fischen (Wolfram-Wais et al. 1999, Britton et al. 2010c). Eine Gefährdung heimischer Arten wird angenommen.

Prädation und Herbivorie

Begründete Annahme

Hohe Bestandsdichten bedingen starke Prädation auf Zooplankton, Invertebraten und Fischlaich (Wolfram-Wais et al. 1999). Eine Gefährdung heimischer Arten wird angenommen.

Hybridisierung

Nein

Hybridisierung im Labor mit anderen asiatischen Arten (Schwartz 1981). Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.

Krankheits- und Organismenübertragung

Begründete Annahme

*Protozoische Parasiten vorhanden (Banareescu 1999), Hinweis von Gozlan et al. (2005) auf die Übertragung des für Fische extrem gefährlichen Pathogens *Sphaerothecum destruens* ist bisher nicht verifiziert. Eine Gefährdung heimischer Arten wird angenommen.*

Negative ökosystemare Auswirkungen

Begründete Annahme

Hohe Bestandsdichten bedingen Veränderungen von Nahrungsbeziehungen und Sukzessionsabläufen (Britton et al. 2010c). Eine Gefährdung heimischer Arten wird angenommen.

B) Zusatzkriterien

Aktuelle Verbreitung

Großräumig

In fast allen Bundesländern nachgewiesen (Wiesner et al. 2010).

Maßnahmen

Vorhanden

Mechanische Bekämpfung (Entnahme aus der Natur; vollständige Beseitigung in einem Gewässer wohl nur durch Trockenlegung möglich, Wiesner et al. 2010), Chemische Bekämpfung (Britton et al. 2010b), Verhinderung absichtlicher Ausbringung, Sonstiges (Öffentlichkeitsarbeit).

C) Biologisch-ökologische Zusatzkriterien

Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen

Ja

Kleine Fließgewässer, Altwässer (Füllner et al. 2005).

Reproduktionspotenzial

Hoch

Geschlechtsreife nach 1 Jahr (Kottelat & Freyhof 2007).

Ausbreitungspotenzial

Hoch

Ausbreitungspotenzial hoch in Fließgewässern, gering in Stillgewässern, Unterstützung durch un-

genehmigte Besatzmaßnahmen, Mischbesatz (Wiesner et al. 2010), im Handel verfügbar.

Aktueller Ausbreitungsverlauf

Expansiv

Kontinuierliche Ausbreitung feststellbar (Wiesner et al. 2010), in Sachsen insbesondere in Gewässern, die mit Fischzuchtanlagen (insbesondere Karpfen) in Verbindung stehen (Füllner et al. 2005).

Monopolisierung von Ressourcen

Unbekannt

Teilweise sehr hohe Bestandsdichten (Wolfram & Mikschi 2002, Britton et al. 2010c), die Auswirkungen auf Ressourcen haben könnten.

Förderung durch Klimawandel

Ja

Die Art bevorzugt wärmere Gewässer (Arnold 1990, Britton et al. 2010a).

D) Ergänzende Angaben

Negative ökonomische Auswirkungen

Ja

Fischerei (Oberle 2004, Füllner et al. 2005).

Positive ökonomische Auswirkungen

Keine

Negative gesundheitliche Auswirkungen

Keine

Wissenslücken und Forschungsbedarf

Ja

Auswirkungen gegenüber Umwelt und speziell gegenüber heimischen Fischen sollten überprüft werden.

Anmerkung: Bewertungsmethode nach BfN-Skripten 401.

Quellen

- Arnold, A. (1985): *Pseudorasbora parva* (Schlegel 1842) nun auch in der DDR! Z. Binnenfisch. DDR 32: 182-183.
- Arnold, A. (1990): Eingebürgerte Fischarten. Die Neue Brehm Bücherei 602: 144 S.
- Banarescu, P.M. (1999): *Pseudorasbora parva* (Temminck et Schlegel 1846). In: Banarescu, P.M. (Ed.), The Freshwater Fishes of Europe, Vol. 5/I, Cyprinidae 2/I. Aula, Wiebelsheim: 207-224.
- Britton, J.R., Cucherousset, J., Davies, G.D., Godard, M. & Copp, G.H. (2010a): Non-native fishes and climate change: predicting species responses to warming temperatures in a temperate region. *Freshwater Biol.* 55: 1130-1141.
- Britton, J.R., Davies, G.D. & Brazier, M. (2010b): Towards the successful control of the invasive *Pseudorasbora parva* in the UK. *Biol. Invasions* 12: 125-131.
- Britton, J.R., Davies, G.D. & Harrod, C. (2010c): Trophic interactions and consequent impacts of the invasive fish *Pseudorasbora parva* in a native aquatic foodweb: a field investigation in the UK. *Biol. Invasions* 12: 1533-1542.
- Füllner, G., Pfeiffer, M. & Zarske, A. (2005): Atlas der Fische Sachsens. Geschichte, Verbreitung, Gefährdung, Schutz. Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, Dresden: 351 S.
- Gozlan, R.E., St-Hilaire, S., Feist, S.W., Martin, P. & Kent, M.L. (2005): Disease threat to European fish. *Nature* 435: 1046.
- Kottelat, M. & Freyhof, J. (2007): Handbook of European Freshwater Fishes. Publications Kottelat, Cornol: 646 S.
- Oberle, M. (2004): Starkes Auftreten von Blaubandbärblingen vermindert den Ertrag in Karpfenteichen. *Österr. Fischerei* 57: 99.
- Schwartz, F.J. (1981): World literature to fish hybrids with an analysis by family, species, and hybrid: Supplement 1. NOAA Technical Report NMFS SSRF-750: 507 S.
- Stein, H. & Herl, O. (1986): *Pseudorasbora parva* – eine neue Art der mitteleuropäischen Fischfauna. *Der Fischwirt* 36: 1-2.
- Welcomme, R.L. (1988): International introductions of inland aquatic species. FAO Fisheries Technical Paper 294: 318 S.
- Wiesner, C., Wolter, C., Rabitsch, W. & Nehring, S. (2010): Gebietsfremde Fische in Deutschland und Österreich und mögliche Auswirkungen des Klimawandels. BfN-Skripten 279: 192 S.
- Wolfram, G. & Mikschi, E. (2002): Rote Liste der gefährdeten Neunaugen und Fische des Burgenlandes. Studie im Auftrag der Burgenländischen Landesregierung: 75 S., Anhang.
- Wolfram-Wais, A., Wolfram, G., Auer, B., Mikschi, E. & Hain, A. (1999): Feeding habits of two introduced fish species (*Pseudorasbora parva*, *Lepomis gibbosus*) in Neusiedler See (Austria), with special reference to chironomid larvae (Diptera: Chironomidae). *Hydrobiologia* 408/409: 123-129.

Bearbeitung und Prüfung

Stefan Nehring, Wolfgang Rabitsch & Christian Wolter
2010-10-04, aktualisiert 2015-04-30

Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung

Salvelinus fontinalis – Bachsaibling

Systematik und Nomenklatur:	<i>Salvelinus fontinalis</i> (Mitchill, 1814) Bachsaibling Synonyme: <i>Salmo fontinalis</i> Pisces, Salmonidae
Lebensraum:	Süßwasser
Status:	Etabliert
Ursprüngliches Areal:	Nordöstliche USA, Südöstliche USA
Einführungsweise:	Absichtlich
Einfuhrvektoren:	Fischerei, Aquakultur, Tierpark
Ersteinbringung:	1879 <i>Im Januar 1879 wurden erstmals befruchtete Eier aus den USA importiert (von Behr 1882).</i>
Erstnachweis:	1882 <i>1882 wurden rund 400 in der Zuchtanstalt Starnberg erbrütete Jungfische in einem subalpinen Bach in Oberbayern ausgesetzt (Anonym 1883).</i>

Einstufungsergebnis: Potenziell invasive Art – Handlungsliste

<u>A) Gefährdung der Biodiversität</u>	<u>Vergebene Wertstufe</u>
Interspezifische Konkurrenz <i>Habitat- und Nahrungskonkurrenz gegenüber heimischer Bachforelle (<i>Salmo trutta</i>) vermutet (Österreich, Honsig-Erlenburg & Petutschnig 2002), zeitgleiche Laichaktivität verbunden mit Überlaichen bedingt Einbußen bei bereits abgelegten Eiern heimischer Salmoniden (Cucherousset et al. 2008). Eine Gefährdung heimischer Arten wird angenommen.</i>	Begründete Annahme
Prädation und Herbivorie <i>Bei hohen Abundanzen ist mit Prädationsdruck auf Fischnährtiere, Jungfische und Amphibien zu rechnen (Bechara et al. 1992, McLaughlan et al. 2014). Ob eine Gefährdung heimischer Arten besteht, ist unbekannt.</i>	Unbekannt
Hybridisierung <i>Es existieren Kreuzungen mit Bachforellen („Tigerfische“) und Seesaibling („Elsässer Saibling“, „Splake“) meist unklarer Herkunft (Besatz oder Naturaufkommen) (Waterstraat et al. 2002). Diese sind steril und werden nicht als Gefährdung heimischer Arten gewertet.</i>	Nein
Krankheits- und Organismenübertragung <i>Parasiten und Pathogene vorhanden, eine Übertragung auf andere Arten kann nicht ausgeschlossen werden (Williams et al. 1992). Ob eine Gefährdung heimischer Arten besteht, ist unbekannt.</i>	Unbekannt
Negative ökosystemare Auswirkungen <i>Im Gegensatz zur heimischen Bachforelle kein Wirtstier für die heimische Flussperlmuschel (<i>Margaritifera margaritifera</i>, gelistet in Anhang II und IV der FFH-Richtlinie) (McLaughlan et al. 2014). Einflüsse auf Nahrungsbeziehungen (Förderung kleiner Insekten zu Ungunsten großer Insekten, McLaughlan et al. 2014). Eine Gefährdung heimischer Arten wird angenommen.</i>	Begründete Annahme
<u>B) Zusatzkriterien</u>	
Aktuelle Verbreitung <i>In fast allen Bundesländern nachgewiesen, Schwerpunkt der Verbreitung liegt in Baden-Württemberg, Bayern und Sachsen (Wiesner et al. 2010).</i>	Großräumig
Maßnahmen <i>Mechanische Bekämpfung (Entnahme aus der Natur; vollständige Beseitigung kleiner sich selbst reproduzierender Bestände durch Fang erscheint möglich, Wiesner et al. 2010), Verhinderung absichtlicher Ausbringung (besonders in ökologisch wertvollen Gewässern mit vitalen Vorkommen der Bachforelle), Sonstiges (Öffentlichkeitsarbeit).</i>	Vorhanden
<u>C) Biologisch-ökologische Zusatzkriterien</u>	
Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen <i>Besatz in Fließgewässern der Forellenregion (Dußling & Berg 2001, Leuner et al. 2000).</i>	Ja

Reproduktionspotenzial <i>Geschlechtsreife nach 1-4 Jahren (Kottelat & Freyhof 2007).</i>	Hoch
Ausbreitungspotenzial <i>Ausbreitungspotenzial hoch in Fließgewässern, gering in Stillgewässern, Unterstützung durch Besatzmaßnahmen (Wiesner et al. 2010).</i>	Hoch
Aktueller Ausbreitungsverlauf <i>Momentan keine eindeutige Tendenz erkennbar. Aufgrund der vielerorts verbesserten Wasserqualität wird jedoch mit einer Zunahme der Vorkommen gerechnet, da sich immer mehr Gewässer für eine Bewirtschaftung mit dieser fischereilich sehr geschätzten Art eignen (Füllner et al. 2005).</i>	Stabil
Monopolisierung von Ressourcen <i>Hohe Bestandsdichten könnten Auswirkungen auf Ressourcen besitzen.</i>	Unbekannt
Förderung durch Klimawandel <i>Eine Förderung durch Klimawandel ist nicht zu erwarten (Britton et al. 2010).</i>	Nein

D) Ergänzende Angaben

Negative ökonomische Auswirkungen	Keine
Positive ökonomische Auswirkungen <i>Aquakultur, Fischerei (Füllner et al. 2005).</i>	Ja
Negative gesundheitliche Auswirkungen	Keine
Wissenslücken und Forschungsbedarf <i>Auswirkungen gegenüber heimischen Salmoniden und Muscheln sollten überprüft werden.</i>	Ja

Anmerkung: Bewertungsmethode nach BfN-Skripten 401.

Quellen

- Anonym (1883): Amerikanische Salmoniden in Deutschland. Allgemeine Fischerei-Zeitung 8: 90-91.
- Bechara, J.A., Moreau, G. & Planas, D. (1992): Top-down effects of brook trout *Salvelinus fontinalis* in a boreal forest stream. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 49: 2093-2103.
- Britton, J.R., Cucherousset, J., Davies, G.D., Godard, M. & Copp, G.H. (2010): Non-native fishes and climate change: predicting species responses to warming temperatures in a temperate region. Freshwater Biol. 55: 1130-1141.
- Cucherousset, J., Aymes, J.C., Poulet, N., Santoul, F. & Cereghino, R. (2008): Do native brown trout and nonnative brook trout interact reproductively? Naturwissenschaften 95: 647-654.
- Dußling, U. & Berg, R. (2001): Fische in Baden-Württemberg. Ministerium für Ernährung und Ländlichen Raum Baden-Württemberg, Stuttgart: 176 S.
- Honsig-Erlenburg, W. & Petutschnig, W. (2002): Fische, Neunaugen, Flusskrebse, Großmuscheln. Sonderreihe Des Naturwissenschaftlichen Vereins Für Kärnten, Klagenfurt: 257 S.
- Kottelat, M. & Freyhof, J. (2007): Handbook of European freshwater fishes. Publications Kottelat, Cornol: 646 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.
- McLaughlan, C., Gallardo, B. & Aldridge, D.C. (2014): How complete is our knowledge of the ecosystem services impacts of Europe's top 10 invasive species? Acta Oecologica 54: 119-130.
- Von Behr, F. (1882): Fünf amerikanische Salmoniden in Deutschland. Circulare des Deutschen Fischereivereins: 209-215.
- Waterstraat, A., Krappe, M., Debus, I. & Börs, A. (2002): Ausmaß und Folgen des fischereilichen Besatzes für natürliche und naturnahe Biozönosen. BfN-Skripten 65: 136 S.
- Wiesner, C., Wolter, C., Rabitsch, W. & Nehring, S. (2010): Gebietsfremde Fische in Deutschland und Österreich und mögliche Auswirkungen des Klimawandels. BfN-Skripten 279: 192 S.
- Williams, H.H., MacKenzie, K. & McCarthy, A.M. (1992): Parasites as biological indicators of the population biology, migrations, diet, and phylogenetics of fish. Rev. Fish Biol. Fish. 2: 144-176.

Bearbeitung und Prüfung

Wolfgang Rabitsch & Stefan Nehring
2010-10-12, aktualisiert 2015-04-30

Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung

Salvelinus namaycush – Amerikanischer Seesaibling

Systematik und Nomenklatur:	<i>Salvelinus namaycush</i> (Walbaum, 1792) Amerikanischer Seesaibling Synonyme: <i>Salmo namaycush</i> ; Amerikanische Seeforelle, Kanadasaibling, Namaycush, Stutzersaibling Pisces, Salmonidae
Lebensraum:	Süßwasser
Status:	Unbeständig
Ursprüngliches Areal:	Subarktisches Amerika, Westliches Kanada, Östliches Kanada, Nordöstliche USA
Einführungsweise:	Absichtlich
Einfuhrvektoren:	Fischerei, Aquakultur
Ersteinbringung:	1883 <i>1883 erstmals aus den USA importiert (Anonym 1883). Bis 1885 umfasste der Import insgesamt 72.500 befruchtete Eier (von dem Borne 1890).</i>
Erstnachweis:	1883 <i>1883 erfolgten Besatzmaßnahmen mit 10.000 Brütlingen im Walchensee und mit 2.000 Brütlingen im Kesselsee bei Wasserburg am Inn (Schmid 1969).</i>

Einstufungsergebnis: Potenziell invasive Art – Handlungsliste

<u>A) Gefährdung der Biodiversität</u>	<u>Vergebene Wertstufe</u>
Interspezifische Konkurrenz <i>Habitat- und Nahrungskonkurrenz gegenüber nordamerikanischen Salmoniden (USA, Fuller 2006). Eine Gefährdung heimischer Arten (speziell Bachforelle, <i>Salma trutta</i>) wird angenommen.</i>	Begründete Annahme
Prädation und Herbivorie <i>Bei hohen Abundanzen ist mit Prädationsdruck auf Fischnährtiere, Jungfische und Amphibien zu rechnen (USA, Fuller 2006). Ob eine Gefährdung heimischer Arten besteht, ist unbekannt.</i>	Unbekannt
Hybridisierung <i>Hybridisiert mit anderen Salmoniden, z.B. mit dem nordamerikanischen Bachsaibling (<i>S. fontinalis</i>) (Schwartz 1981). Ob eine Gefährdung heimischer Arten (Bachforelle, Seesaibling) besteht, ist unbekannt.</i>	Unbekannt
Krankheits- und Organismenübertragung <i>Parasiten und Pathogene vorhanden, eine Übertragung auf andere Arten kann nicht ausgeschlossen werden (Reichenbach-Klinke 1974). Ob eine Gefährdung heimischer Arten besteht, ist unbekannt.</i>	Unbekannt
Negative ökosystemare Auswirkungen <i>Im Gegensatz zur heimischen Bachforelle kein Wirtstier für die heimische Flussperlmuschel (<i>Margaritifera margaritifera</i>, gelistet in Anhang II und IV der FFH-Richtlinie). Eine Gefährdung heimischer Arten wird angenommen.</i>	Begründete Annahme
<u>B) Zusatzkriterien</u>	
Aktuelle Verbreitung <i>In Deutschland wiederholte Nachweise vorhanden (z.B. 1986 ein Fang und 2001 drei Fänge in der Ruhr und Nebenflüssen), die wahrscheinlich mit Besatzmaßnahmen in Zusammenhang stehen (Breyer pers. Mitt), Vorkommen in angrenzenden Ländern (etabliert in Österreich und in der Schweiz, Nachweise in Dänemark, in Tschechien offensichtlich erloschen, Dönni & Freyhof 2002, Mikschi 2005, NOBANIS 2014).</i>	Kleinräumig
Maßnahmen <i>Mechanische Bekämpfung (vollständige Beseitigung kleiner sich selbst reproduzierender Bestände durch Fang erscheint möglich), Verhinderung absichtlicher Ausbringung (besonders in ökologisch wertvollen Gewässern mit vitalen Vorkommen der Bachforelle), Sonstiges (Öffentlichkeitsarbeit).</i>	Vorhanden

C) Biologisch-ökologische Zusatzkriterien

Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich

wertvollen Lebensräumen	Ja
<i>Kommt lokal in alpinen Speicherseen und Stauseen, aber auch in naturnahen Seen vor (Kottelat & Freyhof 2007).</i>	
Reproduktionspotenzial	Gering
<i>Geschlechtsreife nach 6-7 Jahren (Kottelat & Freyhof 2007).</i>	
Ausbreitungspotenzial	Hoch
<i>Ausbreitungspotenzial hoch in Fließgewässern, gering in Stillgewässern, Unterstützung durch Besatzmaßnahmen (Wiesner et al. 2010).</i>	
Aktueller Ausbreitungsverlauf	Stabil
<i>Derzeit sind die seltenen Nachweise in Deutschland vom Besatz abhängig, im restlichen Europa momentan keine eindeutige Tendenz erkennbar (u.a. Österreich, Mikschi 2005; Schweden, Anonym 2007; Schweiz, Dönni & Freyhof 2002).</i>	
Monopolisierung von Ressourcen	Nein
Förderung durch Klimawandel	Nein
<i>Kaltwasser-Fischart, die Wassertemperaturen um 10 °C bevorzugt (Kottelat & Freyhof 2007).</i>	

D) Ergänzende Angaben

Negative ökonomische Auswirkungen	Keine
Positive ökonomische Auswirkungen	Ja
<i>Aquakultur, Fischerei.</i>	
Negative gesundheitliche Auswirkungen	Ja
<i>Wirt für den Fischbandwurm <i>Diphyllbothrium latum</i> (Reichenbach-Klinke 1974).</i>	
Wissenslücken und Forschungsbedarf	Ja
<i>Mögliche Auswirkungen auf heimische Arten, insbesondere auf <i>Coregonen</i> und <i>Salvelinus umbla</i> in Alpenseen sowie auf Muscheln, sollten untersucht werden.</i>	

Anmerkungen: Bewertungsmethode nach BfN-Skripten 401.

Quellen

- Anonym (1883): Circular des deutschen Fischerei-Vereins. Allgemeine Fischerei-Zeitung 8: 83.
- Anonym (2007): Lake trout [lake char(r)] (*Salvelinus namaycush*). http://www.frammandearter.se/0/2english/pdf/Salvelinus_namaycush.pdf
- Dönni, W. & Freyhof, J. (2002): Einwanderungen von Fischarten in die Schweiz, Rheineinzugsgebiet. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Mitteilungen zur Fischerei 72: 89 S.
- Fuller, P. (2006): *Salvelinus namaycush*. USGS Nonindigenous Aquatic Species Database, Gainesville, FL, <http://nas.er.usgs.gov/queries/FactSheet.asp?speciesID=942> Revision Date: 4/21/2006
- Kottelat, M. & Freyhof, J. (2007): Handbook of European freshwater fishes. Publications Kottelat, Cornol: 646 S.
- Mikschi, E. (2005): Fische. In: Wallner, R.M. (Hrsg.), Aliens. Neobiota in Österreich. Grüne Reihe 15: 133-147.
- NOBANIS (2014): *Salvelinus namaycush*. European Network on Invasive Alien Species (NOBANIS), <http://www.nobanis.org/speciesInfo.asp?taxaID=701>
- Reichenbach-Klinke, H.-H. (1974): Gefahr durch fremdländische Fische? AFZ Fischwaid 99: 424.
- Schmid, J. (1969): Zur Einbürgerung fremder Fischarten in Oberbayern. Allgemeine Fischerei-Zeitung 94: 447-449.
- Schwartz, F.J. (1981): World literature to fish hybrids with an analysis by family, species, and hybrid: Supplement 1. NOAA Technical Report NMFS SSRF-750: 507 S.
- Wiesner, C., Wolter, C., Rabitsch, W. & Nehring, S. (2010): Gebietsfremde Fische in Deutschland und Österreich und mögliche Auswirkungen des Klimawandels. BfN-Skripten 279: 192 S.
- Von dem Borne, M. (1890): Sechs amerikanische Salmoniden in Europa. Neumann, Neudamm: 38 S.

Bearbeitung und Prüfung

Wolfgang Rabitsch & Stefan Nehring
2010-10-12, aktualisiert 2015-04-30

Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung

Sander volgensis – Wolgazander

Systematik und Nomenklatur:	<i>Sander volgensis</i> (Gmelin, 1788) Wolgazander Synonyme: <i>Lucioperca volgensis</i> , <i>Stizostedion volgensis</i> , <i>S. volgensis</i> ; Berschik, Steinschill, Wolgaschill Pisces, Percidae
Lebensraum:	Süßwasser
Status:	Unbeständig
Ursprüngliches Areal:	Südosteuropa, Osteuropa <i>Gilt in Österreich (Donau bis Wien) als heimische Art (Spindler 1997).</i>
Einführungsweise:	Absichtlich
Einfuhrvektoren:	Zierhandel, Fischerei
Ersteinbringung:	1968-1995 <i>Wahrscheinlich seit Jahrzehnten im Zier- und Besatzhandel verfügbar (vgl. Baensch & Riehl 1995, Sterba 1968).</i>
Erstnachweis:	2010 <i>Die ersten Wolgazander wurden im Sommer 2010 im Mittellandkanal westlich von Wolfsburg (Niedersachsen) nachgewiesen (LSFV Nds 2012, Nds. Landtag 2013). Die Herkunft dieser Fische ist unklar, basiert aber sehr wahrscheinlich auf illegalen Besatzmaßnahmen (LSFV Nds 2012, Nds. Landtag 2013).</i>

Einstufungsergebnis: Potenziell invasive Art – Handlungsliste

A) Gefährdung der Biodiversität

Vergebene Wertstufe

Interspezifische Konkurrenz

Nein

Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.

Prädation und Herbivorie

Unbekannt

Larven und juvenile Tiere ernähren sich von Zooplankton, adulte Tiere fressen kleine Fische und benthische Invertebraten (Kottelat & Freyhof 2007). Bei hohen Abundanz ist mit Prädationsdruck zu rechnen. Ob eine Gefährdung heimischer Arten besteht, ist unbekannt.

Hybridisierung

Begründete Annahme

*Bildet im Labor mit dem heimischen Zander (*Sander lucioperca*) fertile Hybriden (Müller et al. 2004, Speziár et al. 2009). In freier Natur liegt bisher nur ein einzelner Nachweis eines Hybriden mit *S. lucioperca* aus dem Plattensee (Ungarn) vor (Müller et al. 2010). Eine Gefährdung der heimischen Fischart wird angenommen.*

Krankheits- und Organismenübertragung

Unbekannt

Parasiten vorhanden, eine Übertragung auf andere Arten kann nicht ausgeschlossen werden (Ungarn, Molnár & Székely 1995). Ob eine Gefährdung heimischer Arten besteht, ist unbekannt.

Negative ökosystemare Auswirkungen

Unbekannt

Durch eine mögliche effizientere Ausnutzung der Futterfischbestände verbunden mit einem insgesamt höheren Raubfischbestand könnte es zu Veränderungen von Nahrungsbeziehungen kommen (Ratschan 2012). Ob eine Gefährdung heimischer Arten besteht, ist unbekannt.

B) Zusatzkriterien

Aktuelle Verbreitung

Kleinräumig

Im Mittellandkanal zwischen Hille (Niedersachsen) und Haldensleben (Sachsen-Anhalt) vorhanden, auch im Elbe-Seitenkanal nachgewiesen (AVEM 2012, Fischfauna-Online 2014, LSFV Nds 2012, Nds. Landtag 2013). In angrenzenden Ländern nur in Österreich und Tschechien vorhanden (Aubrecht et al. 2011, Lusk et al. 2001).

Maßnahmen

Vorhanden

Mechanische Bekämpfung (vollständige Beseitigung in einem Gewässer sehr aufwändig aber möglich, da bisher keine natürliche Reproduktion belegt ist, Nds. Landtag 2013). Verhinderung absichtlicher Ausbringung, Sonstiges (keine zeitlichen Einschränkungen und kein Mindestmaß für Angelfischerei, Nds. Landtag 2013; Öffentlichkeitsarbeit, Errichtung von Ökosperren in Kanälen).

C) Biologisch-ökologische Zusatzkriterien

Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich

wertvollen Lebensräumen <i>Fließgewässer und Seen (Kottelat & Freyhof 2007).</i>	Ja
Reproduktionspotenzial <i>Geschlechtsreife nach 3-4 Jahren (Kottelat & Freyhof 2007).</i>	Gering
Ausbreitungspotenzial <i>Standorttreu, teilweise kurze Laichwanderungen (Kottelat & Freyhof 2007), im Handel verfügbar, kann durch (illegalen) Besatz in neuen Gebieten vorkommen (Nds Landtag 2013).</i>	Hoch
Aktueller Ausbreitungsverlauf <i>Im Mittellandkanal wurden bis 2013 von Angelfischern 114 Fänge gemeldet (Nds. Landtag 2013). Breitet sich in Schifffahrtskanälen aus (LSFV Nds 2012). Breitet sich auch in der Donau oberhalb Wiens in den letzten Jahrzehnten stromauf aus (Aubrecht et al. 2011); könnte in den nächsten Jahren die deutsche Donau erreichen.</i>	Expansiv
Monopolisierung von Ressourcen	Nein
Förderung durch Klimawandel <i>Förderung wird für möglich gehalten (Aubrecht et al. 2011), ist jedoch bisher nicht untersucht.</i>	Unbekannt

D) Ergänzende Angaben

Negative ökonomische Auswirkungen <i>Fischerei (könnte durch Hybridisierung den Fischereierfolg auf Zander reduzieren).</i>	Unbekannt
Positive ökonomische Auswirkungen <i>Fischerei (Umfang einer möglichen Nutzung ist unbekannt, Nds Landtag 2013).</i>	Unbekannt
Negative gesundheitliche Auswirkungen	Keine
Wissenslücken und Forschungsbedarf <i>Auswirkungen gegenüber heimischen Fischen sollten überprüft werden.</i>	Ja

Anmerkung: Bewertungsmethode nach BfN-Skripten 401.

Quellen

- Aubrecht, G., Brader, M., Plass, J., Ratschan, C., Weißmair, W. & Zauner, G. (2011): Liste der Wirbeltiere Oberösterreichs, 6. Fassung. Beitr. Naturk. Oberösterreichs 21: 3-53.
- AVEM (2012): Information für das Beangeln des Mittellandkanals - Zander ist nicht gleich Zander. Angelverein Eichenweiler Magdeburg, Magdeburg: 1 S.
- Baensch, H.A. & Riehl, R. (1995): Aquarien Atlas, Band 4. Mergus, Melle: 864 S.
- Fischfauna-Online (2014): *Sander volgensis* (GMELIN, 1789) - Wolgazander. Digitaler Fischartenatlas, http://fischartenatlas.at/cms2.0/index.php?option=com_biodiversity&task=show&cid=40257&Itemid=75
- Kottelat, M. & Freyhof, J. (2007): Handbook of European Freshwater Fishes. Publications Kottelat, Cornol: 646 S.
- LSFV Nds (2012): Wolgazander (*Sander volgensis*) - Ausbreitung einer Fremdfischart verhindern. Landessportfischerverband Niedersachsen e.V., Hannover: 2 S.
- Lusk, S., Halacka, K., Luskova, V. & Horak V. (2001): Annual dynamics of the fish stock in a backwater of the River Dyje. Regulated Rivers-Research & Management 17: 571-581.
- Molnár, K. & Székely, C. (1995): Parasitological survey of some important fish species in Lake Balaton. Parasit. hung. 28: 63-82.
- Müller, T., Taller, J., Nyitrai, G., Kucska, B., Cernák, I. & Bercsényi, M. (2004): Hybrid of pikeperch (*Sander lucioperca*) and Volga perch (*S. volgense* GMELIN). Aquaculture Res. 35: 915-916.
- Müller, T., Taller, J., Kolics, B., Kovács, B., Urbányi, B. & Specziár, A. (2010): First record of natural hybridization between pikeperch *Sander lucioperca* and Volga pikeperch *S. volgensis*. J. Appl. Ichthyol. 26: 481-484.
- Nds. Landtag (2013): Schwarzmundgrundeln und Wolgazander - Bedrohung für die heimische Fischfauna? Niedersächsischer Landtag, Drucksache 17/720: 4 S.
- Ratschan, C. (2012): Go west: Vom Wolgazander. <http://www.angelfieber.com/go-west-vom-wolgazander/>
- Specziár, A., Bercsényi, M. & Müller, T. (2009): Morphological characteristics of hybrid pikeperch (*Sander lucioperca* x *Sander volgensis* m) (Osteichthyes, Percidae). Acta zool. hung. 55: 39-54.
- Spindler, T. (1997): Fischfauna in Österreich. Umweltbundesamt, Monografien 87: 140 S.
- Sterba, G. (1968): Süßwasserfische aus aller Welt, Band 1 und 2. Urania, Leipzig: 688 S.

Bearbeitung und Prüfung

Stefan Nehring & Wolfgang Rabitsch
2015-04-30

Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertungen für in Deutschland wild lebende gebietsfremde Wirbeltiere

Anhang 1: Artenliste der Archäozoa (Wirbeltiere) in Deutschland

Stefan Nehring¹ & Wolfgang Rabitsch²

¹ Bundesamt für Naturschutz, Bonn

² Umweltbundesamt, Wien

1 EINLEITUNG

Seitdem Menschen neue Gebiete besiedeln und Handel betreiben, überwinden auch Pflanzen, Pilze und Tiere direkt oder indirekt biogeographische Grenzen. Das Jahr 1492 wird dabei als symbolischer Zeitpunkt (Entdeckung Amerikas durch Kolumbus: Historischer Beginn der Neuzeit) gesehen und markiert den Beginn eines umfangreichen interkontinentalen Austauschs von Arten, den sogenannten Neobiota (Crosby 2004, Mann 2013, siehe auch Anhang 2 in diesem Band). Vor dem Jahr 1492 eingeführte oder eingeschleppte und seitdem dauerhaft etablierte Arten werden als Archäobiota bezeichnet (Geiter et al. 2002, Kowarik 2010). Diese stammen größtenteils aus dem vorder- oder zentralasiatischen Raum und umfassen besonders die Kulturfolger aus der Zeit der Neolithischen Revolution (8000 v. Chr. bis 2000 v. Chr.). Traditionsgemäß werden diese alteingebürgerten Arten im Naturschutz den heimischen Arten gleichgestellt.

Im Vergleich zu den in Deutschland nicht natürlicherweise vorkommenden Pflanzen, von denen rund 250 Arten als Archäophyta klassifiziert sind (BfN 2012), sind bei den Wirbeltieren nur acht Archäozoa bekannt. Dieser Unterschied beruht vor allem auf drei Besonderheiten. Vor 5.000 Jahren holten sich die Menschen der Frühsteinzeit nicht nur die bekannten Kulturpflanzen ins Land, vom Getreide bis zu den Obstbäumen, sondern unbeabsichtigt auch eine große Zahl vergesellschafteter Pflanzenarten, die sogenannten Ackerunkräuter, die den Großteil der Archäophyta in Deutschland bilden. 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. So sind auch die Hälfte der acht archäozoischen Wirbeltierarten absichtlich eingeführt worden, die ebenfalls, wie die Archäophyten, größtenteils aus dem vorder- oder zentralasiatischen Raum stammen. 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 freier Natur, die für eine Klassifizierung als Archäozoon erforderlich ist.

Ein klassisches Beispiel für die Schwierigkeit einer Abgrenzung zwischen Archäozoon und Neozoon ist der Jagdfasan (*Phasianus colchius*), 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).

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 heimischen 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). Seit 1936 gilt der Steinsperling in Deutschland als ausgestorben (Südbeck et al. 2009). Im Rahmen der vorliegenden Auswertung (siehe Teil I in diesem Band) als indigene Art gewertet.

Die Übersicht ist nach den taxonomischen Gruppen der Wirbeltiere (Mammalia, Aves, Pisces) gegliedert, für die Archäozoa belegt sind. In einer Tabelle sind alle Arten gruppenweise mit zusammenfassenden Angaben aus den im BfN vorliegenden „Allgemeinen Angaben“ (siehe auch Teil I in diesem Band) aufgeführt. Eine Art (*Petronia petronia*) wird nur namentlich ohne Detailangaben erwähnt, da diese Art vor 1492 natürlich eingewandert und/oder absichtlich eingebracht worden sein könnte. Für jede Tierart gibt es eine spezifische Anmerkung, in der schwerpunktmäßig in kurzer Form der aktuelle Wissensstand zum Vorkommen in Deutschland innerhalb und außerhalb menschlicher Obhut und Pflege dargelegt wird. Ergänzend werden teilweise weitere Hinweise u.a. zu späteren Freisetzungen und zum weiteren Schicksal der Tiere gegeben. Alle zitierten Arbeiten werden im Kapitel „3 Quellen“ bibliographisch aufgeführt.

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 aktuellen Roten Liste Säugetiere Deutschlands als etablierte „heimische“ Art eingestuft (Meinig et al. 2009).

Oryctolagus cuniculus: 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 Amrun und Helgoland häufig (Niethammer 1963, Jessen 1988). Die Abgrenzung zwischen freilebenden und Gattervorkommen ist oft unsicher. In der aktuellen Roten Liste Säugetiere Deutschlands als etablierte „heimische“ Art eingestuft (Meinig et al. 2009).

Rattus rattus: 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 aktuellen Roten Liste Säugetiere Deutschlands als etablierte „heimische“ Art eingestuft (Meinig et al. 2009).

Aves

Columba livia f. domestica: 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 Hausstauben erlassen wurde (Niethammer 1963), ist ein langfristiges dauerhaftes Vorkommen der Art sehr wahrscheinlich. In der aktuellen Roten Liste Brutvögel Deutschlands als etabliertes Neozoon eingestuft (Südbeck et al. 2009), da nach Ansicht der Autoren der Zeitpunkt der Etablierung der „jetzigen“ Populationen unsicher sei (vgl. auch Bauer & Woog 2008).

Passer domesticus: Ursprünglich stammt der Haussperling wahrscheinlich aus den Steppengebieten Südasiens 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 „heimische“ Art eingestuft (Südbeck et al. 2009).

Petronia petronia: Es ist ungeklärt, ob der Steinsperling vor 1492 natürlich eingewandert und/oder absichtlich eingebracht worden ist (siehe Kapitel 1). Die letzte Brut der alten Bestände wurde 1936 in Thüringen dokumentiert (Bäthe 1998). 1958 wurden 35 Exemplare aus Spanien eingeführt. Zwischen Juli 1959 und Mai 1960 wurden insgesamt 19 dieser Vögel südlich von Bonn freigelassen. 1960 kam es zu Freilandbruten, mindestens ein Junges flog aus. Im Februar 1961 konnten noch zwei Vögel festgestellt werden, später waren auch diese verschwunden (Niethammer 1963). In der aktuellen Roten Liste Brutvögel Deutschlands als seit 1936 ausgestorbene „heimische“ Art eingestuft (Südbeck et al. 2009). Im Rahmen der vorliegenden Auswertung (siehe Teil I in diesem Band) als indigene Art gewertet.

Pisces

Cyprinus carpio: 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 (Füllner et al. 2005). 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 aktuellen Roten Liste Fische Deutschlands als etablierte „heimische“ Art eingestuft (Freyhof 2009).

3 QUELLEN

- 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.
- BfN, Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.) (2012): Daten zur Natur 2012. Landwirtschaftsverlag, Münster: 446 S.
- Borkenhagen, P. (2011): Die Säugetiere Schleswig-Holsteins. Husum Druck- und Verlagsgesellschaft, Husum: 664 S.
- Crosby, A.W. (2004) Ecological Imperialism: The Biological Expansion of Europe, 900-1900, 2nd. Ed. Cambridge Univ. Press, Cambridge: 390 S.
- Freyhof, J. (2009): Rote Liste der im Süßwasser reproduzierenden Neunaugen und Fische (Cyclostomata & Pisces). Natursch. Biol. Vielfalt 70(1): 291-316.
- Füllner, G., Pfeiffer, M. & Zarske, A. (2005): Atlas der Fische Sachsens. Geschichte, Verbreitung, Gefährdung, Schutz. Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, Dresden: 351 S.
- Geiter, O., Homma, S. & Kinzelbach, R. (2002): Bestandsaufnahme und Bewertung von Neozoen in Deutschland. Umweltbundesamt, Texte 25/02: 173 S., Anhänge.
- 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. (1997): Die Vögel Baden-Württembergs. Singvögel 2. Ulmer, Stuttgart: 939 S.
- Jessen, H. (1988): Wild und Jagd in Schleswig-Holstein. H. Möller Söhne, Rendsburg: 328 S.
- Kowarik, I. (2010): Biologische Invasionen - Neophyten und Neozoen in Mitteleuropa, 2. Aufl. Stuttgart, Ulmer: 492 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.
- Mann, C.C. (2013): Kolumbus' Erbe: Wie Menschen, Tiere, Pflanzen die Ozeane überquerten und die Welt von heute schufen. Rowohlt, Hamburg: 816 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. Natursch. Biol. Vielfalt 70(1): 115-153.
- 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.
- Südbeck, P., Bauer, H.G., Boschert, M., Boye, P. & Knief, W. (2009): Rote Liste und Gesamtartenliste der Brutvögel (Aves) Deutschlands. Natursch. Biol. Vielfalt 70(1): 159-227.

Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertungen für in Deutschland wild lebende gebietsfremde Wirbeltiere

Anhang 2: Artenliste der Neozoa (Wirbeltiere) in Deutschland

Stefan Nehring¹ & Wolfgang Rabitsch²

¹ Bundesamt für Naturschutz, Bonn

² Umweltbundesamt, Wien

1 EINLEITUNG

Der vorliegende Anhang enthält eine Übersicht über die vom Menschen seit 1492 absichtlich oder unabsichtlich freigesetzten gebietsfremden Wirbeltierarten (Neozoa) in Deutschland. Angesichts des anhaltenden schwunghaften Handels mit inzwischen einer unüberschaubaren Anzahl von Wirbeltierarten dieser Erde ist damit zu rechnen, dass die Übersicht vor allem bzgl. der gebietsfremden Arten, die nur kurzzeitig im Freiland auftauchen, noch deutlich verlängert werden könnte. Hierzu fehlen jedoch bisher entsprechende Nachweise in verfügbaren Quellen.

Ausgangsbasis der vorliegenden Übersicht war die erste umfassende Artenliste der Neozoa Deutschlands, die von Geiter et al. (2002) vorgelegt worden ist und die in viele Datenbanken Eingang gefunden hat (z.B. DAISIE unter <http://www.europe-aliens.org>, NOBANIS unter <http://www.nobanis.org>). In diesem grundlegenden Werk wurden unter Berücksichtigung aller taxonomischen Tiergruppen insgesamt 1123 Arten aufgeführt, die als „Neozoa“ oder „wahrscheinliche Neozoa“ bis zum damaligen Zeitpunkt in Deutschland im Freiland vorgekommen sind. Neben 866 Wirbellosenarten umfasste die Liste auch 257 Wirbeltierarten, darunter 162 Vogelarten. Eine weitere wichtige Grundlage war der im Jahr 2008 durch die damalige Projektgruppe Neozoen (heute Fachgruppe Neozoen) der Deutschen Ornithologen-Gesellschaft (DO-G) herausgegebene erste Bericht über den Status gebietsfremder Vögel in Deutschland (Bauer & Woog 2008). In diesem Bericht wurden insgesamt 342 Vogelarten aufgeführt, wobei es sich dabei teilweise um heimische Brutvögel (vgl. Südbeck et al. 2009) oder heimische wandernde Vogelarten (vgl. Hüppopp et al. 2013) handelte, für die neben Wildtieren auch freigesetzte Tiere gebietsfremder Herkünfte in Deutschland belegt sind.

Tab. 1: Bilanzierung der Anzahl gebietsfremder Wirbeltierarten und von Sonderfällen nach verwendeten Status-Kategorien (vgl. Tab. 2).

Status	Artenanzahl					
	Mammalia	Aves	Reptilia	Amphibia	Pisces	Σ
Gebietsfremde Arten						
Etabliert	11	17	0	2	16	46
Unbeständig	6	55	10	8	21	100
Unbekannt	5	79	6	0	5	95
Fehlend - Beseitigt	1	1	0	0	0	2
Fehlend - Erloschen	1	22	2	4	19	48
Σ	24	174	18	14	61	291
Sonderfälle						
Fehlend (erster Nachweis)	12	110	36	0	0	158
Vorkommen fraglich	9	3	0	2	21	35
Wildtiere vorhanden	0	28	0	0	0	28

Eine vertiefte Prüfung der Angaben in den beiden Werken sowie eine umfassende Recherche nach Originalliteratur und weiteren Erkenntnissen sowie die Berücksichtigung neuerer Literatur führte zum Ergebnis, dass in Deutschland bisher mindestens 449 gebietsfremde Wirbeltierarten im Freiland nachgewiesen worden sind (Tab. 1). 158 dieser Arten sind jedoch nur sehr kurz aufgetreten, so dass sie nicht zur Fauna in Deutschland gerechnet werden (Tab. 1).

Für weitere 35 Arten ist nicht geklärt, ob vorhandene Hinweise wirklich Vorkommen außerhalb von menschlicher Obhut und Pflege belegen (Tab.1). In die Übersicht aufgenommen wurden auch zusätzlich 28 Arten, für die freigesetzte Tiere gebietsfremder Herkünfte, aber auch natürliche Vorkommen von Wildtieren in Deutschland belegt sind, die jedoch momentan nicht als etablierte oder wandernde heimische Arten klassifiziert sind (Tab. 1 und 2). Für diese 28 Arten sollte eine vertiefende Analyse hinsichtlich Vorkommen und natürliche Arealveränderungen durchgeführt werden, ggfs. sind Arten anschließend in eine andere Status-Kategorie zu überführen.

Tab. 2: Erläuterungen zu den verwendeten Status-Kategorien und zum Umgang mit Sonderfällen.

Status	Erläuterung
Gebietsfremde Arten	
Etabliert	Überdauert wild lebend* seit einem längeren Zeitraum und pflanzt sich selbstständig fort.**
Unbeständig	Kommt wild lebend vor (mindestens ein Nachweis innerhalb der letzten 25 Jahre), erfüllt jedoch nicht die Kriterien für eine etablierte Art.
Unbekannt	Es ist sicher, dass die Art wild lebend aufgetreten ist, sie erfüllt jedoch die Kriterien für „Etabliert“ oder „Unbeständig“ nicht, und es ist unsicher, ob der Bestand dieser Art vollständig beseitigt wurde oder erloschen ist.
Fehlend - Beseitigt	Ist wild lebend aufgetreten und durch menschlichen Einfluss beseitigt worden.
Fehlend - Erloschen	Ist wild lebend aufgetreten und auf natürliche oder unbekannt Weise verschwunden.
	* wild lebend: Als „wild lebend“ werden jene Vorkommen gebietsfremder Arten gewertet, die außerhalb menschlicher Obhut und Pflege aus eigener Kraft länger als etwa 1 Jahr auftreten. ** Für Details bzgl. Etablierungskriterien siehe Nehring et al. (2015).
Sonderfälle	
Fehlend (erster Nachweis)	Die gebietsfremde Art ist außerhalb menschlicher Obhut und Pflege nachgewiesen worden, ist jedoch nur über einen kurzen Zeitraum (kürzer als 1 Jahr) aufgetreten. Wird daher nicht als wild lebend in Deutschland klassifiziert.
Vorkommen fraglich	Hinweise auf das Vorkommen einer gebietsfremden Art außerhalb menschlicher Obhut und Pflege konnten nicht bestätigt werden. In den Artentabellen namentlich jedoch ohne Detailangaben aufgeführt und mit „?“ in der Spalte „Fehlend (erster Nachweis)“ gekennzeichnet, in den spezifischen Anmerkungen näher erläutert.
Wildtiere vorhanden	Das natürliche Vorkommen von Wildtieren (nicht etablierter heimischer oder wandernder heimischer Arten, vgl. Haupt et al. 2009, Hüppop et al. 2013) ist belegt, so dass eine Abgrenzung zu gleichzeitig vorkommenden freigesetzten Tieren gebietsfremder Herkünfte nicht oder nur eingeschränkt möglich ist. In den Artentabellen namentlich ohne Detailangaben aufgeführt, in den spezifischen Anmerkungen näher erläutert. Eine vertiefende Analyse hinsichtlich Vorkommen und natürliche Arealveränderungen sollte durchgeführt werden, ggfs. sind Arten anschließend in eine andere Status-Kategorie zu überführen.
Wandernde heimische Art	Regelmäßig früher oder heute auftretende wandernde indigene Art oder Archäobiota-Art (sensu Hüppop et al. 2013). Ggfs. vorkommende freigesetzte Tiere gebietsfremder Herkünfte werden bei den naturschutzfachlichen Invasivitätsbewertungen des BfN nicht berücksichtigt (Nehring et al. 2015) und sind somit in den Artentabellen und spezifischen Anmerkungen nicht aufgeführt.
Etablierte heimische Art	Regelmäßig früher oder heute sich selbstständig fortpflanzende indigene Art oder Archäobiota-Art (sensu Haupt et al. 2009). Ggfs. vorkommende freigesetzte Tiere gebietsfremder Herkünfte werden bei den naturschutzfachlichen Invasivitätsbewertungen des BfN nicht berücksichtigt (Nehring et al. 2015) und sind somit in den Artentabellen und spezifischen Anmerkungen nicht aufgeführt.

In der Übersicht wurden nach Vorgaben aus der Methodik der naturschutzfachlichen Invasivitätsbewertung und im Gegensatz zu Bauer & Woog (2008) keine heimischen Tierarten berücksichtigt, für die freigesetzte Tiere gebietsfremder Herkünfte belegt sind (Tab. 2).

Die Übersicht ist nach den taxonomischen Gruppen der Wirbeltiere (Mammalia, Aves, Reptilia, Amphibia, Pisces) gegliedert. Für jede Gruppe wurde eine Tabelle erstellt, in der jeweils alle Arten mit zusammenfassenden Angaben aus den im BfN vorliegenden „Allgemeinen Angaben“ (siehe auch Teil I in diesem Band) aufgeführt werden (Ausnahmen siehe Tab. 2). Zusätzlich werden die Ergebnisse aus den naturschutzfachlichen Invasivitätsbewertungen (Teil III in diesem Band, Rabitsch et al. 2013) angegeben. Für jede Tierart gibt es eine spezifische Anmerkung, in der schwerpunktmäßig in kurzer Form der aktuelle Wissensstand zum Erstnachweis (bzw. zur ersten Freisetzung) in Deutschland dargelegt wird. Ergänzend werden teilweise weitere Hinweise u.a. zu späteren Funden, zum weiteren Schicksal der Tiere und zum natürlichen Vorkommen von Wildtieren gegeben. Alle zitierten Arbeiten werden im Kapitel „3 Quellen“ bibliographisch aufgeführt.

2 ARTENLISTE DER NEOZOA

Vorbemerkung: In den nachfolgenden Übersichten sind alle gebietsfremden Wirbeltierarten (Neozoa) aufgenommen worden, für die Hinweise auf ein Auftreten im Freiland re-cherchiert werden konnten (Stand 30.04.2015). Zusätzlich wurden bestimmte Sonderfälle berücksichtigt (vgl. Tabelle 2). Arten, die aus der Gefangenschaft entwichen waren und umgehend wieder eingefangen worden sind (z.B. Elefanten, Kamele, Löwen, vgl. u.a. PETA 2009), wurden nicht mit aufgeführt. Es ist außerdem davon auszugehen, dass speziell bei den als Haustiere häufig gehaltenen Ziervögeln, Zierfischen, Zierpflanzen, Schlangen und Echsen deutlich mehr gebietsfremde Arten im Freiland aufgetreten sind, als die Angaben belegen. Gerade tropische oder auf besondere Nahrung angewiesene Arten werden im Freiland in Deutschland nur kurz überleben können. Diese Arten werden daher bei Freisetzung oder Einschleppung sicherlich oft nicht registriert. Zusätzlich ist davon auszugehen, dass erfolgte Beobachtungen nicht dokumentiert oder bisher nicht veröffentlicht worden sind bzw. eine entsprechende Veröffentlichung bisher nicht aufgefunden werden konnte. Auch muss mit einzelnen Fehlbestimmungen in den Literaturbelegen gerechnet werden. Zudem sind Pressemeldungen oft hinsichtlich der Funde gebietsfremder Arten taxonomisch sehr ungenau formuliert, so dass keine eindeutige Art diagnose möglich ist und entsprechende Vorfälle hier nicht oder nur eingeschränkt berücksichtigt werden konnten.

Mammalia

Systematische Kategorie / Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	Lebensraum	Status	Natürliches Areal	Einführungsweise	Einfuhrvektoren	Erstnachweis	Invasivität
Mammalia	Säugetiere							
<i>Acinonyx jubatus</i>	Gepard	x	Fehlend - Ertroschen Fehlend (erster Nachweis)	Kein natürliches Areal Europa Afrika Temperates Asien Tropisches Asien Australasien Pazifik Nordamerika Südamerika	Unabsichtlich		1975	Invasiv
<i>Alopec lagopus</i>	Eisfuchs	x	Unbekannt	Europa Afrika Temperates Asien Tropisches Asien Australasien Pazifik Nordamerika Südamerika	Absichtlich	Biologische Kontrolle Fischerei Jagd Zierhandel Tierpark Tierzucht Transport entlang Wasserstraßen	1977	
<i>Ammotragus lervia</i>	Mähnschaf		?					
<i>Axis axis</i>	Axishirsch		?					
<i>Axis porcinus</i>	Schweinschirsch		?					
<i>Castor canadensis</i>	Kanadabiber	x					1966-1982	x
<i>Cavia porcellus</i>	Hausmeerschweinchen	x	Unbekannt				vor 1992	
<i>Cervus nippon</i>	Sikahirsch	x	Unbekannt				1930	x
<i>Civettictis civetta</i>	Afrikanische Zibetkatze	x	Unbekannt				1980	
<i>Euphractus sexcinctus</i>	Sechsbinden-Gürteltier	x	x				1888	
<i>Eutamias sibiricus</i>	Sibirisches Streifenhörnchen	x					1969	

Westfalen) und fiel auf offener Strasse ein fünf Jahre altes Mädchen an. Das Kind kam schwer verletzt ins Krankenhaus. Der Halter konnte sein Tier wieder einfangen (animal public 2012). Am 21. Juni 2012 floh ein junger Gepard aus dem Nürnberger Zoo (Bayern). Nach einem Tag konnte das Tier wieder eingefangen werden (Anonym 2012).

Alopec lagopus: 1977 wurde bei Schmölen nahe Wurzen (Sachsen) ein weibliches Tier erlegt. In den 1980er Jahren wurden in Sachsen drei weitere Exemplare gefangen, zuletzt wurde 1998 ein Tier dort gesichtet (Hauer 2009).

Ammotragus lervia: 1883 und später in Gehegen ausgesetzte Tiere verschwanden nach wenigen Jahren, der letzte Nachweis stammt aus dem Jahr 1902 (Niethammer 1963). Es ist unklar, ob in Deutschland jemals Tiere außerhalb von Gatterhaltungen vorgekommen sind.

Axis axis: Seit 1707 in Gehegen gehalten (Niethammer 1963). Nach Niethammer (1963) planten Ende des 19. Jh. Jagdpächter in Schleswig-Holstein Axishirsche auszusetzen, was aber wohl nicht umgesetzt worden ist. Die Angabe „unbeständig“ für Deutschland (DAISIE 2014a) ist irreführend, da nach den vorliegenden Unterlagen offensichtlich bisher keine wild lebenden Nachweise außerhalb von Gehegen vorliegen.

Axis porcinus: Wahrscheinlich seit Mitte der 1870er Jahren wurden in Bayern an verschiedenen Orten Versuche zur Einbürgerung von Schweinshirschen durchgeführt. Die Vorhaben wurden Ende der 1880er Jahre aufgegeben, nachdem sich gezeigt hatte, dass die Tiere zwar das Klima ertrugen, ihr ungünstig liegender Fortpflanzungszyklus mit einer Setzung der Kälber im November und Dezember aber eine erfolgreiche Vermehrung in freier Wildbahn nicht zuließ (Niethammer 1963). Es ist unklar, ob in Deutschland jemals Tiere außerhalb von Gatterhaltungen vorgekommen sind.

Castor canadensis: Siehe Steckbrief in Teil III im vorliegenden Band.

Cavia porcellus: 1992 wurden Schädelreste in einem Uhu-Gewölle aus dem Zittauer Gebirge (Sachsen) festgestellt (Hauer 2009). Vermutlich ist die Art aber schon früher auch in freier Wildbahn vorgekommen. Aus Sachsen sind zwei weitere Nachweise aus 2004 und 2005 im Freiland bekannt (Hauer 2009).

Cervus nippon: Siehe Steckbrief in Teil III im vorliegenden Band.

Civettictis civetta: Nach Geiter et al. (2002) von Dr. Kraft (mündl.) 1980 als Gefangenschaftsflüchtling gemeldet. Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.

Euphractus sexcinctus: In Süddeutschland 1888 ausgesetzt, sollen einige Tiere angeblich nach 10 Jahren noch vorgekommen sein (Niethammer 1963). Der Bestand gilt als erloschen.

Eutamias sibiricus: Die Art wurde 1969 erstmals wild lebend am Friedhof in Freiburg im Breisgau festgestellt (Geinitz 1980). Zwischenzeitlich gab es bis zu sechs wild lebende Populationen in Deutschland (Chapuis 2006), von denen aktuell aber offensichtlich nur noch zwei bestehen, im Stadtpark von Aschaffenburg (Bayern) (gestreift.info 2014) und im Bereich des Wildparks Rolandseck bei Remagen (Rheinland-Pfalz) (gestreift.info 2014; Nehring, unpubl. Nachweis von zwei Tieren am 9. April 2015). In der aktuellen Roten Liste Säugetiere Deutschlands als etabliertes Neozoon eingestuft (Meinig et al. 2009).

Galago senegalensis: Nach Geiter et al. (2002) wurde ein Senegal-Galago 1993 „mit Warentransport“ eingeschleppt. Vermutlich handelte es sich nicht um einen Freilandnachweis, da das Tier am Stuttgarter Flughafen zwischen Bananenimporten aus Togo gefunden worden ist (Geiter et al. unpubl.).

Genetta genetta: Nach Niethammer (1963) wurde im Dezember 1951 in Elsdorf (Nordrhein-Westfalen) ein Tier in einer Knüppelfalle gefangen, das vermutlich aus Frankreich zuwanderte. 1970 wurde ein weiteres Tier in Nordrhein-Westfalen nachgewiesen (Feldmann et al. 1999). Borkenhagen (2011) berichtet ohne

nähere Angaben von entkommenen oder ausgesetzten Tieren in Schleswig-Holstein. Der derzeitige Bestand ist unbekannt.

Hydrochoerus hydrochaeris: Ein Wasserschwein entwich am 8. Juli 1929 aus dem Tierpark Hellabrunn in München und schwamm die Auer stadteinwärts. Erst durch die Trockenlegung der Auer gelang es, das Tier zu fangen (Auer Mühlbach 2014). Fast auf den Tag genau 76 Jahre später, am 11. Juli 2005, entwich erneut ein Wasserschwein aus dem Tierpark Hellabrunn. Am darauffolgenden Tag konnte es in der Auer mit Keschern eingefangen werden (Auer Mühlbach 2014).

Hydropotes inermis: Die Angabe „Alien/Unknown“ für Deutschland (DAISIE 2014b) ist irreführend, da nach den vorliegenden Unterlagen offensichtlich bisher keine wild lebenden Nachweise außerhalb von Gehegen vorliegen. Nach Niethammer (1963) und Niethammer & Krapp (1986) gab es im Gegensatz zu Frankreich und Großbritannien in Deutschland keine Aussetzungsversuche. Von Geiter et al. (2002) als „in Deutschland nicht vorkommend“ gelistet.

Hystrix cristata: Nach Geiter et al. (2002) 1999 als Gefangenschaftsflüchtling beobachtet. Ein Tier wurde 2004 im Vogtland (Sachsen) angefahren und stammte möglicherweise aus einer Tierhandlung in Tschechien (Hauer 2009).

Hystrix indica: Im März 2010 entwich ein Tier aus dem Tiergarten von Halberstadt im Harz (Sachsen-Anhalt), das nicht wieder aufgefunden werden konnte (Anonym 2013a, EndZoo 2014). Anfang des Jahres 2013 wurden im Harz wiederholt wild lebende Stachelschweine beobachtet (Anonym 2013a). Es hat sich dabei sehr wahrscheinlich um Weißschwanz-Stachelschweine gehandelt, die sehr häufig in Tiergärten und zunehmend auch als Haustiere gehalten werden (Anonym 2013a). Auf Grund der hohen Anpassungsfähigkeit ist das asiatische Stachelschwein, im Gegensatz zum afrikanischen Stachelschwein (*Hystrix cristata*), unter mitteleuropäischen klimatischen Bedingungen durchaus winterfest und hätte hier gute Überlebenschancen.

Lama guanicoe: Nach Niethammer (1963) plante die Preußische Regierung 1911 Lamas auf wenig fruchtbaren Ländereien in der Lüneburger Heide anzusiedeln. Eine Umsetzung dieses Vorhabens ist aber wohl nicht erfolgt. In den letzten Jahren sind mehrfach Lamas aus Zirkushaltungen ausgebrochen. Teilweise konnten sie erst nach längerer Suche wieder eingefangen werden (u.a PETA 2009, 2013). Vermutlich schon früher über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.

Leopardus pardalis: Im Januar 1963 wurden zwei junge Ozelots in Hamburg aufgefunden und in ein Tierheim gebracht (Anonym 1963). Im Juni 1973 entwich ein Tier aus Privathaltung in Hamburg und kehrte nach mehreren Tagen zu seiner Besitzerin zurück (Anonym 1973).

Leptailurus serval: Am 9. Oktober 1968 wurde ein angehender Jäger in einem Wald bei Winterlingen (Baden-Württemberg) von einem Serval angefallen und schwer verletzt (Anonym 1969a). Das Tier stammte wahrscheinlich aus einem Privatgehege und wurde im März 1969 östlich von Freudenstadt (Baden-Württemberg) durch einen Förster erlegt (Anonym 1969b). Im August 2006 ist in Konstanz (Baden-Württemberg) ein Serval bei Bauarbeiten aus dem Privatgehege des Halters entkommen (animal public 2012). Nach einer Woche konnte das Tier wieder eingefangen werden, indem es mit toten Hühnerküken angelockt wurde, in denen Beruhigungstabletten versteckt waren (Anonym 2006c).

Macaca mulatta: Nach Niethammer (1963) entwich vor 1912 ein Rhesus in Werder bei Potsdam und lebte mehrere Herbstmonate in Freiheit, bis er einem Jäger vor die Flinte kam. Gefangenschaftsflüchtlinge aus Tierhaltungen oder Labors wurden auch später mehrfach dokumentiert, z.B. 1935 „etwa zwei Dutzend Rhesusaffen in den Wäldungen südlich von Hildesheim“ in Niedersachsen oder 1956 ein Tier in Bonn in Nordrhein-Westfalen (Niethammer 1963). Spektakulär war auch im Juli 1956 der Ausbruch von 45 Tieren aus dem Hamburger Tierpark Hagenbeck. Die Primaten besetzten Balkone, Schrebergärten und Obststände auf den Wochenmärkten. Nach etwa zwei Wochen waren alle Tiere wieder eingefangen (Anonym 1956).

Macaca sylvanus: Ein Soldat brachte aus Afrika mehrere Tiere mit und setzte sie 1763 bei Windhausen (Hessen) frei. Nach 20 Jahren wurde der reproduzierende Bestand wegen Konflikten mit der Bevölkerung ausgerottet (Niethammer 1963). In den letzten Jahren sind mehrfach Berberaffen aus Zoos und Zirkushaltungen

- gen ausgebrochen. Teilweise konnten sie erst nach einer Woche Suche wieder eingefangen werden (u.a. PETA 2011, 2012, EndZoo 2014).
- Macropus rufogriseus*: Fünf Tiere wurden 1887 in einem Wald bei Heimerzheim (Nordrhein-Westfalen) ausgesetzt. Bis 1893 wuchs der Bestand auf 40 Exemplare an, 1895 wurde er ausgerottet (Niethammer 1963, Hauer 2009). Bis 1910 wurden weitere Freisetzungen bei Frankfurt/Oder (Brandenburg) und bei Bonn (Nordrhein-Westfalen) durchgeführt, die jedoch nicht erfolgreich waren (Niethammer 1963). Im Jahr 2000 entwichen aus dem Tierpark Klüschenberg bei Burg Stargard (Mecklenburg-Vorpommern) mehrere Kängurus, die eine kleine Population begründeten (Anonym 2010a). Seit Jahren liegen aber keine Nachweise zur Population mehr vor. Einzelne Kängurus wurden in den letzten Jahrzehnten auch in Niedersachsen, Hessen, Sachsen und Bayern gesehen. Sie sind aus Tierhandlungen, Zoos oder privater Haltung entlaufen oder wurden ausgesetzt (Anonym 2010a).
- Marmosa cinerea*: Über den unbeabsichtigten Transport mit Schiffen aus Südamerika wird von Eisentraut (1956) berichtet, was durch Geiter et al. (2002) als wild lebender Fund in Deutschland interpretiert wurde. Es ist unsicher, ob die Art im Freiland wirklich aufgetreten ist (vgl. Eisentraut 1956, Niethammer 1963).
- Mephitis mephitis*: Mehrere Tiere wurden Anfang 1984 im Bereich des hessischen Forstamtes Groß-Gerau beobachtet. Es handelte sich vermutlich um Ausreißer aus einer Tierhaltung. Das zuständige Landwirtschaftsministerium forderte alle Jäger zur Bejagung auf (Anonym 1984a). Im November 2002 wurde ein Tier in Sachsen überfahren (Hauer 2009).
- Mesocricetus auratus*: Nach Tenius in Niethammer (1963) sind zwei Tiere 1950 bei Querum (Niedersachsen) entwichen, die sich zwei Wochen im Freiland halten konnten. 1957 wurden bei Bielefeld mehrere Tiere absichtlich ausgesetzt, die sich nicht halten konnten (Niethammer 1963). Die Art kann in Mitteleuropa im Freien überwintern und gilt in den Niederlanden als etabliert (DAISIE 2014c). In Deutschland werden rund eine Million Tiere als Haustiere gehalten (Gattermann 2000).
- Muntiacus reevesi*: Im April 2006 entwich ein Muntjak aus einem Hamburger Zoo. Nach einigen Wochen konnte das Tier wieder eingefangen werden (Anonym 2006a). In den folgenden Jahren kam es erneut in Hamburg sowie in Krefeld zu weiteren Zooausbrüchen. Alle Tiere wurden jeweils nach mehreren Tagen wieder eingefangen (u.a. Anonym 2011, EndZoo 2014). Siehe auch Steckbrief in Rabitsch et al. (2013).
- Myocastor coypus*: Siehe Steckbrief in Teil III im vorliegenden Band.
- Nasua nasua*: Im Sommer 1959 entwich in Hamburg ein Tier aus einer Privathaltung. Es konnte wenige Tage später wieder eingefangen werden (Anonym 1959). In Sachsen wurde 2004 in Oberreichenbach ein Nasenbär gefangen und in 2005 ein weiteres Tier in Bad Schandau beobachtet (Hauer 2009).
- Neovison vison*: Siehe Steckbrief in Teil III im vorliegenden Band.
- Normascus gabriellae*: Im Juni 2002 entwich aus dem Leipziger Zoo (Sachsen) ein fünfjähriges Männchen (EndZoo 2014). Der Verbleib des Tieres ist unbekannt. Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.
- Nyctereutes procyonoides*: Siehe Steckbrief in Teil III im vorliegenden Band.
- Odocoileus virginianus*: Ein Tier wurde zu Beginn der 1990er Jahre im Kreis Dippoldiswalde (Sachsen) erlegt und stammt möglicherweise aus einem tschechischen Aussetzungsgebiet (Hauer 2009). Die unregelmäßige Einwanderung aus den benachbarten tschechischen Aussetzungsgebieten ist möglich.
- Ondatra zibethicus*: Siehe Steckbrief in Teil III im vorliegenden Band.

Ovibos moschatus: Von Lever (1985, zitiert in Long 2003) ohne nähere Details für Deutschland genannt. Nach den vorliegenden Unterlagen liegen offensichtlich bisher keine wild lebenden Nachweise außerhalb von Gehegen vor.

Ovis ammon f. aries: Wahrscheinlich zwischen 2005 und 2009 sind zwei Kamerunschafe aus einer Tierhaltung in Wenigenlupnitz (Thüringen) entkommen und haben am nahegelegenen Hørselberg den Grundstein für eine wild lebende Population gelegt, die bis 2013 auf rund 20 Tiere angewachsen ist (Anonym 2013b). Bisher sind nur wenige Tiere geschossen worden (Anonym 2013b).

Ovis aries: 1906 wurden Mufflons aus Sardinien im Harz in die freie Wildbahn entlassen, 1907 wurden 17 Tiere aus Sardinien in der Lüneburger Heide ausgewildert (Uloth 1979). Bis 1931 wurden an rund 25 verschiedenen Stellen Mufflons ausgesetzt (Niethammer 1963). Die Vorkommen stammen von Tieren ab, die auf Korsika und Sardinien lebten, von den Römern auf das Festland und ab dem 16. Jh. nach Mitteleuropa gebracht wurden (Uloth 1979). In der aktuellen Roten Liste Säugetiere Deutschlands als etabliertes Neozoon eingestuft (Meinig et al. 2009).

Panthera pardus: Mit 50 bis 60 Schüssen aus Maschinenpistolen haben Polizisten in Wardenburg (Niedersachsen) im Dezember 1979 einen aus einer Privathaltung entwichenen Leopard erlegt (Anonym 1979).

Potos flavus: Im September 1960 und im Oktober 1999 wurde jeweils ein Tier in Hamburg eingefangen. Beide stammten wahrscheinlich aus Privathaltungen (Anonym 1960, 1999b).

Procyon lotor: Siehe Steckbrief in Teil III im vorliegenden Band.

Rangifer tarandus: Sechs Hirsche, die 1520 als Geschenk aus Schweden an Herzog Friedrich I. nach Holstein gingen, verendeten wenige Zeit später (Niethammer 1963). Mißlungen ist auch die Aussetzung von 52 Rentieren zwischen 1580 und 1582 bei Landau in Hessen (Niethammer 1963). Um 1820 sind Rentiere versuchsweise im Plöner und Flensburger Raum (Schleswig-Holstein) ohne Erfolg ausgesetzt worden (Borkenhagen 2011). 1900 wurden drei Tiere im Schwarzwald ohne Erfolg ausgesetzt (Niethammer 1963). Wahrscheinlich sind alle Aussetzungen im Gatter und nicht im Freiland erfolgt.

Rattus norvegicus: Siehe Steckbrief in Teil III im vorliegenden Band.

Sylvilagus transitionalis: Die Angabe etablierter (DAISIE 2014d) und sich ausbreitender (Burton 1991, zitiert in Long 2003) Populationen in Deutschland ist nicht nachvollziehbar. Nach den vorliegenden Unterlagen liegen offensichtlich bisher keine wild lebenden Nachweise außerhalb von Gehegen vor. Siehe auch Steckbrief in Rabitsch et al. (2013).

Tamias striatus: Durch Unachtsamkeit konnten die im Zoo in Wuppertal (Nordrhein-Westfalen) gehaltenen Tiere in den 1980er Jahren entkommen und eine bis heute dort wild lebende Population begründen (Mettler 2006, Kotva 2009, gestreift.info 2014). Es handelt sich aktuell um die einzige wild lebende Population in Europa.

Taxidea taxus: 1934 wurde ein Tier in Dresden-Blasewitz (Sachsen) erlegt, das vermutlich aus einer Pelztierfarm entflohen war (Zimmermann 1934). Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.

Aves

Systematische Kategorie / Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	Lebensraum	Status	Natürliches Areal	Einführungsweise	Einfuhrvektoren	Erstnachweis	Invasivität
Aves	Vögel							
<i>Acridotheres cristatellus</i>	Haubenmania	x	x	Kein natürliches Areal	Unbekannt	Aquakultur	vor 2008	Invasiv
<i>Acridotheres fuscus</i>	Dschungelmaina	x	x	Europa	Unbekannt	Biologische Kontrolle	1976	
<i>Acridotheres ginginianus</i>	Ufermaina	x		Afrika	Unabsichtlich	Fischerei	1937	
<i>Acridotheres tristis</i>	Hirtenmaina	x	x	Temperates Asien	Absichtlich	Jagd	1906	x
<i>Actophilornis africana</i>	Blaustim-Blatthühnchen	x	x	Asien	Unbekannt	Fischerei	1988	
<i>Agapornis fischeri</i>	Pfirsichköpfchen	x	x	Asien	Unbekannt	Fischerei	1969	
<i>Agapornis lilianae</i>	Erdbeerköpfchen	x	x	Asien	Unbekannt	Fischerei	vor 1998	
<i>Agapornis personata</i>	Maskenköpfchen	x	x	Asien	Unbekannt	Fischerei	vor 2008	
<i>Agapornis roseicollis</i>	Rosenköpfchen	x	x	Asien	Unbekannt	Fischerei	2002	
<i>Agapornis taranta</i>	Tarantapapagei	x	x	Asien	Unbekannt	Fischerei	1926	
<i>Aix galericulata</i>	Mandarinente	x		Europa	Unbekannt	Fischerei	1896	
<i>Aix sponsa</i>	Brautente	x	x	Europa	Unbekannt	Fischerei	1853	
<i>Alectoris chukar</i>	Chukarhuhn	x	x	Asien	Unbekannt	Fischerei	1886	x
<i>Alopochen aegyptiacus</i>	Nilgans	x		Asien	Unbekannt	Fischerei	1899	
<i>Amadina fasciata</i>	Bandfink	x	x	Asien	Unbekannt	Fischerei	1959	
<i>Amandava amandava</i>	Tigerfink	x	x	Asien	Unbekannt	Fischerei	1984	
<i>Amazilia aestiva</i>	Rotbugamazone	x	x	Asien	Unbekannt	Fischerei	1997	
<i>Amazona amazonica</i>	Venezuela-Amazone	x	x	Asien	Unbekannt	Fischerei		
<i>Amazona ochrocephala</i>	Gelbscheitelamazone	x	?	Asien	Unbekannt	Fischerei		
<i>Amazona oratrix</i>	Große Gelbkopfamazone	x		Asien	Unbekannt	Fischerei	1984	
<i>Amazona versicolor</i>	Blaumasken-Amazone	x	x	Asien	Unbekannt	Fischerei	1980	
<i>Amazonetta brasiliensis</i>	Amazonasente	x	x	Asien	Unbekannt	Fischerei	2000	
<i>Anas americana</i>	Kanadapfeifente	x		Asien	Unbekannt	Fischerei		
<i>Anas bahamensis</i>	Bahamaente	x	x	Asien	Unbekannt	Fischerei	1963	
<i>Anas capensis</i>	Fahlente	x	x	Asien	Unbekannt	Fischerei	1998	

Systematische Kategorie / Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	Lebensraum	Status	Natürliches Areal	Einführungsweise	Einfuhrvektoren	Erstnachweis	Invasivität
<i>Balearica regulorum</i>	Südafrikanischer Kronenkranich	Aquatisch	Etabliert	Kein natürliches Areal	x		1991	
<i>Bambusicaola thoracicus</i>	Bambushuhn	x	Unbeständig	Europa	x		1914	
<i>Bombycilla japonica</i>	Blutseidenschwanz	x	Fehlend - Beseitigt	Afrika	x		2001	
<i>Bostrychia hagedash</i>	Hagedasch	x	Fehlend (erster Nachweis)	Temperates Asien	x		1990-1999	
<i>Branta canadensis</i>	Kanadagans	x	Unbekannt	Temperates Asien	x		1928	x
<i>Branta hutchinsii</i>	Zwergkanadagans	x	Fehlend - Beseitigt	Australasien	x		2000	
<i>Branta ruficollis</i>	Rothalsgans	x	Unbekannt	Pazifik	x			
<i>Branta sandvicensis</i>	Hawaiigans	x	Unbekannt	Nordamerika	x		1996	
<i>Brotogeris pyrrhopterus</i>	Feuerflügelsittich	x	Fehlend - Beseitigt	Südamerika	x		um 1922	
<i>Brotogeris tirica</i>	Tirkasittich	x	Unbekannt	Südamerika	x		1898	
<i>Bubulcus ibis</i>	Kuhreiner	x	Unbekannt	Südamerika	x		1995	
<i>Bucephala albeola</i>	Büffelkopffente	x	Unbekannt	Südamerika	x			
<i>Bucephala islandica</i>	Spatelente	x	Unbekannt	Südamerika	x			
<i>Cacatua galerita</i>	Gelbhauben-Kakadu	x	Unbekannt	Südamerika	x		vor 2008	
<i>Cacatua sulphurea</i>	Gelbwangen-Kakadu	x	?	Südamerika	x			
<i>Cacicus cela</i>	Gelbbüzelkassike	x	Unbekannt	Südamerika	x		vor 2008	
<i>Callina moschata</i>	Moschusente	x	Unbekannt	Südamerika	x		1967	
<i>Callipepla californica</i>	Kalifornische Schopfwachtel	x	Unbekannt	Südamerika	x		1876	
<i>Callonetta leucophrys</i>	Rotschulterente	x	Unbekannt	Südamerika	x		1988	
<i>Cardinalis cardinalis</i>	Roter Graukardinal	x	Unbekannt	Südamerika	x		1885	
<i>Carduelis sinica</i>	Chinagrünfink	x	Unbekannt	Südamerika	x		1958	
<i>Carpodacus mexicanus</i>	Hausgimpel	x	Unbekannt	Südamerika	x		1981	
<i>Carpodacus roseus</i>	Rosengimpel	x	Unbekannt	Südamerika	x		1995	
<i>Carpodacus rubicilla</i>	Berggimpel	x	Unbekannt	Südamerika	x		1992	
<i>Carpodacus rubicilloides</i>	Gebirggimpel	x	Unbekannt	Südamerika	x		1992	
<i>Cathartes aura</i>	Rabengeler	x	Unbekannt	Südamerika	x		2000	
<i>Centurus carolinensis</i>	Carolina-Sittich	x	Unbekannt	Südamerika	x		1876	
<i>Cereopsis novaehollandiae</i>	Hühnergans	x	Unbekannt	Südamerika	x		1997	
<i>Chalmarornis leucocephalus</i>	Weißkopf-Rotschwanz	x	Unbekannt	Südamerika	x		1992	

Systematische Kategorie / Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	Lebensraum	Status	Natürliches Areal	Einführungsweise	Einfuhrvektoren	Erstnachweis	Invasivität
		Aquatisch	Etabliert	Kein natürliches Areal	Absichtlich	Aquakultur		
		Terrestrisch	Unbeständig	Europa	Unabsichtlich	Fischerei		
			Unbekannt	Afrika		Jagd		
			Fehlend - Beseitigt	Temperates Asien		Zierhandel		
			Fehlend - Eroschen	Tropisches Asien		Tierpark		
			Fehlend (erster Nachweis)	Australasien		Tierzucht		
				Pazifik		Transport entlang Wasserstraßen		
				Nordamerika		Sonstige		
				Südamerika		Unbekannt		
<i>Estrilda melpoda</i>	Orangebäckchen	x	x	x	x	x	1964	Invasiv
<i>Estrilda troglodytes</i>	Graustrild	x	x	x	x	x	1990	
<i>Euplectes afer</i>	Tahaweber	x	x	x	x	x	1971	
<i>Euplectes albonotatus</i>	Spiegelwida	x	x	x	x	x	1998	
<i>Euplectes franciscanus</i>	Feuenerweber	x	x	x	x	x	1999	
<i>Euplectes inordeaceus</i>	Flammenweber	x	x	x	x	x	1999	
<i>Euplectes macrourus</i>	Gelbschulterwida	x	x	x	x	x	1998	
<i>Euplectes nigroventris</i>	Brandweber	x	x	x	x	x	2000	
<i>Euplectes orixis</i>	Oryxweber	x	x	x	x	x	1988	
<i>Falco biarmicus</i>	Lannerfalke	x	x	x	x	x	1987	
<i>Falco jugger</i>	Lagarfalke	x	x	x	x	x	vor 2005	
<i>Falco rusticolus</i>	Gerfalke	x	x	x	x	x		
<i>Falco sparverius</i>	Buntfalke	x	x	x	x	x	2003	
<i>Ficedula semitorquata</i>	Halbningschnäpper	x	x	x	x	x	vor 2005	
<i>Fregatta magnificens</i>	Prachtfregattvogel	x	x	x	x	x	vor 1995	
<i>Gallus gallus</i>	Bankivahuhn	x	x	x	x	x	um 1890	
<i>Garrulax perspicillatus</i>	Brillenhäherling	x	x	x	x	x	1981	
<i>Garrulax poeclorhynchus</i>	Rothalshäherling	x	x	x	x	x	vor 2008	
<i>Garrulus lanceolatus</i>	Strichelhäher	x	x	x	x	x	vor 2008	
<i>Geopelia cuneata</i>	Diamanttäubchen	x	x	x	x	x	2000	
<i>Gracula religiosa</i>	Beo	x	x	x	x	x	1995	
<i>Grandala coelicolor</i>	Grandala	x	x	x	x	x	vor 2008	
<i>Grus antigone</i>	Saruskranich	x	x	x	x	x	1982	
<i>Grus leucogeranus</i>	Schneekranich	x	x	x	x	x	vor 2005	
<i>Grus vipio</i>	Weißnackenkranich	x	x	x	x	x	2006	
<i>Grus virgo</i>	Jungfernkranich	x	x	x	x	x		
<i>Gyps himalayensis</i>	Schneegeier	x	x	x	x	x	vor 2008	
<i>Gyps rueppellii</i>	Sperbergeier	x	x	x	x	x	2003	
<i>Haliaeetus leucocephalus</i>	Weißkopf-Seeadler	x	x	x	x	x	1973	

Systematische Kategorie / Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	Lebensraum	Status	Natürliches Areal	Einführungsweise	Einfuhrvektoren	Erstnachweis	Invasivität
<i>Nymphicus hollandicus</i>	Nymphensittich	Aquatisch	Etabliert	Kein natürliches Areal	x	Aquakultur	vor 1990	Invasiv
<i>Oena cepensis</i>	Kapitäubchen	x	Unbeständig	Europa	x	Fischerei	vor 2008	
<i>Oryzopsis atricollis</i>	Wachtelstrild	x	Fehlend - Eroschen	Afrika	x	Biologische Kontrolle	1978	
<i>Oxyura leucocephala</i>	Weißkopf-Ruderente	x	Fehlend (erster Nachweis)	Temperates Asien	x	Jagd	1980-1981	x
<i>Oxyura jamaicensis</i>	Schwarzkopf-Ruderente	x	Unbekannt	Temperates Asien	x	Fischerei	1964	
<i>Paroaria coronata</i>	Graukardinal	x	Etabliert	Afrika	x	Fischerei	vor 2008	
<i>Parus lugubris</i>	Trauermeise	x	Unbekannt	Europa	x	Fischerei	1995	
<i>Passer emimibey</i>	Maronensperling	x	Unbekannt	Afrika	x	Fischerei	1964-1965	
<i>Passer luteus</i>	Braunrücken-Goldsperrling	x	Unbekannt	Afrika	x	Fischerei	1964-1965	
<i>Passerina amoena</i>	Lazulifink	x	Unbekannt	Temperates Asien	x	Fischerei	1966	
<i>Passerina ciris</i>	Papstfink	x	Unbekannt	Temperates Asien	x	Fischerei	1964	
<i>Passerina cyanea</i>	Indigofink	x	Unbekannt	Temperates Asien	x	Fischerei	1975	
<i>Passerina versicolor</i>	Vielfarbenfink	x	Unbekannt	Temperates Asien	x	Fischerei		
<i>Pavo cristatus</i>	Pfau	x	?	Kein natürliches Areal	x	Fischerei		
<i>Pelecanus crispus</i>	Krauskopfpelikan	x	Unbekannt	Europa	x	Fischerei		
<i>Pelecanus occidentalis</i>	Brauner Pelikan	x	Unbekannt	Europa	x	Fischerei	vor 2005	
<i>Pelecanus onocrotalus</i>	Rosapelikan	x	Unbekannt	Europa	x	Fischerei	1989	
<i>Pelecanus rufescens</i>	Rötelpelikan	x	Unbekannt	Europa	x	Fischerei	1970	
<i>Phalacrocorax auritus</i>	Ohrenscharbe	x	Unbekannt	Europa	x	Fischerei	1500-1599	x
<i>Phasianus colchicus</i>	Jagdhasen	x	Unbekannt	Europa	x	Fischerei		
<i>Pheucticus ludovicianus</i>	Rosenbrust-Kernknacker	x	Unbekannt	Europa	x	Fischerei	1977	
<i>Pheucticus melanocephalus</i>	Schwarzkopf-Kernknacker	x	Unbekannt	Europa	x	Fischerei	1969	
<i>Phoenicopterus chilensis</i>	Chilieflammingo	x	Unbekannt	Europa	x	Fischerei	1988	
<i>Phoenicopterus minor</i>	Zwergflamingo	x	Unbekannt	Europa	x	Fischerei		
<i>Phoenicopterus roseus</i>	Rosaflamingo	x	Unbekannt	Europa	x	Fischerei	1954	
<i>Phoenicopterus ruber</i>	Kubaflamingo	x	Unbekannt	Europa	x	Fischerei		
<i>Pinicola enucleator</i>	Hakengimpel	x	Unbekannt	Europa	x	Fischerei	vor 2005	
<i>Platalea ajaja</i>	Rosalöffler	x	Unbekannt	Europa	x	Fischerei	1987	
<i>Platalea alba</i>	Afrikanischer Löffler	x	Unbekannt	Europa	x	Fischerei		

Systematische Kategorie / Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	Lebensraum	Status	Natürliches Areal	Einführungsweise	Einfuhrvektoren	Erstnachweis	Invasivität
<i>Serinus pusilla</i>	Rotstirngirlitz	Aquatisch	Etabliert	Kein natürliches Areal	x	Biologische Kontrolle	vor 2008	Invasiv
<i>Sialia sialis</i>	Hüttensänger	Terrestrisch	Unbeständig	Europa	x	Fischerei	um 1890	
<i>Sicalis flaveola</i>	Safranfink	x	Unbekannt	Afrika	x	Jagd	1933	
<i>Spheniscus demersus</i>	Brillenpinguin	x	Fehlend - Beseitigt	Temperates Asien	x	Zierhandel	1999	
<i>Stagonopleura guttata</i>	Diamantamadine	x	Fehlend (erster Nachweis)	Tropisches Asien	x	Tierzucht	vor 2008	
<i>Stictonetta naevosa</i>	Affengans	x	Unbekannt	Afrika	x	Fischerei	vor 2008	
<i>Streptopelia roseogrisea</i>	Nordafrikanische Lachtaube	x	Etabliert	Afrika	x	Transport entlang Wasserstraßen	1887	
<i>Streptopelia senegalensis</i>	Palmtaube	x	Fehlend - Beseitigt	Afrika	x	Transport entlang Wasserstraßen	1971	
<i>Sturnella magna</i>	Lerchenstärling	x	Unbekannt	Europa	x	Unbekannt	1932	
<i>Sturnus cineraceus</i>	Weißwangenstar	x	Unbekannt	Europa	x	Unbekannt	1993	
<i>Sturnus sericeus</i>	Seidenstar	x	Unbekannt	Europa	x	Unbekannt	1997	
<i>Sturnus sinensis</i>	Mandarinstar	x	Unbekannt	Temperates Asien	x	Unbekannt	1996	
<i>Sturnus sturninus</i>	Mongolenstar	x	Unbekannt	Temperates Asien	x	Unbekannt	vor 2005	
<i>Symaticus reevesii</i>	Königsfasan	x	Unbekannt	Temperates Asien	x	Unbekannt	1895	
<i>Tadorna cana</i>	Graukopfkasarka	x	Unbekannt	Afrika	x	Unbekannt	1971	
<i>Tadorna ferruginea</i>	Rostgans	x	Etabliert	Europa	x	Unbekannt	1908	x
<i>Tadorna radjah</i>	Radschahgans	x	Unbekannt	Temperates Asien	x	Unbekannt	1997	
<i>Tadorna tadoroides</i>	Halsbandkasarka	x	Unbekannt	Temperates Asien	x	Unbekannt	vor 1981	
<i>Tadorna variegata</i>	Paradieskasarka	x	Unbekannt	Temperates Asien	x	Unbekannt	1985	
<i>Taeniopygia guttata</i>	Zebrafink	x	Unbekannt	Temperates Asien	x	Unbekannt	1976	
<i>Tchagra jamesi</i>	Somalitschagra	x	Unbekannt	Temperates Asien	x	Unbekannt	1963	
<i>Terathopus ecaudatus</i>	Gaukler	x	Unbekannt	Temperates Asien	x	Unbekannt	1969	
<i>Tetrapteryx paradiesea</i>	Paradieskranich	x	Unbekannt	Temperates Asien	x	Unbekannt	vor 2005	
<i>Threskiornis aethiopicus</i>	Heiliger Ibis	x	Unbekannt	Temperates Asien	x	Unbekannt	1931	x
<i>Threskiornis melanocephalus</i>	Schwarzhalbis	x	Unbekannt	Temperates Asien	x	Unbekannt	2007	
<i>Turdus dissimilis</i>	Schwarzbrustdrossel	x	Unbekannt	Temperates Asien	x	Unbekannt	1998	
<i>Turdus hortolorum</i>	Amurdrossel	x	Unbekannt	Temperates Asien	x	Unbekannt	1996	
<i>Turdus pallidus</i>	Fahldrossel	x	Unbekannt	Temperates Asien	x	Unbekannt	1986	
<i>Turdus unicolor</i>	Einfarbdrossel	x	Unbekannt	Temperates Asien	x	Unbekannt	1932	

2001). 25-40 Brutpaare in 2005-2009 (SVD & DDA 2014). In der aktuellen Roten Liste Brutvögel Deutschlands als etabliertes Neozoon eingestuft (Südbeck et al. 2009). Nach Bauer & Woog (2008) handelt es sich um keine stabilen Brutvorkommen. Die Art unterliegt dem Jagdrecht (BjagdG).

Alectoris chukar: Siehe Steckbrief in Teil III im vorliegenden Band.

Alopochen aegyptiaca: Siehe Steckbrief in Teil III im vorliegenden Band.

Amadina fasciata: 1899 frei fliegend und brütend in einem Garten gehalten (Niethammer 1963). Der Bestand gilt als erloschen.

Amandava amandava: Am 28. August 1959 wurde bei Heidelberg in einem Gartengelände ein Nest mit Jungen festgestellt, das von beiden Altvögeln betreut wurde (Ammersbach 1960). Im Herbst 1962 wurde auch ein Brutversuch bei Gatow (Brandenburg) dokumentiert (ABBO 2001). Der Bestand gilt als erloschen. Im Mittelmeergebiet (Spanien, Portugal, Italien) etabliert und expansiv, jedoch anfällig bei kalten Wintern (Bauer & Woog 2008).

Amazona aestiva: Nach Bauer & Woog (2008) soll mit Bezug auf Herkenrath (1995) 1883 ein Paar in Nordrhein-Westfalen gebrütet haben. In Herkenrath (1995) findet sich jedoch keine entsprechende Angabe. Gemeint war möglicherweise ein Hinweis in Niethammer (1963), bei dem es sich aber um eine erfolgreiche Brut 1893 in der Schweiz handelte, als man dort Vögel während des Sommers frei in einem Garten hielt. Für Deutschland wurde die Art (gemeldet als *Amazona ochrocephala*) erstmals wild lebend 1984 im Schlosspark von Wiesbaden-Biebrich (Hessen) beobachtet (Zingel 1990). 1994 bestand dort erstmals Brutverdacht, bis 1998 hielten sich maximal vier Exemplare dort auf (Zingel 1990, 2000). Dort kam es auch wiederholt zu Bruterfolg mit Venezuela-Amazonen (*Amazona amazonica*) bis 2003 (Stübing et al. 2010). 1991 bis 1993 wurde im Großraum Köln ein brütendes Paar dokumentiert (Kretzschmar 1999), 1999 wurden zwei Exemplare im Rosensteinpark in Stuttgart beobachtet (Hoppe 1999).

Amazona amazonica: Seit 1997 im Schlosspark von Wiesbaden-Biebrich (Hessen), Bruterfolg mit Rotbugamazone (*Amazona aestiva*) bis 2003, nach 2004 keine Beobachtungen mehr vorhanden (Zingel 2000, Stübing et al. 2010).

Amazona ochrocephala: Die bei Zingel (1990) und bei Geiter et al. (2002) angegebenen Vorkommen sind *Amazona oratrix* zuzuordnen (vgl. Bauer et al. 2005a). Von Bauer & Woog (2008) ohne Details gemeldet; Nachweis ist zu überprüfen.

Amazona oratrix: Erstmals 1984 freifliegend in einem Park in Stuttgart entdeckt, 1985 ein weiteres Tier von Tierpflegern der Stuttgarter Wilhelma ausgewildert, erster Bruterfolg 1986 (Hoppe 1999). 7-10 Brutpaare in 2005-2009 (SVD & DDA 2014). In der aktuellen Roten Liste Brutvögel Deutschlands als etabliertes Neozoon eingestuft (Südbeck et al. 2009).

Amazona versicolor: Im Juni und Juli 1980 konnte ein Gefangenschaftsflüchtling in Wiebaden beobachtet werden (Zingel 1990). Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.

Amazonetta brasiliensis: Drei Individuen wurden im Mai 2000 am Zachariassee im Kreis Soest (Nordrhein-Westfalen) beobachtet (DSK 2006). Die Art wird häufig gehalten und gezüchtet (Berndt & Busche 1993).

Anas americana: Regelmäßig Irrgäste in Europa (Bauer et al. 2005a). In den Niederlanden seit 1985 fast alljährlich gemeldet, inzwischen mehrfach Übersommerungen von Einzeltieren und auch von Paar, vereinzelt Mischbruten mit Pfeifente (*Anas penelope*) festgestellt (Bauer et al. 2005a). In Deutschland erstmals in Baden-Württemberg 1960 beobachtet (Bauer et al. 2005a). Zwölf Nachweise zwischen 1977 und 1999, Anteil Wildvögel unklar (Bauer et al. 2005a). Die Art wird häufig gehalten und gezüchtet (Berndt & Busche 1993).

Anas bahamensis: Im November 1963 am Bodensee angetroffen (Jacoby et al. 1970, Wüst 1981). Im Zeitraum 1997 bis 1999 konnten drei verschiedene Hybride (Fertilität unbekannt) mit der gefährdeten Krickente (*Anas crecca*) in Bochum und Witten (Nordrhein-Westfalen) festgestellt werden (Gottschling 2004). Die Art wird häufig gehalten und gezüchtet (Berndt & Busche 1993).

Anas capensis: Im Sommer 1998 wurde ein Exemplar an den Stradowe Teichen im Kreis Oberspreewald-Lausitz (Brandenburg) festgestellt (DSK 2002). Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.

Anas castanea: Eins aus dem Max-Planck-Institut in Seewiesen geflüchtetes Exemplar wurde am 24. Februar 1964 an der Ammerkanalmündung (Bayern) beobachtet (Wüst 1981). Im Frühling 1998 wurde ein Tier im Rötelseeweiergebiet im Kreis Cham (Bayern) festgestellt (DSK 2002).

Anas cyanoptera: Am 14. März 1960 im Teichgut Birkenhof bei Ismaning (Bayern) festgestellt (Wüst 1981), 1988 am Bodensee (Heine et al. 1999) und im April und Mai 1996 in Nordrhein-Westfalen und Sachsen-Anhalt beobachtet (DSK 1998). Die Art wird häufig gehalten und gezüchtet (Berndt & Busche 1993).

Anas discors: Die relativ hohe Zahl westeuropäischer Wiederfunde in Nordamerika beringter Vögel und das regelmäßige Erscheinen einzelner Individuen im Herbst in Großbritannien machen es sehr wahrscheinlich, dass viele europäische Nachweise auf Wildvögel zurückgehen (BSA 1990). Im Frühling/Sommer 1971 am Bodensee beobachtet (Schuster et al. 1983). Von 1977 bis 1999 dreizehn anerkannte Nachweise (Bauer et al. 2005a), darunter 1993 in Niedersachsen und Mecklenburg-Vorpommern (DSK 1995). 2011 zwei Individuen bei Herford (Nordrhein-Westfalen) festgestellt, die auf Grund des fehlenden Fluchtverhaltens als Gefangenschaftsflüchtlinge bewertet wurden (DAK 2013). Die Art wird mäßig häufig gehalten und gezüchtet (Berndt & Busche 1993).

Anas erythrorhyncha: Von Kretzschmar (1999) für Nordrhein-Westfalen als Gefangenschaftsflüchtling genannt.

Anas falcata: Ein Exemplar wurde im November 1974 an einem Teich in Kiel beobachtet (Berndt & Busche 1991). 1992 in Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen dokumentiert (DSK 1994). Im Januar 2010 im Kreis Grafschaft Bentheim (Niedersachsen) ein Tier mit blauem Farbbring beobachtet (DAK 2012). Die Art wird häufig gehalten und gezüchtet (Berndt & Busche 1993).

Anas flavirostris: Seit 1965 wiederholt in München und Umgebung festgestellt (Wüst 1981). In Brandenburg wurde im Oktober 1998 ein Exemplar bei Waßmannsdorf im Kreis Dahme-Spreewald (DSK 2002) und im Frühling 1999 wurde ein Exemplar bei Blankenfelde beobachtet (ABBO 2001).

Anas formosa: Ein Exemplar wurde im Januar 1969 am Teltowkanal in Berlin Zehlendorf beobachtet (ABBO 2001). Zwischen 1993 und 2010 in Kassel mehrfach festgestellt (DAK 2012). Im April 2012 im Kreis Havelland (Brandenburg) dokumentiert (DAK 2013). Die Art wird häufig gehalten und selten gezüchtet (Berndt & Busche 1993). Die Art kann nach aktuellen Wissensstand auch als Wildvogel bis nach Europa gelangen (DAK 2013), ein entsprechender Nachweis für Deutschland fehlt jedoch bisher.

Anas georgica: Am 24. Mai 1964 wurde ein Exemplar in Eilgau (Bayern) festgestellt (Wüst 1981).

Anas hottentotta: Im August 1994 wurde ein adultes Exemplar in der Wedeler Marsch (Schleswig-Holstein) beobachtet (DSK 1996). Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten. Die Art wird häufig gehalten und gezüchtet (Berndt & Busche 1993).

Anas luzonica: Von Bauer & Woog (2008) ohne Details gelistet. Die Art wird selten gehalten und gezüchtet (Berndt & Busche 1993). Die Art gehört zur Stockenten-Superspezies *A. platyrhynchos*, deren Taxonomie unterschiedlich aufgefasst wird.

Anas poecilorhyncha: Ende der 1960er Jahre wurden regelmäßig Vögel im Tiergarten Berlin gesehen, die vermutlich vom benachbarten Zoologischen Garten

- entflogen waren (ABBO 2001). 0-1 Brutpaare in 2005-2009 (SVD & DDA 2014). In der aktuellen Roten Liste Brutvögel Deutschlands als etabliertes Neozoon eingestuft (Südbeck et al. 2009). Die Art unterliegt dem Jagdrecht (BJagdG). Die Art gehört zur Stockenten-Superspezies *A. platyrhynchos*, deren Taxonomie unterschiedlich aufgefasst wird.
- Anas rhynchos*: Ein Individuum wurde im Mai 1965 am Bodensee dokumentiert (Jacoby et al. 1970). Im April 1995 wurde ein Exemplar an den Klärteichen Aderstedt in Sachsen-Anhalt beobachtet (DSK 1997). Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.
- Anas rubripes*: Nach Bauer et al. (2005c) für Baden-Württemberg gemeldet. Nach Kolbe (2001) aktuell nicht in deutschen Zoos und Privatanlagen vorhanden. Die Art gehört zur Stockenten-Superspezies *A. platyrhynchos*, deren Taxonomie unterschiedlich aufgefasst wird.
- Anas sibilatrix*: 1960 mehrfach in München und Umgebung beobachtet (Wüst 1981). Je ein Exemplar am 23. März 1964 an der Radolfzeller Aach und im Sommer am Bodensee festgestellt (Jacoby et al. 1970). Die Art wird häufig gehalten und gezüchtet (Berndt & Busche 1993).
- Anas smithii*: Im Dezember 1987 ein Individuum in der Radolfzeller Aachmündung (Bayern) dokumentiert (Heine et al. 1999).
- Anas specularioides*: Von Geiter et al. (2002) und Bauer & Woog (2008) ohne Details genannt.
- Anas superciliosa*: Von Bauer et al. (2005c) für die Schweiz, aber nicht für Deutschland genannt, von Bauer & Woog (2008) ohne Details gelistet. Die Art gehört zur Stockenten-Superspezies *A. platyrhynchos*, deren Taxonomie unterschiedlich aufgefasst wird.
- Anas versicolor*: Ein Exemplar wurde 1979 im Hauke-Haien-Koog (Schleswig-Holstein) beobachtet (Berndt & Busche 1991). 1997 im Brehmbachtal und Tauberatal bei Tauberbischofsheim in Baden-Württemberg beobachtet (DSK 2000). Die Art wird häufig gehalten und gezüchtet (Berndt & Busche 1993).
- Anastomus lamelligerus*: Ein Exemplar wurde im September 1991 am Ruppertsdorfer See bei Ratekau (Schleswig-Holstein) dokumentiert (DSK 1994). Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.
- Anhinga melanogaster*: Ein adultes Exemplar wurde im September 1992 in Hamburg beobachtet (DSK 1994). Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.
- Anhinga rufa*: Am 4. Dezember 1971 wurde ein Individuum am Bodensee festgestellt (Schuster et al. 1983). Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.
- Anser brachyrhynchus*: Wildvögel treten in Teilen Deutschlands als seltene Wintergäste auf (Bauer et al. 2005a). Die Herkunft beobachteter Tiere ist seit mindestens den 1940er Jahren unklar (Jacoby et al. 1970). Im März 1963 wurde ein wenig scheues Tier (wahrscheinlich Gefangenschaftsflüchtling) bei Romanshorn im Bodenseegebiet und im November 1979 wurde ein Exemplar in Niedersachsen dokumentiert (BSA 1989). 0-2 Brutpaare in 2005-2009 (SVD & DDA 2014).
- Anser caerulescens*: In West- und Mitteleuropa waren Schneegänse bis in das 19. Jh. hinein regelmäßige Wintergäste, verschwanden aber, als die zentralsibirische Population erlosch (Bauer et al. 2005a). Heutzutage treten Schneegänse nur selten als Irrgäste aus der nordamerikanischen Population auf, aktuell überwiegend Gefangenschaftsflüchtlinge (Bauer et al. 2005a). In Schleswig-Holstein 53 Beobachtungen mit 132 Individuen zwischen 1950 und 1980 (Bauer et al. 2005a). Die hohe Anzahl von Tieren deutet zumindest teilweise auf Wildvögel hin. Erste Bruterfolge sind in Deutschland (Schleswig-Holstein) ab den 1980er Jahren dokumentiert (Berndt et al. 2002). 5-8 Brutpaare in 2005-2009 (SVD & DDA 2014). In der aktuellen Roten Liste Brutvögel Deutschlands als etabliertes Neozoon eingestuft (Südbeck et al. 2009). Die Art unterliegt dem Jagdrecht (BJagdG).

Anser canagicus: Im September 1982 wurde ein Individuum am Bodensee beobachtet (Heine et al. 1999). Im Winter 1992 in der Tümlauer Bucht in Schleswig-Holstein dokumentiert (DSK 1994). Die Art wird häufig gehalten und gezüchtet (Berndt & Busche 1993). In den Niederlanden ein langsam wachsender Brutbestand (Bauer & Woog 2008).

Anser cygnoides: Siehe Steckbrief in Teil III im vorliegenden Band.

Anser indicus: Am 8. April 1934 wurde ein Weibchen auf Juist erlegt (Ringleben 1985b). Am Max-Planck-Institut Seewiesen (Bayern) wurde 1956 eine freilebende Kolonie begründet, die 1971 erstmals brütete (Bezzel et al. 2005). 5-20 Brutpaare in 2005-2009 (SVD & DDA 2014). In der aktuellen Roten Liste Brutvögel Deutschlands als etabliertes Neozoon eingestuft (Südbeck et al. 2009). Nach Bauer & Woog (2008) ist nicht klar, ob eine stabile selbst tragende Population wirklich ohne menschliche Einflussnahme besteht. Die Art unterliegt dem Jagdrecht (BJagdG).

Anser rossii: In Europa meist nur Gefangenschaftsflüchtlinge, doch vereinzelt auch Wildvögel (Bauer et al. 2005a). Erstmals gemeldet wurden zwei adulte Individuen im Mai 1988 in Niedersachsen (BSA 1990). Die Herkunft der Tiere aus Gefangenschaft ist nicht zwingend (BSA 1990). 1998 zweimal beobachtet, 1999 in Brandenburg nachgewiesen, ferner 2001 dokumentiert (Bauer et al. 2005a). Seit 2004 regelmäßig am Ismaringer Speichersee (Bayern) beobachtet (DAK 2012). Die Art wird mäßig häufig gehalten (Berndt & Busche 1993).

Aquila adalberti: Von Bauer & Woog (2008) ohne Details gemeldet.

Aquila nipalensis: Steppenadler wurden von Offizieren der sowjetischen Armee als Maskottchen gehalten und wiederholt in Mitteleuropa freigelassen (Meyburg et al. 1997). Am 29. Juli 1971 wurde ein in Neuruppin (Brandenburg) gefangenes Tier dem Berliner Tierpark übergeben, das von den Truppen der russischen Armee stammte (ABBO 2001). Im Juli 1985 wurde ein weiterer Fund in Brandenburg bei Döbbrick mit vermutlich ähnlicher Herkunft dokumentiert (ABBO 2001). Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.

Ara ararauna: Nach Bauer et al. (2005c) in Bayern nachgewiesen. Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten. Am Wilhelmminenberg in Wien in den 1960er Jahren freifliegend gehalten (Niethammer 1963).

Ara nobilis: Von Bauer & Woog (2008) ohne Details gemeldet.

Aratinga erythrogenys: Zwischen Oktober 1988 und Frühjahr 1990 hielt sich ein Gefangenschaftsflüchtling (wahrscheinlich Weibchen) in Gesellschaft eines Halsbandsittich-Männchens (*Psittacula krameri*) im Schlosspark Wiesbaden-Biebrich (Hessen) auf (Zingel 1990).

Aratinga finschi: Nach Bauer et al. (2005c) für das Jahr 1999 aus Hessen gemeldet. Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.

Aratinga holochlora: Nach Bauer et al. (2005c) für das Jahr 2001 aus Nordrhein-Westfalen gemeldet. Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.

Ardea melanocephala: Ein immatures Exemplar wurde 1981 in Baden-Württemberg beobachtet und als Gefangenschaftsflüchtling eingestuft (BSA 1989). Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.

Auripasser luteus: 1966 und 1967 tauchten nacheinander drei Exemplare auf Helgoland auf (Joschke & Vauk 1974). Dort auch 1993 dokumentiert (Geiter et al. 2002). Der Goldrückensperfling wird bei Händlern und Liebhabern als wenig anspruchsvoller Käfigvogel geschätzt (Joschko & Vauk 1974). Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.

- Aythya affinis*: In Europa seltener Gastvogel, mehrere Nachweise mit zweifelhafter Herkunft zwischen 1997 und 2001 (Bauer et al. 2005a). Ein Exemplar im April 1997 an den Fischeichen bei Lebrade (Schleswig-Holstein) beobachtet (DSK 2000). Die Art überwintert seit 2001 auf dem Rhein im Dreiländereck Deutschland-Frankreich-Schweiz (DAK 2012, 2013).
- Aythya americana*: Am 24. Februar 1974 am Kleinhesseloher See in München beobachtet (Wüst 1981). Zwischen April und Juni 2000 wurde ein adultes Exemplar im Bereich der Rieselfelder bei Münster (Nordrhein-Westfalen) festgestellt (DSK 2006). Die Art wird selten gehalten (Berndt & Busche 1993).
- Aythya collaris*: In Europa seltener Gastvogel, zunehmend entflozene Tiere aus Haltungen (Bauer et al. 2005a). Ein Exemplar wurde im Dezember 1969 bei Öhningen (Baden-Württemberg) und bei Eschenz in der Schweiz dokumentiert (Jacoby et al. 1970). An mehreren Orten zwischen 1975 und 1980 beobachtet (Hamburg, Bremen, Nordrhein-Westfalen) (BSA 1989).
- Aythya valisineria*: Ein Männchen wurde 1987 an der Staustufe Ens Dorf (Saarland) beobachtet (BSA 1990). Erster Nachweis eines Wildvogels in Mitteleuropa in den Niederlanden in 2003 (Bauer et al. 2005a).
- Balearica pavonina*: Nach Wüst (1981) hat die Art 1964 in Bayern Eier gelegt, jedoch nicht erfolgreich gebrütet. Ein Exemplar wurde im April 1971 am Bodensee beobachtet, das aus einem Gehege im schweizerischen Altenrhein entwichen war (Heine et al. 1999). Der Bestand gilt als erloschen.
- Balearica regulorum*: Im Dezember 1991 wurde ein adultes Exemplar in Rees-Esserden (Nordrhein-Westfalen) beobachtet (DSK 1994). Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.
- Bambusicola thoracicus*: Aus China eingeführte Tiere wurden im Frühjahr 1914 bei Eckernförde (Schleswig-Holstein) freigelassen (Niethammer 1963). Der Bestand gilt als erloschen.
- Bombycilla japonica*: Im Juli 2001 wurde ein Exemplar in Groß Wolterdorf (Brandenburg) beobachtet (DSK 2008). Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.
- Bostrychia hagedash*: Ohne genauere Angaben von Heckenroth & Laske (1997) für Niedersachsen gelistet.
- Branta canadensis*: Siehe Steckbrief in Teil III im vorliegenden Band.
- Branta hutchinsii*: Im Jahr 2000 in Schleswig-Holstein und Niedersachsen gemeldet (DSK 2006). Sicherlich schon früher im Freiland vertreten. In den Niederlanden stark ansteigende Bestände (Bauer & Woog 2008). Bisher nicht geklärt, ob in Einzelfällen ein Erscheinen von Wildvögeln aus Nordamerika (speziell die Unterart *hutchinsii*, die im Vergleich zu den drei anderen bekannten Unterarten ein Zugverhalten zeigt) in Europa möglich sein könnte (DAK 2012).
- Branta ruficollis*: In Mitteleuropa lange Zeit nur seltener Gastvogel, inzwischen aber deutliche Häufung der Beobachtungen, zum Teil auf Gefangenschaftsflüchtlinge zurückzuführen (Bauer et al. 2005a). Der Anteil an Gefangenschaftsflüchtlingen ist in Nord-Deutschland gering, in Süd-Deutschland beträchtlich (Bauer et al. 2005a). Zwei Exemplare (wahrscheinlich Parkvögel) wurden im Dezember 1960 am Bodensee beobachtet (Jacoby et al. 1970), ein vermutlich entwachsenes Tier wurde im August 1961 bei Windischleuba (Thüringen) nachgewiesen (Steffens et al. 1998). Erste Freilandbrut in Deutschland 2002 (Brandt & Hadasch 2002). Die Art wird häufig gehalten und gezüchtet (Berndt & Busche 1993, Kolbe 2001).
- Branta sandvicensis*: Im April 1996 im Entenmoor Moitin (Mecklenburg-Vorpommern) beobachtet (DSK 1998). Die Art wird häufig gehalten und gezüchtet (Berndt & Busche 1993).

Brogeris pyrrhopterus: Anfang der 1920er Jahre wurde ein Paar im nördlichen Schwarzwald ausgesetzt. Es hat im Freien überwintert, aber nicht gebrütet (Niethammer 1963). Der Bestand gilt als erloschen.

Brogeris tirica: In einem Park bei Görlitz (Sachsen) lebten 1898 einige ausgesetzte Exemplare (Niethammer 1963). Der Bestand gilt als erloschen.

Bubulcus ibis: Brut- sowie Gastvogel in Europa (Bauer et al. 2005a). In den meisten Fällen ist in Deutschland bei älteren Meldungen von Gefangenschaftsflüchtlingen auszugehen, wenngleich das Auftreten von Wildvögeln dieser anpassungsfähigen und expansionsfähigen Art nicht völlig auszuschließen ist (BSA 1989, 1990, 1992). Ein Exemplar im August 1970 am Gülper See (Brandenburg) beobachtet (ABBO 2001). Ab 1972 mehrfach im Bodenseegebiet und Baden-Württemberg festgestellt (Schuster et al. 1983), wohl zum Teil aus dem Karlsruher Zoo entkommen. An mehreren Stellen in Europa (England, Österreich) ab den 1930er Jahren ausgesetzt bzw. aus Freiflughaltung entkommen (Niethammer 1963). In jüngster Zeit Anzeichen für Zunahme der Einfüge von Wildvögeln, z.B. aus Frankreich, wo Bestände ebenfalls stark ansteigen (Bauer et al. 2005a).

Bucephala albeola: Im Sommer 1995 wurde ein adultes Exemplar im Kätinger Watt (Schleswig-Holstein) beobachtet (DSK 1997). In 2010 in Sachsen und Schleswig-Holstein sowie 2010-2013 in Bayern festgestellt (DAK 2012, 2013, 2014). Die Art wird mäßig häufig gehalten und selten gezüchtet (Berndt & Busche 1993). In Mitteleuropa wurden bisher nur Gefangenschaftsflüchtlinge festgestellt (Bauer et al. 2005c).

Bucephala islandica: Im 19. Jh. seltener Gastvogel aus Island, z.B. 1853 in Mecklenburg-Vorpommern (Bauer et al. 2005a). Beobachtungen ab den 1950er Jahren gehen vermutlich größtenteils auf Gefangenschaftsflüchtlinge zurück, z.B. 1954, 1963 und 1966 am Bodensee (Jacoby et al. 1970). Nachweis 1955 auf Helgoland wurde als Wildvogel eingestuft (Berndt & Busche 1993, DAK 2012). Die Art wird mäßig häufig gehalten und selten gezüchtet (Berndt & Busche 1993).

Cacatua galerita: Von Bauer & Woog (2008) ohne Details gelistet.

Cacicus cela: Von Bauer & Woog (2008) ohne Details gelistet.

Cairina moschata: Am 12. September 1967 am Großen See (Bayern) beobachtet, vermutlich aus Freiflughaltung stammend (Wüst 1973). Flüchtlinge treten regelmäßig im Freiland auf, konkrete Angaben zu längerfristig bestehenden Populationen liegen nicht vor (Bauer & Woog 2008). 0-1 Brutpaare in 2005-2009 (SVD & DDA 2014). Die Art unterliegt dem Jagdrecht (BjagdG).

Callipepla californica: Aussetzungen erfolgten 1876 unweit Merseburg (Sachsen-Anhalt) und wiederholt bis in die 1930er Jahre (Niethammer 1963). Es ist jedoch zu vermuten, dass sich keine dauerhaften Populationen gebildet haben (Niethammer 1963). Aktuell bei Hamm-Rhynern (Nordrhein-Westfalen) festgestellt (Frede et al. 2010).

Callonetta leucophrys: Ein Tier wurde zwischen März 1988 und April 1989 in verschiedenen Gebieten in Berlin-Pichelsdorf beobachtet (ABBO 2001). 1988 auch in Schleswig-Holstein (Berndt & Busche 1991) und 1991 in Nordrhein-Westfalen (Kretzschmar & Ostermann 1999) festgestellt. Erster Freilandbrutnachweis in Deutschland 1998 im NSG Dellwiger Bach bei Dortmund (Kretzschmar & Ostermann 1999). 0-3 Brutpaare in 2005-2009 (SVD & DDA 2014). Die Art wird häufig gehalten und gezüchtet (Berndt & Busche 1993).

Cardinalis cardinalis: In der Stettiner Umgebung um 1885 im Freien lebend und brütend (Niethammer 1963). Aktuelle Nachweise: ein adultes Exemplar in Plauen (Sachsen) im Dezember 2004 (DSK 2008) und ein Männchen 2007 auf Helgoland (Dierschke et al. 2011).

Carduelis sinica: 1958 und zwischen 1989 und 2001 wurden viermal je ein Exemplar auf Helgoland beobachtet (BSA 1991, Dierschke et al. (2011)).

- Carpodacus mexicanus*: Ein adultes Männchen wurde im Oktober 1981 südlich Rheinbach (Nordrhein-Westfalen) festgestellt (AviKom 2010). Aktuelle Nachweise liegen aus Bad Salzuflen (Nordrhein-Westfalen) und im Mai 2013 aus Dessau-Roßlau (Sachsen-Anhalt) vor (Frede et al. 2010, DAK 2014).
- Carpodacus roseus*: Im Juni 1995 wurde ein Exemplar auf Helgoland beobachtet, das vermutlich ein Gefangenschaftsflüchtling war (DSK 1997).
- Carpodacus rubicilla*: Nach Bauer et al. (2005c) für das Jahr 1992 aus Niedersachsen gemeldet.
- Carpodacus rubicilloides*: Ein adultes Exemplar wurde im April 1992 in Niedersachsen beobachtet (DSK 1994).
- Cathartes aura*: Im Mai 2000 wurde ein Exemplar bei Kavelpaß (Mecklenburg-Vorpommern) dokumentiert (DSK 2006).
- Centurus carolinensis*: Nach Geiter et al. (2002) 1876 ausgesetzt. Der Bestand gilt als erloschen.
- Cereopsis novaehollandiae*: Im Februar 1997 wurde ein Exemplar im St. Georgiwald im Rheiderland (Niedersachsen) beobachtet (DSK 2000). Die Art wird häufig gehalten und mäßig häufig gezüchtet (Berndt & Busche 1993).
- Chaimarrornis leucocephalus*: Ein adultes Exemplar wurde im Oktober 1992 in Odebornbach (Nordrhein-Westfalen) beobachtet (DSK 1994).
- Chenonetta jubata*: Ein Weibchen wurde zwischen 1990 und 2000 mehrere Jahre bei Rheinberg-Eversael (Nordrhein-Westfalen) beobachtet (Wink et al. 2005). Im Januar 1998 wurde ein Exemplar bei Merzenich (Nordrhein-Westfalen) festgestellt (Wink et al. 2005). Im März 1998 wurde ein adultes Exemplar am Alfsee bei Osnabrück (Niedersachsen) dokumentiert (DSK 2002). Die Art wird häufig gehalten und gezüchtet (Berndt & Busche 1993).
- Chloephaga picta*: Zwischen 1990 und 2000 in Raum Düsseldorf festgestellt (Wink et al. 2005). Im Mai 1996 in der Tümlauer Bucht bei Brösum (Schleswig-Holstein) beobachtet (DSK 1998). Die Art wird selten gehalten (Berndt & Busche 1993). Neuerdings fester Brutbestand in Flandern (Bauer et al. 2005a).
- Chloephaga poliocephala*: Von Bauer et al. (2005c) für das Jahr 1999 angegeben. Die Art wird selten gehalten (Berndt & Busche 1993).
- Chloephaga rubidiceps*: Von Bauer & Woog (2008) ohne Details gelistet. Die Art wird selten gehalten (Berndt & Busche 1993).
- Chloropsis aurifrons*: Im Sommer 1968 wurde ein singendes Männchen in Niedergörsdorf (Brandenburg) beobachtet (Beutler 1978, ABBO 2001). Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.
- Chrysolophus amherstiae*: Bei Frankfurt/Oder (Brandenburg) hielten sich 1990 einzelne Vögel auf (ABBO 2001). Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.
- Chrysolophus pictus*: Mitte des 18. Jh. in der Fasanerie Nymphenburg (Niethammer 1963). Anfang des 19. Jh. in Streckenberichten erwähnt. Ob es sich um vollständig verwilderte Exemplare handelt, ist nicht eindeutig belegt (Niethammer 1963). Zwischen September und Dezember 1975 hielt sich ein Exemplar in Britz (Brandenburg) auf (ABBO 2001). Der Bestand gilt als erloschen. Schon von den Römern aus China nach Europa gebracht (Niethammer 1963).
- Ciconia abdimii*: Im September 1995 wurde ein Exemplar auf den Hasewiesen bei Hallage (Niedersachsen) beobachtet (DSK 1997). Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.
- Ciconia maguari*: Nach Bauer et al. (2005c) für Bayern gemeldet. Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.
- Colinus virginianus*: 1888 wurden vier Paare in der Gegend von Offenburg (Baden-Württemberg) ausgesetzt, die sich nicht halten konnten (Niethammer 1963).

Mehrfache weitere Aussetzungen erfolgten bis Ende des 19. Jh. in Deutschland (Niethammer 1963). Der Bestand gilt als erloschen.

Conuropsis carolinensis: Im 19. Jh. gab es in Deutschland mehrere Freiflugexperimente, in deren Folge auch eine temporäre Brutansiedlung in Thüringen erfolgte (Bauer & Woog 2008). Die Bestände in Thüringen wurden 1876 und in den 1920er Jahren durch Abschluss dezimiert und schließlich ausgelöscht. Inzwischen ist die Art weltweit ausgestorben (Bauer & Woog 2008). Ende 18./Anfang 19. Jh. war der Karolinasittich eine der häufigsten Papageienarten auf dem deutschen Vogelmarkt (Hoppe in Bauer & Woog 2008).

Corvus albus: Im November 1994 wurden zwei Individuen in Wermelskirchen (Nordrhein-Westfalen) beobachtet (DSK 1996). Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.

Corvus dauuricus: Im Dezember 1995 als Gefangenschaftsflüchtling in Thüringen gemeldet (DSK 1997).

Coryphospingus cucullatus: Ein Männchen wurde am 16. Juni 1993 in den Rheinauen bei Gröfzheim (Baden-Württemberg) dokumentiert (Hözlinger 1997). Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.

Cossypha heuglini: Nach Bauer et al. (2005c) für das Jahr 1995 aus Hessen gemeldet. Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.

Coturnix chinensis: Von Bauer & Woog (2008) ohne Details gelistet.

Coturnix japonicus: Vielfach als Jagdvogel ausgesetzt (Bauer et al. 2005c). Für Nordrhein-Westfalen vor 1995 gemeldet (Kretschmar 1999). Ein Tier wurde in Bünde-Ahle (Nordrhein-Westfalen) 2009 von einem Hund gebracht (Frede et al. 2010). Belegbare Hinweise auf Brutansiedlungen fehlen, sind aber angesichts der Zahlen ausgesetzter Vögel wahrscheinlich (Bauer & Woog 2008).

Cyanopica cyanus: 1983 und im Dezember 1999 wurde je ein Exemplar in Groß-Ostheim im Kreis Aschaffenburg (Bayern) festgestellt (DSK 2005).

Cygnus atratus: Zwischen 1928 und 1930 freifliegend im Nymphenburger Park in München gehalten (Wüst 1973). Erste Freilandbrut in Deutschland (Baden-Württemberg) wurde 1963 beobachtet (Bauer & Woog 2008). 20-30 Brutpaare in 2005-2009 (SVD & DDA 2014). In der aktuellen Roten Liste Brutvögel Deutschlands als etabliertes Neozoon eingestuft (Südbeck et al. 2009). Nach Bauer & Woog (2008) ist die Brutpopulation sehr wahrscheinlich nicht selbst erhaltend.

Cygnus buccinator: Von Kretschmar (1999) für Nordrhein-Westfalen als Gefangenschaftsflüchtling genannt.

Cygnus coscoroba: Im August 1999 wurde ein adultes Exemplar im Katinger Watt (Schleswig-Holstein) beobachtet (DSK 2005). Die Art wird selten gehalten und gezüchtet (Berndt & Busche 1993).

Cygnus melanocoryphus: Im November 1936 wurde ein Exemplar am Großen Binnensee (Schleswig-Holstein) festgestellt (Berndt & Busche 1991). Aktuell wurde im Sommer 1999 ein adultes Exemplar im Katinger Watt (Schleswig-Holstein) beobachtet (DSK 2005). Die leicht zu züchtende Art ist in Zoos und Privatanlagen weit verbreitet (Kolbe 2001).

Dacelo novaeguineae: Ein Exemplar wurde im September 1996 in Oberbexbach (Saarland) beobachtet, das einige Wochen zuvor einem Züchter entflohen war (DSK 1998). Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.

Dendrocygna autumnalis: Am 29. April 1980 wurden drei Exemplare an der Radolfzeller Aachmündung (Bayern) beobachtet (Schuster et al. 1983). Die Art wird mäßig häufig gehalten (Berndt & Busche 1993).

- Dendrocygna bicolor*: Im November 1931 wurde ein Tier bei Deezbüll (Schleswig-Holstein) gefangen (Berndt & Busche 1991). 1939 am Bodensee beobachtet (Heine et al. 1999). Die Art wird verbreitet gehalten und problemlos gezüchtet (Kolbe 2001).
- Dendrocygna javanica*: Ein aus Gefangenschaft stammendes Tier hielt sich am 25. März 2005 am Roxheimer Altrhein (Rheinland-Pfalz) auf (Dietzen et al. 2005). Überwiegend in Privatanlagen gezüchtet (Kolbe 2001).
- Dendrocygna viduata*: Am 25. August 1959 wurden drei Exemplare im Ismaninger Teichgebiet (Bayern) beobachtet (Wüst 1981). Im Mai 1995 wurden in Niedersachsen und im Juni 1995 in Hessen mehrere Individuen festgestellt (DSK 1997). Die Art wird häufig gehalten und gezüchtet (Berndt & Busche 1993). Die häufigste Pfeifgans-Art in Zoos und Privatanlagen (Kolbe 2001).
- Egretta schistacea*: Ein Exemplar wurde 1982 in Hessen beobachtet (BSA 1989). Kurz zuvor wurden von einem süddeutschen Tierhändler mehrere Vögel freigelassen (BSA 1989). Für 1982 liegen mehrere Beobachtungen von mindestens drei Vögeln im Bodenseegebiet vor (Schuster et al. 1983). Bereits 1980 im Bodenseegebiet (Schweiz, Österreich) beobachtet (Schuster et al. 1983).
- Egretta tricolor*: Nach Bauer et al. (2005c) für Baden-Württemberg gemeldet.
- Elanoides forficatus*: Nach Bauer et al. (2005c) ist ein Fund aus dem Jahr 1922 dokumentiert. Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.
- Elanus caeruleus*: Seltener Gastvogel aus südeuropäischen Gebieten im 19. Jh. (Bauer et al. 2005a). Gefangenschaftsflüchtling 1975 in Hessen (Bauer et al. 2005a). Ein adultes Exemplar wurde im August 1984 im Saarland beobachtet, das möglicherweise aus einer Greifvogelhaltung entkommen war (BSA 1989).
- Emberiza bruniceps*: Die Art wird meist als „wahrscheinlicher Gefangenschaftsflüchtling“ geführt, obwohl es sich auch (zumindest teilweise) um Wildvögel aus Osteuropa handeln könnte (BSA 1992), da eine Häufung von mitteleuropäischen Funden um den Monat Juni herum besteht (BSA 1991). So wurden u.a. vor allem Männchen am 30. Juni 1955 auf Wangerooze (Radtke 1959), am 31. August 1958 bei Weingarten im Bodenseegebiet (Jacoby et al. 1970), zwischen dem 16. und 19. Mai 1989 auf der niedersächsischen Insel Minsener Oog und am 1. Juli 1989 auf Helgoland (BSA 1991) festgestellt. Ein Winterfund ist z.B. aus dem Januar 1958 für Helgoland dokumentiert (Radtke 1959).
- Emberiza chrysophrys*: Im April 2004 wurde ein Exemplar in einem Hausgarten in Banzkow im Kreis Parchim in Mecklenburg-Vorpommern beobachtet (DSK 2008).
- Emberiza elegans*: Im Winter 1991 bei Hildesheim in Niedersachsen (DSK 1994) und im Sommer 1993 auf Helgoland beobachtet (DSK 1995).
- Emberiza melanocephala*: In Deutschland werden immer wieder Gastvögel gemeldet, die aus südeuropäischen Ländern einfliegen (DSK 1994, Hölzinger 1997). Zwischen 1860 und 1908 wiederholt auf Helgoland beobachtet (Joschko & Vauk 1974). Nach über 50jähriger Pause tauchte erst 1959 wieder ein Exemplar auf Helgoland auf (Joschko & Vauk 1974). In den 1960er Jahren vielfach auf Helgoland beobachtet. In vielen Fällen handelte es sich nach Ansicht von Joschko & Vauk (1974) um entfiogene Käfigvögel, da zu dieser Zeit der Import beständig anstieg. Im Juli 1981 wurden zwei Exemplare auf Helgoland beobachtet, die vermutlich Gefangenschaftsflüchtlinge waren (BSA 1991).
- Emberiza stewarti*: Von Bauer & Woog (2008) ohne Details gelistet.
- Emberiza tahapisi*: Im Oktober 1994 wurde ein Exemplar auf Helgoland beobachtet (DSK 1996). Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.

Eophona migratoria: Im Mai 1992, 2001 und 2003 auf Helgoland sowie im Frühling 1995 und 1991 in Oldenburg beobachtet (DSK 1997, Bauer et al. 2005c, Dierschke et al. 2011).

Eophona personata: Ende Dezember 1990 bis Mai 1991 wurde ein Exemplar im Bodenseegebiet beobachtet (Heine et al. 1999). Im Mai 1992 wurde ein Tier auf Helgoland gefangen, anschließend mit dem Schiff nach Cuxhaven (Niedersachsen) gebracht und dort wieder freigelassen (DSK 1994).

Eos bornea: Von Bauer & Woog (2008) ohne Details gelistet. Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.

Estrilda astrild: Von Bauer & Woog (2008) ohne Details gelistet. Erster Freilandfund für Europa gelang 1964 in Portugal, wo sich die Art seither weiter ausgebreitet hat (Reino & Silva 1996).

Estrilda melpoda: Zwei Orangebäckchen wurden Ende September und Anfang Oktober 1964 im Bodenseegebiet beobachtet (Jacoby et al. 1970). Dort wurde 1980 eine Brut dokumentiert (Hözlinger 1997).

Estrilda troglodytes: Ein Exemplar wurde am 17. Oktober 1990 in der Wagbachniederung (Baden-Württemberg) festgestellt (Hözlinger 1997). Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.

Euplectes afer: Am 8. Mai 1971 auf Helgoland gefangen (Dierschke et al. 2011). Im Herbst 1976 und 1989 in der Wagbachniederung (Baden-Württemberg) beobachtet (Hözlinger 1997). Am 19. September 1993 ein Individuum am Gatower Riesefeld (Berlin) nachgewiesen (ABBO 2001).

Euplectes albonotatus: Im November 1998 wurde ein Exemplar in Gelsenkirchen-Hassel (Nordrhein-Westfalen) beobachtet (DSK 2002). Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.

Euplectes franciscanus: Im September 1999 wurde ein Exemplar im Ostseehafen Neuendorf auf Hiddensee (Mecklenburg-Vorpommern) festgestellt (DSK 2005). Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.

Euplectes hordeaceus: Im Oktober 1999 wurde ein adultes Exemplar in Fort Kugelbake im Kreis Cuxhaven (Niedersachsen) dokumentiert (DSK 2005). Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.

Euplectes macrourus: Im Sommer 1998 wurde ein Exemplar in Berlin-Neukölln beobachtet (DSK 2002). Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.

Euplectes nigroventris: Ein Männchen wurde im August 2000 im NSG Hervester Bruch (Nordrhein-Westfalen) dokumentiert (AviKom 2007). Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.

Euplectes orixis: Im Herbst 1988 wurden zwei Tiere in der Wagbachniederung (Baden-Württemberg) nachgewiesen (Hözlinger 1997). Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.

Falco biarmicus: Ein Exemplar, das in Bayern entflohen war, wurde im Juli 1987 bei Rädigke gefangen (ABBO 2001). Entkommene Beizvögel sind sicherlich schon früher im Freiland aufgetreten. Eine zweifelhafte Meldung liegt aus dem Jahr 1913 vor (vgl. von Knorre et al. 1986).

Falco jagger: Nach Bauer et al. (2005a) für Baden-Württemberg gemeldet. Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.

Falco rusticolus: Unregelmäßiger Durchzügler und Wintergast im 18. Jh. (Bauer et al. 2005a). In Deutschland über 50 Nachweise im 19. und 20. Jh., darunter

sicherlich Gefangenschaftsflüchtlinge und Hybriden (Bauer et al. 2005a).

Falco sparverius: Drei Individuen wurden zwischen Juli und August 2003 in Eschenburg/Simmersbach im Lahn-Dill-Kreis (Hessen) festgestellt. Es handelte sich dabei eventuell um Hybriden verschiedener Unterarten (DSK 2008).

Ficedula semitorquata: Von Bauer & Woog (2008) ohne Details genannt.

Fregatta magnificens: Nach Geiter et al. (2002) vor 1995 aus Gefangenschaft entwichen. Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.

Gallus gallus: Ende des 19. Jh. bei Mannheim und Mitte der 1930er Jahre in Thüringen in die freie Wildbahn entlassen (Niethammer 1963). Es liegen keine späteren Beobachtungen vor (Niethammer 1963, Bauer & Woog 2008). Der Bestand gilt als erloschen.

Garrulax perspicillatus: Im Februar und Spätherbst 1981 wurde je ein Individuum in Berlin-Biesdorf festgestellt (ABBO 2001). Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.

Garrulax poecilorhynchus: Von Bauer & Woog (2008) ohne Details gelistet.

Garrulus lanceolatus: Von Bauer & Woog (2008) ohne Details gelistet. Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.

Geopelia cuneata: Im Jahr 2000 wurden Exemplare auf Helgoland und in Nordrhein-Westfalen (DSK 2006) sowie 2009 im Bereich der Rieselfelder bei Münster beobachtet (Frede et al. 2010).

Gracula religiosa: Ende Oktober 1995 wurde ein Exemplar wiederholt auf Helgoland beobachtet, das schließlich von einer Katze gefressen wurde (Dierschke et al. 2011). Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.

Grandala coelicolor: Von Bauer & Woog (2008) ohne Details gelistet. Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.

Grus antigone: 1982 entkam ein Pärchen aus einer Tierhaltung in Schwaigern bei Heilbronn (Baden-Württemberg). Das Paar brütete 1983 erfolglos in der Ober-rheinebene südlich von Karlsruhe. Die Kraniche konnten bis Anfang der 1990er Jahre im Rheintal beobachtet werden (Mahler 1996). Der Bestand gilt als erloschen.

Grus leucogeranus: Von Bauer & Woog (2008) ohne Details gelistet. Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.

Grus vipio: Ein Exemplar wurde im September 2006 zwischen Dedesdorf und Overwarfe im Kreis Cuxhaven (Niedersachsen) festgestellt (DSK 2009). Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.

Grus virgo: Sehr seltener Gastvogel (1837 ein Exemplar auf Helgoland erlegt), neuere Beobachtungen wohl überwiegend Gefangenschaftsflüchtlinge (Bauer et al. 2005a). 1954 für Nordrhein-Westfalen abgegeben (Bauer et al. 2005a). Ein Exemplar wurde im Winter 1965 bei Neulöwenberg gefangen und in den Tierpark Berlin gebracht (ABBO 2001). Ein Individuum wurde im August 1973 im Ermatinger Becken dokumentiert (Schuster et al. 1983). Ein Gefangenschaftsflüchtling wurde im August 2010 in Gutfenstetten (Bayern) beobachtet (DAK 2012).

Gyps himalayensis: Von Bauer & Woog (2008) ohne Details gelistet. Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.

Gyps rueppellii: Ein adultes Exemplar wurde auf Hiddensee und auf Rügen (Mecklenburg-Vorpommern) zwischen September und Oktober 2003 beobachtet

(DSK 2008). Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufzutreten.

Haliaeetus leucocephalus: Am 12. Juni 1973 wurde am Steinhuder Meer (Niedersachsen) ein Vogel mit Geschüh beobachtet (Ringleben 1989a). Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufzutreten. Ein im Mai vom Bayerischen Jagdfalkenhof entflohenes Tier wurde nach einer Woche bei Meckenheim (Nordrhein-Westfalen) wieder eingefangen und zurückgebracht (AviKom 2007).

Haliaeetus pelagicus: Nach Bauer et al. (2005c) für das Jahr 1991 aus Mecklenburg-Vorpommern gelistet. Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufzutreten.

Haliastur indus: Nach Bauer et al. (2005c) für Baden-Württemberg gemeldet. Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufzutreten.

Hesperiphona vespertina: Zwei Individuen wurden im März 2006 in Karlsruhe (Baden-Württemberg) beobachtet (DSK 2009).

Histrionicus histrionicus: Im 19. Jh. seltener Gastvogel, z.B. in Schleswig-Holstein „lange vor 1875 bei Lübeck erlegt“ und „1888 auf dem Kieler Hafen erbeutet“ (Berndt & Busche 1993). Im März 1924 am Bodensee nachgewiesen (Jacoby et al. 1970). 1957 erstmals in Niedersachsen und Sachsen beobachtet (Bauer et al. 2005a). Wildvögel stammen wahrscheinlich aus ostsibirischer Population, die stärker zugdisponiert ist als die nordamerikanische Population (Berndt & Busche 1993). Eindeutige Gefangenschaftsflüchtlinge sind seit den 1980er Jahren dokumentiert (Bauer et al. 2005a, DAK 2013).

Hypochoera chalybeata: Ein Weibchen wurde am 20. Juni 1972 auf Helgoland gefangen, bei dem es sich um einen Gefangenschaftsflüchtling gehandelt haben dürfte (Joschko & Vauk 1974). Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufzutreten. In großer Zahl als Ziervogel importiert (Joschko & Vauk 1974).

Hypsipetes leucocephalus: Im Winter 2000 wurde ein Exemplar in Löbitzsee Trebbichau (Sachsen-Anhalt) dokumentiert (DSK 2006).

Ixobrychus eurythmus: Von Bauer & Woog (2008) ohne Details gelistet. Wird aktuell nicht in Tierparks gehalten.

Lagonosticta senegala: Ein Weibchen wurde im Juni 1972 auf Helgoland mehrfach beobachtet (Joschko & Vauk 1974). Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufzutreten.

Lagopus lagopus: 1880 wurde ein Paar bei Schilbach in Schöneck (Sachsen) ausgesetzt, das auch gebrütet hat, sich aber nicht länger halten konnte (Niethammer 1963). 1891 wurden fünf Vögel im Knyphauser Wald in Niedersachsen angesiedelt (Ringleben 1985a). 1893 oder 1898 wurde im Hohen Venn (Grenzgebiet Belgien/Deutschland) die Unterart *scoticus* ausgesetzt (Niethammer 1963). Der Bestand war in Deutschland ab den 1930er Jahren rückläufig und ist vermutlich erloschen (Niethammer 1963, Bauer et al. 2005a). Möglicherweise schon im 18. Jh. im Schwarzwald ausgesetzt (Niethammer 1963).

Lamprolornis leucogaster: Im Sommer 1989 wurde ein Exemplar auf Helgoland beobachtet (BSA 1991). Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufzutreten.

Lamprolornis purpureus: Im August 2000 wurde ein Exemplar auf Helgoland nachgewiesen (DSK 2006). Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufzutreten.

Lamprolornis splendidus: Für das Jahr 1969 in Niedersachsen gemeldet (Bauer et al. 2005c). Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufzutreten.

Lamprolornis superbus: Hat 1969 in Niedersachsen gebrütet (Bauer et al. 2005c). Drei Nachweise liegen zwischen 1987 und 1995 für Baden-Württemberg vor (Hölzinger 1997). Im Juli 1997 wurden drei Individuen in Maidbronn im Kreis Würzburg in Bayern beobachtet (DSK 2000).

- Larus atricilla*: Sehr seltener Gastvogel in Mitteleuropa (Bauer et al. 2005a). Zwischen 1997 und 2002 wurden in mehreren Bundesländern Exemplare festgestellt, die sehr wahrscheinlich Wildvögel waren (Bauer et al. 2005a). Im August 1995 wurde ein Exemplar am Altwarmbüchener See in Niedersachsen nachgewiesen (DSK 1997), das nicht als Wildvogel anerkannt wurde (Bauer et al. 2005a).
- Larus hartlaubii*: Von Ende November bis Mitte Dezember 1981 wurde ein Exemplar bei Gaienhofen am Bodensee (Baden-Württemberg) beobachtet, das aus dem Baseler Zoo entwichen war (Hözlinger & Boschert 2001). Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.
- Leiothrix argentauris*: Ein Paar wurde im November 1991 in der parkartigen Villen-Siedlung in Geisenkirchen-Buer (Nordrhein-Westfalen) festgestellt, das 1992 dort gebrütet hat. Danach gab es dort keine weiteren Nachweise (NWO 2002).
- Leiothrix lutea*: 1892 wurde in Steglitz bei Berlin ein Pärchen ausgesetzt. Am 18. Mai 1899 wurden auf der Siebenberginsel im Aupark der Stadt Kassel (Hessen) neun Männchen und elf Weibchen freigelassen (Niethammer 1963). Die Art hat mehrmals in Deutschland gebrütet, konnte sich aber bisher nicht dauerhaft halten. Im Südwesten Frankreichs hat sich eine Population von über 1000 Tieren entwickelt (Bauer & Woog 2008).
- Leptoptilus crumeniferus*: Nach Bauer et al. (2005c) für das Jahr 2000 aus Niedersachsen gemeldet. Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.
- Lonchura atricapilla*: 1964 oder 1965 auf Scharhörn (Radtke 1967) und am 26. September 1979 in Unterfranken beobachtet (Wüst 1986). Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.
- Lonchura maja*: Im Oktober 1986 wurde ein Exemplar auf Helgoland beobachtet (Dierschke et al. 2011). Zwei Nachweise (1993, 1994) liegen für die Wagbachniederung (Baden-Württemberg) vor (Hözlinger 1997).
- Lonchura oryzivora*: Fünf Vögel wurden 1910 freigelassen, sie brüteten nicht und verschwanden nach einiger Zeit. 1915 wurden zwei weitere Paare ausgesetzt, die brüteten, sich aber ebenfalls nicht halten konnten (Niethammer 1963). In den 1950er Jahren in Baden-Württemberg brütend nachgewiesen (Bauer & Woog 2008). 1970 wurde ein Männchen auf Helgoland beobachtet. Es handelte sich dabei um ein Exemplar der weißen Zuchttrasse, der domestizierten Form des aus Indonesien stammenden Reisfinks (Joschko & Vauk 1974). Durch Geiter et al. (2002) ohne nähere Angaben als ausgesetzte und entwichene Art geführt.
- Lonchura punctulata*: Im September 1967 und Juni 1975 wurden entflozene Käfigvögel auf Helgoland festgestellt (Joschko & Vauk 1974, Dierschke et al. 2011). Im Juli 1997 wurde ein Exemplar in Eutingen in Baden-Württemberg beobachtet (DSK 2000). Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.
- Lonchura spectabilis*: Im September 1997 auf Helgoland beobachtet (Dierschke et al. 2011). Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.
- Lophodytes cucullatus*: 1906 wurde ein Männchen in Niedersachsen erlegt (Bauer et al. 2005a). Die Herkunft ist unsicher, da damals eine Haltung in Gehegen nicht üblich war (Bauer et al. 2005a). In Mitteleuropa liegt bisher kein zweifelsfreier Nachweis eines Wildvogels vor (Bauer et al. 2005a). Seit 1977 mindestens 30 Mal beobachtet und als Gefangenschaftsflüchtlinge klassifiziert (z.B. BSA 1989, Berndt & Busche 1993, Bauer et al. 2005a, DAK 2012, 2014). Die Art wird seit den 1960er Jahren in Mitteleuropa zunehmend gehalten und gezüchtet (BSA 1992).
- Lophura nycthemera*: Mitte des 18. Jh. in der Fasanerie Nymphenburg (Niethammer 1963). Anfang des 19. Jh. in Streckenberichten erwähnt. Ob es sich um vollständig verwilderte Exemplare gehandelt hat, ist nicht eindeutig belegt (Niethammer 1963). Der Bestand gilt als erloschen.
- Macronectes giganteus*: Von Bauer & Woog (2008) ohne Details gelistet. Wird aktuell nicht in Tierparks gehalten.

Marmaronetta angustirostris: In Deutschland wurden im 19. und 20. Jh. immer wieder Gastvögel gemeldet, die aus südeuropäischen Ländern einfliegen (Bauer et al. 2005a). Neuere Beobachtungen (z.B. 1997 in Thüringen und am Bodensee, 1999 in Sachsen-Anhalt) vermutlich (ausschließlich?) Gefangenschaftsflüchtlinge (Bauer et al. 2005a). Die Art wird selten gehalten und gezüchtet (Berndt & Busche 1993).

Meleagris gallopavo: Die Einfuhr zahmer Truthähne nach Deutschland ist für 1530 belegt (Niethammer 1963). Seit dem 16. Jh. mehrfach in Europa ausgewildert, erstmals in Deutschland 1888 bei Murchin (Mecklenburg-Vorpommern) und Groß-Bestendorf (Sachsen-Anhalt) ausgewildert (Niethammer 1963). In Deutschland zwischen 1953 und 1993 elf dokumentierte Einbürgerungsversuche (Spittler 1993). 10-100 Brutpaare in 2005-2009 (SVD & DDA 2014). In der aktuellen Roten Liste Brutvögel Deutschlands als etabliertes Neozoon eingestuft (Südbeck et al. 2009). Nach Bauer & Woog (2008) handelt es sich um keine stabilen Brutvorkommen.

Melospittacus undulatus: Wiederholt aus Gefangenschaft entkommen oder ausgesetzt, z.B. 1933 bei Braunschweig (Niethammer 1963). 1935 auf Helgoland (Dierschke et al. 2011) und 1963 im Nymphenburger Park in München beobachtet (Wüst 1973). Wellensittiche werden regelmäßig im Freiland gesehen, brüten gelegentlich (z.B. in Bayern, Bezzel et al. 2005), ohne dass Hinweise auf längere Überdauerung vorliegen (ABBO 2001). Bestand in Gefangenschaft in Deutschland 15 Mio. Tiere (Bauer et al. 2005c).

Merops nubicus: Am 21. Juli sowie zwischen 11. und 30. August 2012 wurden zwei bzw. drei Individuen auf Rügen (Mecklenburg-Vorpommern) beobachtet (DAK 2013, 2014). Zuvor gab es im Juni 2012 einen Einzelnachweis im Südosten Schwedens. Vermutlich die drei Rügener Vögel wurden anfang Oktober in Schweden wiederentdeckt (DAK 2013). Es handelte sich sehr wahrscheinlich um Gefangenschaftsflüchtlinge, da es selbst aus nordafrikanischen Ländern keinerlei rezente Nachweise dieser südlich der Sahara brütenden nomadischen Art gibt (DAK 2013). Im Sommer 2013 in Berlin beobachtet (DAK 2014). Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.

Muscicapa sibirica: Am 16. August 1982 auf Helgoland gefangen und von der deutschen Seltenheitskommission als Gefangenschaftsflüchtling beurteilt (Stühmer 2004). Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.

Mycteria ibis: Zwei adulte Exemplare wurden im Oktober 1994 am Dassower See bei Lübeck beobachtet (DSK 1996). Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.

Mycteria leucocephala: Zwei adulte Exemplare wurden im Oktober 1994 am Dassower See bei Lübeck beobachtet (DSK 1996). Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.

Myiopsitta monachus: Im Juni 1892 in Berlin brütend beobachtet (Niethammer 1963). Die in der sächsischen Lausitz 1893 freigelassenen Tiere brüteten über mehrere Jahre (Niethammer 1963). In der Zwischenkriegszeit in mehreren zoologischen Gärten freifliegend gehalten (Niethammer 1963). Die letzten größeren Kolonien in Geiselwind (Bayern) und in Bad Weilbach (Hessen) erloschen Mitte der 1990er Jahre ohne erkennbare Gründe (Hoppe pers Mitt. in Bauer & Woog 2008). In Berlin wurde eine 1997 entstandene Kolonie 1999 aufgelöst, die Vögel wurden eingefangen (Bauer & Woog 2008). Seither ist keine weitere Ansiedlung bekannt geworden (Bauer & Woog 2008).

Nandayus nenday: Nach Bauer et al. (2005c) für das Jahr 1994 aus Baden-Württemberg gemeldet. Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.

Nannopsittaca panychlora: Nach Freiflugexperimenten in Braunschweig kam es 1930 zu einer Brut (Bauer & Woog 2008). Der Bestand gilt als erloschen.

- Neophema pulchella*: Von Bauer & Woog (2008) ohne Details gelistet. Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.
- Netta erythrophthalma*: Nach Bauer et al. (2005c) für Bayern und Baden-Württemberg gemeldet.
- Netta peposaka*: Im Winter 1976 wurde ein Exemplar bei Konstanz dokumentiert (Schuster et al. 1983). Im August 1979 wurde ein Exemplar auf Sylt (Berndt & Busche 1991) und im Februar 1980 wurde ein Exemplar am Hermsdorfer See in Berlin (ABBO 2001) beobachtet. Die Art wird häufig gehalten und gezüchtet (Berndt & Busche 1993).
- Numenius phaeopus*: Ein aus Gefangenschaftshaltung stammendes Paar hat 2005 in Nordrhein-Westfalen erfolgreich gebrütet (Bauer & Woog 2008).
- Numida meleagris*: Mitte der 1890er Jahre wurden sechs Perlhühner bei Leina (Thüringen) ausgesetzt, von denen 1896 noch drei lebten (Niethammer 1963). Die Anfang des 19. Jh. bei Rixförde in Niedersachsen ausgesetzten sechs Vögel wurden kurze Zeit später wieder abgeschossen, weil sie zu großen Schaden anrichteten (Niethammer 1963, Ringleben 1985c). Weitere vereinzelte Aussetzungen (z.B. 1899 bei Hützel in Niedersachsen und bei Steinbeck in Brandenburg, 1907 bei Heidelberg) blieben trotz vereinzelter Bruten erfolglos (Niethammer 1963). Der Bestand gilt als erloschen.
- Nymphicus hollandicus*: Zwischen März und Juli 1990 wurde ein Gefangenschaftsflüchtling mehrfach in Wiesbaden (Hessen) beobachtet (Zingel 1990). Seit langem ein sehr beliebter Ziervogel. Vermutlich schon früher im Freiland aufgetreten.
- Oena capensis*: Von Bauer & Woog (2008) ohne Details gelistet. Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.
- Ortygospiza atricollis*: Ein adultes Exemplar wurde am 25. Oktober 1978 im Eriskircher Ried beobachtet (Heine et al. 1999). Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.
- Oxyura leucocephala*: Um 1850 deutliche Hinweise auf eine natürliche Expansion in Europa (Berndt & Busche 1993). Im Laufe des 20. Jh., als das einzige regelmäßige Brutvorkommen Mitteleuropas in Ungarn erlosch, ist das Auftreten von Wildvögeln stark zurückgegangen (Berndt & Busche 1993). Im 20. Jh. etwa 30 Meldungen aus verschiedenen Bundesländern, die auf Gefangenschaftsflüchtlinge und eventuell teilweise auch auf ungarische Wiederansiedlungsversuche zurückgehen (Schuster et al. 1983, BSA 1991, ABBO 2001, Bauer et al. 2005a).
- Oxyura jamaicensis*: Siehe Steckbrief in Teil III im vorliegenden Band.
- Paroaria coronata*: Am 26. Juni 1964 im Nymphenburger Park und in Obermenzing beobachtet (Wüst 1986). Im November 1974 in Riedhausen (Baden-Württemberg) (Hölzinger 1997) und im August 1992 am Bodensee (Heine et al. 1999) nachgewiesen.
- Parus lugubris*: Von Bauer & Woog (2008) ohne Details gelistet.
- Passer eminiibey*: 1995 auf Helgoland festgestellt (Bauer et al. 2005c). Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.
- Passer luteus*: 1964 oder 1965 auf Scharhörn gefangen (Radtke 1967). 1982 auf Wangerooge (Niedersachsen) beobachtet (BSA 1989). Neun Nachweise auf Helgoland zwischen 1966 und 1993 (Dierschke et al. 2011). Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.
- Passerina amoena*: 1964 oder 1965 auf Mellum gefangen (Radtke 1967). 1966 und 1973 auf Helgoland beobachtet (Dierschke et al. 2011). Im Juli 1988 ein Männchen auf Sylt sowie zwei Exemplare auf Helgoland nachgewiesen (BSA 1990, Bauer et al. 2005b). Der Lazulifink wird seit langem als Ziervogel importiert (Joschko & Vauk 1974). Einige Tiere können möglicherweise auch unabsichtlich als „blinde Passagiere“ auf Schiffen verschleppt worden sein (Joschko & Vauk

1974, BSA 1990).

Passerina ciris: Zwischen 1966 und 1980 viermal auf Helgoland gefangen (Moritz 1984, Dierschke et al. 2011). Als Käfigvogel geschätzt und daher häufig eingeführt (Joschko & Vauk 1974). Einige Tiere können möglicherweise auch unabsichtlich als „blinde Passagiere“ auf Schiffen verschleppt worden sein (vgl. Joschko & Vauk 1974, BSA 1990).

Passerina cyanea: Im Mai 1964 wurde ein Männchen auf Helgoland gefangen, dort auch 1973, 1977 und 1982 dokumentiert (Joschko & Vauk 1974, Moritz 1984). Der Indigofink wird seit langem als Ziervogel importiert (Joschko & Vauk 1974). Auf Grund ihrer äußeren Erscheinung und ihres Verhaltens können einige Tiere möglicherweise auch unabsichtlich als „blinde Passagiere“ auf Schiffen verschleppt worden sein (Joschko & Vauk 1974).

Passerina versicolor: Im Juli 1975 und im Juli 1976 auf Helgoland gefangen (Moritz 1984, Dierschke et al. 2011). Der Vielfarbenfink wird seit langem gern gehalten (Pies-Schulz-Hofen 2004). Kann möglicherweise auch teilweise unabsichtlich als „blinder Passagiere“ auf Schiffen verschleppt worden sein (vgl. Joschko & Vauk 1974, BSA 1990).

Pavo cristatus: Es liegen keine gesicherten Freilandnachweise vor, vermutlich ausschließlich in Tierhaltungen vorhanden (Niethammer 1963).

Pelecanus crispus: In Mitteleuropa ehemaliger (18. u. 19. Jh.) Brutvogel, Beobachtungen im 20. Jh. betreffen überwiegend Gefangenschaftsflüchtlinge (Bauer et al. 2005a). Für den 22. Oktober 1972 liegt eine Beobachtung bei Salzgitter vor (Ringleben 1978). Im März 1974 wurde ein Tier bei Unter-Uckersee (ABBO 2001), im Herbst 1975 wurde ein unberingtes adultes Tier am Bodensee (Schuster et al. 1983) und im Dezember 1976 ebenso in Niedersachsen festgestellt (BSA 1989).

Pelecanus occidentalis: Nach Bauer et al. (2005c) für Baden-Württemberg gemeldet.

Pelecanus onocrotalus: Am 8. Juli 1768 erschien ein Schwarm von 130 Pelikanen von den Alpen und landete am deutschen Ufer des Bodensees (Jacoby et al. 1970). Damals waren die natürlichen Brutgebiete in Süddeutschland noch viel näher und wiesen einen ungleich größeren Bestand auf (Jacoby et al. 1970). Beobachtungen im 20. Jh. betreffen überwiegend Gefangenschaftsflüchtlinge (Bauer et al. 2005a, DAK 2013). Ein adultes Exemplar wurde 1972 an den Peitzer Teichen (ABBO 2001) und 1974 wurde ein unberingtes Exemplar am Bodensee (Wildvogel?) beobachtet (Schuster et al. 1983). Zwischen 2001 und 2012 flog ein Weibchen alljährlich zwischen Deutschland und Frankreich/Spanien umher (DAK 2012). Im Juli 2011 Nachweis eines Wildvogels auf Fehmarn (Schleswig-Holstein), der sich anschließend nach Schweden und Polen bewegte (DAK 2013).

Pelecanus rufescens: Ein adultes Exemplar wurde im Juli 1989 am Ulmener Weiher (Rheinland-Pfalz) beobachtet (BSA 1991). In Mitteleuropa wohl kein sicherer Nachweis eines Wildvogels (Bauer et al. 2005a). Gefangenschaftsflüchtlinge sind dokumentiert (DSK 1994, ABBO 2001).

Phalacrocorax auritus: Ein Exemplar, das vermutlich aus dem Tierpark Berlin entflohen war, wurde im Winter 1970 an verschiedenen Stellen in Berlin gesehen (ABBO 2001). Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.

Phasianus colchicus: Siehe Steckbrief in Teil III im vorliegenden Band.

Pheucticus ludovicianus: Es sind über 30 Nachweise dieser Art in Europa (vor allem Großbritannien) bekannt. Es ist nicht sicher, ob sich darunter auch Gefangenschaftsflüchtlinge befinden (DSK 1995). Im September 1993 wurde ein Exemplar in Aurich-Wallinghausen in Niedersachsen beobachtet, der Status konnte nicht eindeutig geklärt werden (DSK 1995).

Pheucticus melanocephalus: Ein Männchen wurde am 30. Juni 1977 auf Helgoland gefangen (Moritz 1984). Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.

Phoenicopterus chilensis: Am 6. April 1969 aus dem Karlsruher Zoo entwichen und ab 13. April 1969 bei Kreuzlingen beobachtet (Jacoby et al. 1970). 1970 erstmals im Zwillbrocker Venn (Nordrhein-Westfalen) nachgewiesen, seit 1983 dort erfolgreich brütend (Treppe & Ikemeyer 2006), teilweise Mischbruten mit Rosaflemming (*Phoenicopterus ruber*) (Bauer et al. 2005a). 5-8 Brutpaare in 2005-2009 (SVD & DDA 2014). In der aktuellen Roten Liste Brutvögel Deutschlands als etabliertes Neozoon eingestuft (Südbeck et al. 2009). Die Tiere überwintern in den Niederlanden (Bauer et al. 2005a).

Phoenicopterus minor: Ein adultes Exemplar wurde im November 1988 bei Dangast (Niedersachsen) festgestellt (BSA 1990). Die Herkunft aus Gefangenschaft ist wahrscheinlich (BSA 1990). Im März 2006 und Mai/Juni 2010 wurde ein Exemplar im Zwillbrocker Venn (Nordrhein-Westfalen) beobachtet (Treppe & Ikemeyer 2006, DAK 2012). Im Mai 2010 in Mecklenburg-Vorpommern, im Mai 2012 und mehrfach in 2013 in Schleswig-Holstein sowie im Mai 2013 auf Borkum (Niedersachsen) nachgewiesen (DAK 2012, 2013, 2014). Bisher gelang noch kein Nachweis eines sicheren Wildvogels der Art in Europa (DAK 2012).

Phoenicopterus roseus: Wildvögel aus Südosteuropa wurden 1811 am Bodensee beobachtet (Jacoby et al. 1970). Im Oktober/November 1960 wurden drei Exemplare (Wildvögel?) im Bodenseegebiet und 1967 ein wenig scheuer Vogel (Gefangenschaftsflüchtling?) am Bodensee dokumentiert (Jacoby et al. 1970). Brütet im Zwillbrocker Venn (Nordrhein-Westfalen), möglicherweise dort auch Einflug von Wildvögeln (Bauer & Woog 2006). 2-3 Brutpaare in 2005-2009 (SVD & DDA 2014). In der aktuellen Roten Liste Brutvögel Deutschlands als etabliertes Neozoon eingestuft (Südbeck et al. 2009).

Phoenicopterus ruber: Am 30. Dezember 1954 sind zwei Exemplare aus dem Zoologischen Garten in Zürich entwichen und in Baden-Württemberg einen Tag später am Riedsee im Wurzacher Ried bzw. im Januar 1955 an der Radolfzeller Aachmündung beobachtet worden (Jacoby et al. 1970). Brütet im Zwillbrocker Venn (Nordrhein-Westfalen), teilweise Mischbruten mit Chileflemming (*Phoenicopterus chilensis*) (Bauer et al. 2005a). 1 Brutpaar in 2005-2009 (SVD & DDA 2014). In der aktuellen Roten Liste Brutvögel Deutschlands als etabliertes Neozoon eingestuft (Südbeck et al. 2009). Nach Bauer & Woog (2008) handelt es sich um keine stabilen Brutvorkommen. Die Tiere überwintern in den Niederlanden (Bauer et al. 2005a).

Pinicola enucleator: In Mitteleuropa im 19. Jh. bis Anfang 20. Jh. wiederholt Wildvögel, dabei teilweise Trupps aus Nordosteuropa (Bauer et al. 2005b). Heute gelegentlich Gefangenschaftsflüchtlinge (z.B. 1996 mit Züchtering in Mecklenburg-Vorpommern) und nur noch sehr selten einige Wildvögel im Winterhalbjahr (BSA 1989, Bauer et al. 2005b).

Platalea ajaja: Nach Bauer et al. (2005c) für Baden-Württemberg gemeldet.

Platalea alba: Ein adultes Exemplar wurde am 13. Juli 1987 in Schwalm-Liegenhain (Hessen) beobachtet (BSA 1991). Im Dezember 1987 auch (derselbe Vogel?) am Bodensee und später in Radolfzell (Baden-Württemberg) beobachtet (Heine et al. 1999). Im August 2012 beim Trischendam (Schleswig-Holstein) aufgetreten (DAK 2013).

Platycercus elegans: Beobachtungen 1999 in Thüringen und Hessen (Zingel 2000, Bauer et al. 2005c).

Platycercus eximius: Am 10. August 1982 im Olympiapark München beobachtet (Wüst 1986). Am 22. April 1998 wurde im Tagebaurandbereich Welzow-Süd (Brandenburg) eine Rupfung gefunden (ABBO 2001).

Platycercus flaveolus: Von Bauer & Woog (2008) ohne Details gelistet.

Platycercus icterotis: Nach Bauer et al. (2005c) für das Jahr 1982 aus Bayern und aus Nordrhein-Westfalen gemeldet. Der Bestand gilt als erloschen.

Plectropterus gambensis: Im November 1912 wurde ein Exemplar bei Bargfeld (Schleswig-Holstein) geschossen (Berndt & Busche 1991). Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.

Plegadis ridgwayi: Nach Bauer et al. (2005c) für das Jahr 1999 aus Brandenburg gemeldet.

Ploceus cucullatus: Am 27. Mai 1959 wurden 72 Tiere von Thienemann im Duisburger Zoo freigelassen, die sich auch in die Umgebung ausbreiteten. 1960 waren alle Tiere wieder verschwunden (Niethammer 1963). Im September 2005 wurde ein Exemplar in Mönchengladbach-Wanlo beobachtet (DSK 2008). Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.

Ploceus intermedius: Der bisher einzige Brutnachweis in Deutschland stammt aus Niedersachsen (Bad Zwischenahn) aus dem Jahr 1966 (Radtke 1967). Im Sommer/Herbst 1966 wurden verschiedene Weber der Textor-Gruppe durch die Vogelimport Firma Samen-Eckers in Viersen eingeführt. Vermutlich sind die Tiere dort entkommen und die rund 55 km nach Bad Zwischenahn geflogen (Radtke 1967). Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.

Ploceus melanocephalus: Von Bauer et al. (2005c) für das Jahr 1966 angegeben. Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.

Ploceus nigriceps: Nach Bauer et al. (2005c) für Bayern angegeben. Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.

Ploceus velatus: Am 2. September 1955 im frisch gemauserten Prachtkleid auf Helgoland vermerkt (Joschko & Vauk 1974). Auffällig waren seine ungewöhnliche Scheuheit und die starke Abnutzung der Krallen, woraus Joschko & Vauk (1974) schlossen, dass der Vogel schon vor längerer Zeit aus einem Transport oder einer Zooanldung in die Freiheit entflohen sein musste. Die Art brütete 1970/71 in Niedersachsen (Bauer & Woog 2008). Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.

Pluvianus aegyptius: Am 14. Oktober 1999 wurde ein Exemplar in Geltendorf (Bayern) gefangen. Offenbar Mitte Juni aus dem Tierpark Hellabrunn in München entflohen und dorthin zurückgebracht (DSK 2005). Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.

Poicephalus senegalus: Am 12. September 1979 wurde in München-Neuhausen beobachtet (Wüst 1986). Eine erfolgreiche Brut wurde im Jahre 1982 im Schlosspark von Wiesbaden-Biebrich (Hessen) dokumentiert (Zingel 1990). Im Winter 1989/1990 wurde ein Gefangenschaftsflüchtling mehrfach in Wiesbaden beobachtet (Zingel 1990). Diese Art ist aktuell eine der am häufigsten eingeführten und auch immer wieder ins Freiland gelangenden Papageienarten in Deutschland (Bauer et al. 2005c, Stübing et al. 2010).

Polysticta stelleri: In Mitteleuropa seltener Gastvogel, vor allem im Küstenbereich (Bauer et al. 2005a). Schwerpunkt der Meldungen liegt in Deutschland in Schleswig-Holstein und Mecklenburg-Vorpommern (Bauer et al. 2005a), 1975 auch am Chiemsee (Bayern) beobachtet (Wüst 1981). Von Bauer & Woog (2008) ohne Details gelistet.

Polytelis alexandrae: Von Bauer & Woog (2008) ohne Details gelistet. Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.

Polytelis swainsoni: Von Kretzschmar (1999) ohne Details für Nordrhein-Westfalen als Gefangenschaftsflüchtling genannt. Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.

Porphyrio porphyrio: Früher gelegentlicher Gastvogel, so 1788 in Baden-Württemberg beobachtet (Bauer et al. 2005a) sowie 1909 in Mecklenburg-Vorpommern

- und Schleswig-Holstein dokumentiert (Bauer et al. 2005a). Jüngere Nachweise in Mitteleuropa sind größtenteils Gefangenschaftsflüchtlinge, z.T. sind dabei auch außereuropäische Farbvarianten vertreten (Bauer et al. 2005a).
- Porphyryla alleni*: Ein Nachweis im Februar 1936 in Bayern sowie ein adultes Exemplar im Dezember 1986 in Schleswig-Holstein (BSA 1989). Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.
- Psephotus haematototus*: Nach Bauer et al. (2005c) für das Jahr 2000 aus Hessen und aus Bayern gemeldet.
- Psittacula alexandri*: Nach Bauer et al. (2005c) für Hessen (vgl. Zingel 2000) und Nordrhein-Westfalen als Gefangenschaftsflüchtling genannt. Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.
- Psittacula caniceps*: Von Kretzschmar (1999) und Bauer et al. (2005c) für Nordrhein-Westfalen als Gefangenschaftsflüchtling genannt. Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.
- Psittacula eupatria*: Siehe Steckbrief in Teil III im vorliegenden Band.
- Psittacula krameri*: Siehe Steckbrief in Teil III im vorliegenden Band.
- Psittacus erithacus*: Der Graupapagei wurde schon im 16. Jh. als Ziervogel nach Mitteleuropa eingeführt (Bauer et al. 2005c). Nach Ruß (1881) ist es mehrfach vorgekommen, dass Tiere entflohen sind und sich längere Zeit im Freiland erhalten konnten. In neuerer Zeit wurde zwischen Mai 1986 und April 1987 in Wiesbaden (Hessen) mehrfach ein Gefangenschaftsflüchtling beobachtet (Zingel 1990). Weitere aktuelle Nachweise im Freiland und gelegentliche Bruten sind bekannt (z.B. 2009 im Rombergpark in Dortmund, Frede et al. 2010).
- Pycnonotus barbatus*: Nach Bauer et al. (2005c) für das Jahr 2001 aus Hessen gemeldet. Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.
- Pycnonotus jocosus*: Im Juli 1994 ein singendes Männchen im Bodenseegebiet (Heine et al. 1999). Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.
- Pycnonotus leucogenys*: Im August 2000 ein Exemplar am Rheinufer in Eitville in Hessen (DSK 2006). Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.
- Pycnonotus sinensis*: Im Sommer 1989 wurde ein Exemplar auf Helgoland beobachtet (BSA 1991), im Sommer 1993 Nachweis auf Baltrum (DSK 1995).
- Pycnonotus xanthopygos*: Zwei Nachweise im Mai 1837 und ca. 1857 zeigen, dass bereits im 19. Jh. Gefangenschaftsflüchtlinge auftraten (Dierschke et al. 2011). Der Bestand gilt als erloschen.
- Pyrrhura frontalis*: In Konstanz brütete 1981 und 1982 ein Paar in Freiheit. Die Tiere konnten sich einige Jahre halten (Bauer & Woog 2008).
- Quelea erythrops*: Zwischen Juli und Oktober 1993 wurde ein Exemplar auf Helgoland beobachtet (DSK 1995). Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.
- Quelea quelea*: Im Januar 1886 wurde bei Erlangen ein Männchen gefangen (Wüst 1986). 1938 auf Helgoland beobachtet (Dierschke et al. 2011). Ein Tier wurde 1955 in Wilhelmshaven gefangen (Radtke 1967). Der Bestand gilt als erloschen.

Rhea americana: Siehe Steckbrief in Teil III im vorliegenden Band.

Rhodopechys githaginea: In Mitteleuropa Ausnahmegast. Beim bisher einzigen Nachweis in Deutschland (adultes Männchen im Juli 1987 auf Sylt, BSA 1990) handelt es sich vermutlich um einen Wildvogel (Bauer et al. 2005b). Bei dem durch Geiter et al. (2002) für 1907 angegebenen Fund handelt es sich um ein Exemplar, das im Bodenseegebiet bei Lustenau in Österreich gefangen wurde (Jacoby et al. 1970); die Herkunft des Tieres ist fraglich (Bauer et al. 2005b).

Rhodospiza obsoleta: Im Mai 2005 wurde ein Exemplar in Büsum in Schleswig-Holstein dokumentiert (DSK 2008).

Rhynchotus rufescens: Aussetzungen erfolgten 1898 in der Eifel und im Westerwald (Niethammer 1963). Trotz anfänglicher Reproduktion konnte sich die Art nicht dauerhaft im Freiland halten (Niethammer 1963). Der Bestand gilt als erloschen.

Scardafella inca: Von Bauer & Woog (2008) ohne Details gelistet.

Scopus umbretta: Das 1993 bei Schilling und Crildumersiel in Niedersachsen beobachtete Exemplar gilt als Gefangenschaftsflüchtling (DSK 1995). Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.

Serinus albogularis: Im Sommer 1984 wurde ein Männchen in München mit Züchtering dokumentiert (Wüst 1986). Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.

Serinus canaria: Ab 1886 wiederholt in der sächsischen Lausitz ausgesetzt. Offenbar mit Giritlitz hybridisierend (Niethammer 1963). Zwei Angehörige der domestizierten Form wurden am 27. August 1972 auf Helgoland beobachtet (Joschko & Vauk 1974). Es liegen auch aktuelle Freilandbeobachtungen, aber keine Brutnachweise vor (Bauer & Woog 2008). Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.

Serinus mozambicus: Am 17. Juli 1963 wurde ein adultes Weibchen auf Helgoland gefangen (Joschko & Vauk 1974). Vier Nachweise liegen aus Baden-Württemberg zwischen 1973 und 1991 vor (Hölzinger 1997). Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten. Der Mozambikgiritlz gehört mit zu den ersten afrikanischen Vogelarten, die als sogenannte Senegalfinken auf den europäischen Vogelmarkt gelangten (Joschko & Vauk 1974).

Serinus pusilla: Von Bauer & Woog (2008) ohne Details gelistet. Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.

Sialia sialis: Bald nach der Freilassung um 1890 in der sächsischen Lausitz verschwunden (Niethammer 1963). Der Bestand gilt als erloschen.

Sicalis flaveola: 1933 und im Herbst 1964 auf Helgoland gefangen (Radtke 1967, Joschko & Vauk 1974, Dierschke et al. 2011). Der Safranfink ist bei Vogelliebhabern recht beliebt (Joschko & Vauk 1974).

Spheniscus demersus: Durch Geiter et al. (2002) für 1999 als Gefangenschaftsflüchtling gemeldet. Von Bauer & Woog (2008) ohne Details genannt. Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.

Stagonopleura guttata: Von Bauer & Woog (2008) ohne Details gelistet.

Stictonetta naevosa: Von Bauer & Woog (2008) ohne Details gelistet.

Streptopelia roseogrisea: 1887 in der sächsischen Lausitz freifliegend gehalten, teilweise brütend bis 1898 beobachtet (Niethammer 1963). Eine Freilandbrut wurde 1931 in Niedersachsen beobachtet, eine Mischbrut mit der Türkentaube wurde 1959 in Bayern festgestellt (Bauer & Woog 2008). Es liegen seit über 25 Jahren keine Freilandnachweise in Deutschland vor. In den Niederlanden sind aktuelle Bruten oder Brutversuche bekannt (Bauer & Woog 2008).

- Streptopelia senegalensis*: Am 15. Mai 1971 auf den Rieselfeldern bei Wolfsburg (Ringleben 1986), im Juli 1984 ein Exemplar in einem Park in Britz (Berlin) (ABBO 2001), im Juli 2009 in einem Hausgarten in Hennef-Süchtterscheid (Nordrhein-Westfalen) und im Juli 2011 in Lorsch (Hessen) beobachtet (DSK 2010, DAK 2013). Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.
- Sturnella magna*: Eine Beobachtung am 23. September 1932 in der Oberrheinebene zwischen Basel und Karlsruhe (Hölzinger 1997). Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.
- Sturnus cineraceus*: Im Dezember 1993 wurde ein Exemplar in Wallnau auf der Insel Fehmarn (Schleswig-Holstein) beobachtet (DSK 1995).
- Sturnus sericeus*: Im Dezember 1997 wurde ein Exemplar in Börgerende im Kreis Bad Doberan in Mecklenburg-Vorpommern beobachtet (DSK 2000).
- Sturnus sinensis*: Ein Exemplar wurde im Juni 1996 (DSK 1998) und ein zweites im Juni 2006 (Dierschke et al. 2011) auf Helgoland beobachtet.
- Sturnus sturninus*: Von Bauer & Woog (2008) ohne Details genannt.
- Syrnaticus reevesii*: 1895 wurden 12 Königsfasane in Hartmannshof (Bayern) erlegt (Niethammer 1963, Wüst 1981). Seit 1992 wurden in Deutschland keine Beobachtungen mehr im Freiland bekannt, der Bestand gilt als erloschen (Bauer & Woog 2008).
- Tadorna cana*: 1971 in und um München beobachtet (Wüst 1981). Im August 1983 vom Eriskircher Ried (Baden-Württemberg) gemeldet (Heine et al. 1999). 1997 mehrfach in Schleswig-Holstein, Hessen und Bayern nachgewiesen (DSK 2000). Die Art wird häufig gehalten und mäßig häufig gezüchtet (Berndt & Busche 1993).
- Tadorna ferruginea*: Siehe Steckbrief in Teil III im vorliegenden Band.
- Tadorna radjah*: Ein Exemplar wurde im Oktober 1997 am Jadebusen bei Norderschweiburg (Niedersachsen) beobachtet (DSK 2000). Die Art wird selten gehalten und gezüchtet (Berndt & Busche 1993). Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.
- Tadorna tadornoides*: Von Walmsley (1981) für Niedersachsen gemeldet. Die Art wird mäßig häufig gehalten und gezüchtet (Berndt & Busche 1993). Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.
- Tadorna variegata*: Zwei Individuen wurden im Februar 1985 bei Schloß Möggingen (Baden-Württemberg) festgestellt (Heine et al. 1999). Ein Exemplar wurde im Januar 1998 auf Spiekeroog beobachtet (DSK 2002). Die Art wird häufig gehalten und mäßig häufig gezüchtet (Berndt & Busche 1993).
- Taeniopygia guttata*: Im Juli 1976 auf Helgoland beobachtet (Dierschke et al. 2011). In einer Kleingartensiedlung in Berlin-Charlottenburg kam es nach dem Entweichen von acht Zebrafinken 1993 zu erfolgreichen Brutansiedlungen (ABBO 2001). Der Bestand in Berlin wuchs bis 1999 auf 30 bis 50 Individuen und ist danach vermutlich völlig verschwunden (Bauer & Woog 2008). 0-2 Brutpaare in Bayern in 2005-2009 (SVD & DDA 2014). Die Art ist eine der beliebtesten Ziervögel in Deutschland (z.B. Zebrafinkenschau, Deutsche Zebrafinken Interessengemeinschaft).
- Tchagra jamesi*: Im Oktober und Dezember 1963 wurde am Max-Eyth-See in Stuttgart ein einzelnes Tier mehrmals beobachtet (Hölzinger 1997). Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.
- Terathopius ecaudatus*: Zwischen August und Dezember 1969 kam ein Männchen und von Oktober 1969 bis März 1970 kam ein Weibchen auf Borkum vor (Ringleben 1989b). Ein Exemplar wurde im August 2005 bei Haimar (Niedersachsen) festgestellt (DSK 2008).

Tetraptyx paradisea: Von Bauer & Woog (2008) ohne Details gelistet. Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.

Threskiornis aethiopicus: Siehe Steckbrief in Teil III im vorliegenden Band.

Threskiornis melanocephalus: Ein adultes Exemplar, das dem Tierpark Hamm entflohen war, wurde im Zeitraum von Juli 2007 bis Mai 2008 erst zwischen Hamm und Werne, dann bei Rünthe und anschließend bei Soest (Nordrhein-Westfalen) beobachtet (DSK 2010).

Turdus dissimilis: Im März 1998 wurde ein Exemplar in Bingen (Rheinland-Pfalz) beobachtet (DSK 2002). Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.

Turdus hortulorum: Ein Exemplar wurde im Oktober 1996 im Broichbachtal bei Herzogenrath (Nordrhein-Westfalen) festgestellt (DSK 1998).

Turdus pallidus: Im Juli 1986 wurde ein Exemplar auf Helgoland gefangen (BSA 1991). Seit den 1980er Jahren zunehmend als Ziervogel aus China importiert (BSA 1991).

Turdus unicolor: Nach Bauer et al. (2005c) wurde ein adultes Männchen im Oktober 1932 auf Helgoland festgestellt. Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.

Uragus sibiricus: Meisengimpel werden sehr häufig in Gefangenschaft gehalten, durchlaufen aber aktuell auch eine westwärtsgerichtete Arealerweiterung (Dierschke et al. 2011). Fünf Nachweise liegen zwischen 1990 und 2001 für Helgoland vor (Dierschke et al. 2011). 1994 in Hessen beobachtet, die Herkunft ist nicht eindeutig geklärt (DSK 1996).

Vanellus armatus: Im September 1996 wurde ein Exemplar im Hauke-Haien-Koog in Schleswig-Holstein beobachtet (DSK 1998). Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.

Vanellus chilensis: Von Bauer & Woog (2008) ohne Details gelistet. Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.

Vanellus miles: Im April 1998 wurde ein Exemplar in Achmer (Niedersachsen) beobachtet (DSK 2002). Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.

Vanellus senegalensis: Von Bauer & Woog (2008) ohne Details gelistet. Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.

Vanellus spinosus: Im April 1964 in Nordrhein-Westfalen dokumentiert (Bauer et al. 2005a). Im September 1978 am Dangaster Hafen (Niedersachsen) festgestellt (BSA 1989). Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten. Die Art ist häufig im Tierhandel vertreten und wurde nachweislich mehrmals ausgesetzt (BSA 1989).

Vidua macroura: Im Juli 1993 wurde ein Exemplar in Ochtumsand (Niedersachsen) beobachtet (DSK 1995). Im September 1995 auf Helgoland beobachtet (Dierschke et al. 2011). Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.

Zonotrichia albicollis: Hat als Gefangenschaftsflüchtling 1971 in Hamburg gebrütet (Bauer et al. 2005b). Weitere Funde in Europa gehen möglicherweise auf an Bord von Frachtschiffen unabsichtlich als „blinde Passagiere“ verschleppte Tiere zurück (Bauer et al. 2005b).

Zonotrichia capensis: Am 30. Juni 1975 wurde eine Kapammer auf Helgoland gefangen (Dierschke et al. 2011). Ein Exemplar wurde am 26. August 1984 am Gatower Rieselfeld (Brandenburg) (ABBO 2001) und ein adultes Männchen wurde 1998 und 1999 in Obertshausen (Bayern) beobachtet (DSK 2005). 1999 für

Hessen gemeldet (Bauer et al. 2005c).

Zoontrichia iliaca: An der Nordseeküste wurden eine Fuchsammer im Mai 1949 auf Mellum und im April 1977 auf Scharhörn gemeldet (BSA 1989). Möglicherweise an Bord von Frachtschiffen unbeabsichtigt als „blinde Passagiere“ verschleppt (BSA 1989). Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufzutreten.

Reptilia

Systematische Kategorie / Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	Lebensraum	Status	Natürliches Areal	Einführungsweise	Einfuhrvektoren	Erstnachweis	Invasivität
Reptilien								
<i>Acrotaphis dumerili</i>	Südliche Madagaskarboa	x	x	x	x	x	vor 2013	Invasiv
<i>Alligator mississippiensis</i>	Mississippi-Alligator	x	x	x	x	x	1879	
<i>Aspideleps lubricus</i>	Südafrikanische Korallenschlange	x	x	x	x	x	vor 2012	
<i>Basiliscus plumifrons</i>	Stirnleppenbasilisk	x	x	x	x	x	vor 2012	
<i>Boa constrictor</i>	Abgottschlange	x	x	x	x	x	vor 2006	
<i>Boiga irregularis</i>	Braune Nachtbaumatter	x	x	x	x	x	2011	
<i>Broghammerus reticulatus</i>	Netzpython	x	x	x	x	x	1985-1990	
<i>Caiman crocodilus</i>	Brillenkaiman	x	x	x	x	x	1968	
<i>Centrocheilus sulcata</i>	Spornschildkröte	x	x	x	x	x	vor 2011	
<i>Chamaeleo calyptratus</i>	Jemenchamäleon	x	x	x	x	x	vor 2009	
<i>Chelus fimbriatus</i>	Fransenschildkröte	x	x	x	x	x	1997	
<i>Chelydra serpentina</i>	Schnappschildkröte	x	x	x	x	x	1863	x
<i>Chrysemys picta</i>	Zierschildkröte	x	x	x	x	x	1909	x
<i>Echis carinatus</i>	Gemeine Sandrasselotter	x	x	x	x	x	1982	
<i>Elaphe schrenckii</i>	Amumatter	x	x	x	x	x	vor 2012	
<i>Epicrates cenchria</i>	Regenbogenboa	x	x	x	x	x	vor 2009	
<i>Eublepharis macularius</i>	Leopardgecko	x	x	x	x	x	vor 2014	
<i>Eumeces notaeus</i>	Gelbe Anakonda	x	x	x	x	x	vor 2008	
<i>Furcifer pardalis</i>	Pantherchamäleon	x	x	x	x	x	vor 2012	
<i>Graptemys pseudogeographica</i>	Falsche Landkarten-Höckerschildkröte	x	x	x	x	x	vor 2013	
<i>Hemorrhois hippocrepis</i>	Hufeisennatter	x	x	x	x	x	1983	
<i>Heterodon nasicus</i>	Westliche Hakenmasennatter	x	x	x	x	x	vor 2013	
<i>Iberolacerta horvathi</i>	Kroatische Gebirgsseidechse	x	x	x	x	x	1989	
<i>Lampropeltis getula</i>	Kettennatter	x	x	x	x	x	vor 2009	
<i>Lampropeltis mexicana</i>	Mexikanische Königsnatter	x	x	x	x	x	vor 2006	

Systematische Kategorie / Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	Lebensraum	Status	Natürliches Areal	Einführungsweise	Einfuhrvektoren	Erstnachweis	Invasivität
<i>Lampropeltis triangulum</i>	Dreiecksnatter	x	Etabliert	Kein natürliches Areal	x		vor 2011	
<i>Macrocelys temminckii</i>	Geierschildkröte	x	Unbeständig	Europa	x		1985	Invasiv
<i>Mauremys caspica</i>	Kaspische Bachschildkröte	x	Unbekannt	Afrika			vor 2002	
<i>Mauremys reevesii</i>	Chinesische Dreieckschildkröte	x	Unbekannt	Temperates Asien			1996	
<i>Morelia spilota</i>	Teppichpython	x	Unbekannt	Australien			vor 2012	
<i>Orthorhophis taeniurus</i>	Schönnatter	x	Unbekannt	Tropisches Asien			vor 2013	
<i>Pantherophis guftatus</i>	Kornnatter	x	Unbekannt	Temperates Asien			1985-1990	
<i>Pantherophis obsoletus</i>	Erdnatter	x	Unbekannt	Afrika			vor 2012	
<i>Phelsuma standingi</i>	Standings Taggecko	x	Unbekannt	Europa			vor 2010	
<i>Pituophis catenifer annectens</i>	San Diego Bullennatter	x	Unbekannt	Afrika			vor 2009	
<i>Pituophis catenifer sayi</i>	Bullennatter	x	Unbekannt	Australien			vor 1999	
<i>Podarcis pityusensis</i>	Pityusen-Eidechse	x	Unbekannt	Temperates Asien			1970-1978	
<i>Podarcis siculus</i>	Ruineidechse	x	Unbekannt	Temperates Asien			1913	
<i>Pseudemys concinna</i>	Gewöhnliche Schmuckschildkröte	x	Unbekannt	Temperates Asien			vor 2004	
<i>Pseudopus apodus</i>	Scheltopusik	x	Unbekannt	Europa			vor 1908	
<i>Python molurus</i>	Tigerpython	x	Unbekannt	Temperates Asien			vor 2006	
<i>Python regius</i>	Königpython	x	Unbekannt	Afrika			vor 1994	
<i>Python sebae</i>	Eisenpython	x	Unbekannt	Afrika			1985-1990	
<i>Tarentola mauritanica</i>	Mauergecko	x	Unbekannt	Europa			1981	
<i>Testudo graeca</i>	Maurische Landschildkröte	x	Unbekannt	Temperates Asien			1923	
<i>Testudo hermanni</i>	Griechische Landschildkröte	x	Unbekannt	Temperates Asien			1960-1969	
<i>Testudo horsfieldii</i>	Vierzehnschildkröte	x	Unbekannt	Temperates Asien			vor 1988	
<i>Testudo marginata</i>	Breitrandschildkröte	x	Unbekannt	Temperates Asien			vor 2002	
<i>Thamnophis elegans</i>	Gemeine Strumpfbandnatter	x	Unbekannt	Temperates Asien			1985-1990	
<i>Thamnophis sirtalis</i>	Westliche Strumpfbandnatter	x	Unbekannt	Temperates Asien			1983	
<i>Trachemys scripta</i>	Nordamerikanische Schmuckschildkröte	x	Unbekannt	Temperates Asien			1950-1959	x
<i>Varanus salvator</i>	Bindenwaran	x	Unbekannt	Temperates Asien			vor 2011	
<i>Vipera ammodytes</i>	Sandnatter	x	Unbekannt	Temperates Asien			vor 2012	

Spezifische Anmerkungen

Acrantophis dumerilii: Im August 2013 entsorgte ein privater Besitzer aus dem Kreis Hersfeld-Rotenburg eine südliche Madagaskarboa über den Hausmüll. Anschließend wurde das noch lebende Tier auf der Kreisabfalldeponie bei Ludwigsau (Hessen) gefunden und eingefangen (Anonym 2013c). Vermutlich schon früher über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.

Alligator mississippiensis: Nach Wiepken (1882) wurde ein 2,45 Meter großes, lebendes Tier am 23. April 1879 an der Nordseeküste gestrandet aufgefunden. Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten. Friede (1882) berichtet (ohne zeitliche Angabe) von einem an der Meldorfer Bucht (Schleswig-Holstein) tot angetriebenen Tier. Beide Tiere waren sehr wahrscheinlich jeweils von einem Schiff, das Tiere für einen Tierpark transportierte, über Bord entkommen. So warnte am 20. August 1888 die Hamburger Polizeibehörde vor dem Besuch der Elbbadeanstalten, da von einem im Segelschiffhafen liegenden Dampfer dreizehn Alligatoren, die für den Tierpark Hagenbeck bestimmt waren, in die Elbe entkommen waren. Kurze Zeit später konnten zwei etwa 80 Zentimeter große Jungtiere an einem Strand eingefangen werden, das Schicksal der anderen blieb ungeklärt (Riedel-Lorjé & Gaumert 1982). 1928 wurde ein Jungtier im Rhein zwischen Oberwesel und St. Goar (Rheinland-Pfalz) gefangen (Frankenberg 1930). Im Frühsommer 1929 entwich ein Tier in Braunschweig (Niedersachsen) und wurde wohl genährt einige Monate später außerhalb der Stadt in einem kleinen Gewässer gefangen (Frankenberg 1930).

Aspidelaps lubricus: Im Januar 2012 wurde ein Exemplar durch die Feuerwehr in Krefeld (Nordrhein-Westfalen) eingefangen (PETA 2014). Vermutlich schon früher über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.

Basiliscus plumifrons: Im Sommer 2012 wurde ein ausgesetztes Pärchen in Karlsruhe (Baden-Württemberg) gefunden (animal public 2014). Vermutlich schon früher über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.

Boa constrictor: Im Oktober 2006 wurde bei einem Waldspaziergang in der Nähe von Ludwiglust (Mecklenburg-Vorpommern) eine 1,5 Meter lange Abgottschlange beobachtet. Die Polizei fing das Tier ein und brachte es zu einem Zoohändler (animal public 2012). Im Laufe von 2011 und 2012 mehrfach im Freiland innerhalb von besiedelten Gebieten, aber auch auf Feldwegen (z.B. bei Inningen in Bayern) und im Wald (z.B. bei Mettmann in Nordrhein-Westfalen) aufgefunden (animal public 2014, PETA 2014). Vermutlich schon früher über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.

Boiga irregularis: Am 12. September 2011 wurde in Heidelberg (Baden-Württemberg) unter einem Busch eine 1,6 Meter lange Braune Nachtbaumnatter gefunden. Die herbeigerufene Feuerwehr brachte das Tier in das örtliche Tierheim (PETA 2014). Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten. Die Braune Nachtbaumnatter ist in tropischen Gebieten besonders problematisch. So wurde sie nach ihrer Einschleppung auf Guam während des Zweiten Weltkrieges zu einem direkten Prädator für viele heimische Arten und sorgte dort für das Aussterben zahlreicher endemischer Vogel- und anderer Kleintierarten (Perry & Rodda 2011).

Brogghammerus reticulatus: Münch (1992) erwähnt drei ausgesetzte Tiere in Dortmund (Nordrhein-Westfalen) zwischen 1985 und 1990. Zwischen 2011 und 2013 mehrfach im Freiland auch außerhalb besiedelter Gebiete (z.B. in einem Wald bei Eilenburg in Sachsen) aufgefunden (animal public 2014, PETA 2014). Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.

Caiman crocodylus: Im April 1968 wurde ein 1,5 Meter langer Kaiman in einem Gebüsch in Hamburg gefunden, der kurz zuvor aus einem Zirkus entflohen war (Anonym 1968). Im August 1983 entdeckten spielende Kinder einen 80 Zentimeter langen Kaiman in einem Bach in Göppingen (Baden-Württemberg) (Anonym

- 1983). Mediale Berühmtheit erlangte Kaiman „Sammy“ im Sommer 1994. Sein privater Besitzer wollte mit ihm in einem Baggersee bei Dormagen (Nordrhein-Westfalen) schwimmen gehen. Dabei entwischte ihm das Tier. Erst nach einer Woche konnte ein Taucher das erschöpfte Jungtier wieder einfangen (Anonym 2009a). In den letzten Jahren gab es weitere Zeitungsmeldungen über ausgesetzte oder entflozene Tiere, z.B. 2011 in Bayern (animal public 2014). Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.
- Centrochelys sulcata*: Im Laufe von 2011 und 2012 mehrfach im Freiland aufgefunden (z.B. in Jüchen in Nordrhein-Westfalen) (animal public 2014, PETA 2014). Vermutlich schon früher über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.
- Chamaeleo calypttratus*: Im Juli 2009 wurde in einem Garten in Holsterhausen (Nordrhein-Westfalen) ein Jemenchamäleon entdeckt (animal public 2012). Vermutlich schon früher über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.
- Chelus fimbriatus*: Nach Geiter et al. (2002) und Geiter et al. (unpubl.) 1997 im Münchener Westpark gefunden. Im Frühjahr 2009 hat ein Fischer eine knapp 60 Zentimeter lange Schildkröte im Chiemsee bei Prien (Bayern) aus dem Wasser gezogen (Anonym 2009). Wenige Tage später wurde ein zweites Exemplar im Chiemsee gefangen (Anonym 2009).
- Chelydra serpentina*: Siehe Steckbrief in Teil III im vorliegenden Band.
- Chrysemys picta*: Siehe Steckbrief in Teil III im vorliegenden Band.
- Echis carinatus*: 1982 wurden zwei Exemplare im Altonaer Volkspark in Hamburg ausgesetzt (Hamann 2010). Besitzt ein starkes Gift, ohne Antiserumbehandlung kommt es in den meisten Fällen zum Tode. Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.
- Elaphe schrenckii*: Im Juni 2012 wurde ein Tier durch die Feuerwehr in der Jenaer Innenstadt (Thüringen) eingefangen (PETA 2014). Vermutlich schon früher über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.
- Epicrates cenchria*: Im September 2009 entwich eine 2,20 Meter lange Regenbogenboa in Immenstadt im Oberallgäu (Bayern) aus einer Öffnung für die elektrische Beleuchtung. Das Tier konnte nicht wieder gefunden werden (animal public 2012). Im August 2013 entsorgte ein privater Besitzer aus dem Kreis Hersfeld-Rotenburg eine Regenbogenboa über den Hausmüll. Anschließend wurde das noch lebende Tier auf der Kreisabfalldeponie bei Ludwigsau (Hessen) gefunden und eingefangen (Anonym 2013c). Vermutlich schon früher über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten. So entfloh 1993 in Hamburg eine 1,5 Meter lange Regenbogenboa einem privaten Besitzer über die Kanalisation. Kurze Zeit später kroch das Tier eine Etage tiefer aus der Toilette eines Nachbarn (Anonym 1996).
- Eublepharis macularius*: 2014 auf einer Straße in Altdöbern (Brandenburg) eingefangen und zu einer Auffangstation gebracht (Anonym 2014). Der Leopardgecko gehört heute zu den am häufigsten in Terrarien gehaltenen Reptilien. Vermutlich schon früher über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.
- Eunectes notaeus*: Im September 2008 wurde in Germering (Bayern) eine Gelbe Anakonda auf einem Parkplatz gefunden (animal public 2012). Im August 2011 wurde ein 1,3 Meter langes Tier in einem Park in Nürnberg beobachtet (animal public 2014). Vermutlich schon früher über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.
- Furcifer pardalis*: Im Laufe von 2012 wurde jeweils ein Tier in München und in Neurath (Nordrhein-Westfalen) im Freiland aufgefunden (animal public 2014, PETA 2014). Vermutlich schon früher über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.

Graptomys pseudogeographica: Im Juli 2013 ist ein Exemplar in Niedersachsen aus einem privaten Teich entkommen (Tiermeldezentrale 2013). Vermutlich schon früher über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.

Hemorrhhois hippocrepis: 1983 wurde in Göppingen (Baden-Württemberg) ein Tier aufgefunden (Anonym 1983). Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.

Heterodon nasicus: Im November 2013 wurde in Mannheim (Baden-Württemberg) ein Exemplar in einem Hinterhof entdeckt (PETA 2014). Vermutlich schon früher über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.

Iberolacerta horvathi: Capula & Luiselli (1990) melden die Art erstmals 1989 für Deutschland aus dem Bayerischen Karwendelgebirge. Seit 1993 sind an dem Standort keine Tiere mehr festgestellt worden und der Bestand gilt als erloschen (Franzen & Gruber 2004).

Lampropeltis getula: Im Mai 2009 wurde eine Kettennatter in Osterholz-Scharmbeck (Niedersachsen) an einer Straße gefunden (animal public 2012). Im Laufe von 2011 und 2012 mehrfach im Freiland aufgefunden (animal public 2014, PETA 2014). Vermutlich schon früher über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.

Lampropeltis mexicana: Zwischen 2006 und 2013 mehr als zehn Funde im Freiland auch außerhalb besiedelter Gebiete (z.B. an einem Autobahnparkplatz im Bereich des Märker Waldes in Rheinland-Pfalz) (animal public 2012, 2014, PETA 2014). Die Funde wurden teilweise nur allgemein Königsnattern zugeschrieben. Vermutlich schon früher über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.

Lampropeltis triangulum: Zwischen 2009 und 2012 mehrfach im Freiland u.a. in Melsungen (Hessen) und in Paderborn (Nordrhein-Westfalen) aufgefunden (animal public 2012, PETA 2014). Vermutlich schon früher über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.

Macrochelys temminckii: Siehe Steckbrief in Teil III im vorliegenden Band.

Mauremys caspica: Von Geiter et al. (2002) ohne nähere Angaben gemeldet.

Mauremys reevesii: Bei Fallenfängen im Enkheimer Ried bei Frankfurt am Main wurden 1996 drei Tiere festgestellt (Lenk et al. 1997).

Morelia spilota: Im Mai 2012 wurde ein ausgesetzter 2,2 Meter langer Teppichpython auf einem Wanderweg in einem Wald bei Nonnweiler (Saarland) aufgefunden (PETA 2014). Vermutlich schon früher über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.

Orthriophis taeniurus: Im Juli und Oktober 2013 mehrfach im Freiland auch außerhalb besiedelter Gebiete (z.B. an einem Feldweg in der Rehburg-Loccumer Feldmark in Nordrhein-Westfalen) aufgefunden (PETA 2014). Vermutlich schon früher über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.

Pantherophis guttatus: Münch (1992) erwähnt fünf ausgesetzte Tiere in Dortmund (Nordrhein-Westfalen) zwischen 1985 und 1990. 1991 gelangte in Hamburg eine Kornnatter durch die Kanalisation in eine Wohnung (Anonym 1997). Seit den letzten 20 Jahren existiert eine Vielzahl von Funden ausgesetzter oder entkommener Tiere auch außerhalb besiedelter Gebiete (animal public 2014, PETA 2014). Die Kornnatter gilt in ihrem natürlichen Areal (Nordamerika) als Kulturfolger und hält sich gern in der Nähe menschlicher Siedlungen auf, um auf Kornfeldern und in Kornspeichern ihren Beutetieren aufzulauern. Diese Nähe zum Menschen in Verbindung mit ihrem sehr ruhigen Temperament und den einfach herzustellenden Haltungsbedingungen machte die ungiftige Kornnatter schon sehr früh zu einem beliebten Haustier in der Terraristik. Auf Grund der hohen Anpassungsfähigkeit sind Kornnattern unter mitteleuropäischen klimatischen Bedingungen durchaus winterfest und hätten hier gute Überlebenschancen.

- Pantherophis obsoletus*: Im Mai 2012 wurde eine Erdnatter auf einem Kinderspielplatz in Mainz (Rheinland-Pfalz) entdeckt (Anonym 2012). Im Juli 2012 wurde ein Tier auf einer Terrasse in Bad Driburg-Neuenheerse (Nordrhein-Westfalen) gefunden (PETA 2014). Vermutlich schon früher über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.
- Phelsuma standingi*: Im September 2010 entdeckten Passanten in München an einer Hauswand einen Standings Taggecko. Sie fingen das Tier ein und brachten es zu einer Auffangstation für ausgesetzte Tiere (animal public 2012). Vermutlich schon früher über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.
- Pituophis catenifer annectens*: Im Juni 2009 kroch bei Oberschleißheim (Bayern) eine San Diego Bullennatter über eine Bundesstraße und verschwand im Unterholz eines Waldes. Die herbeigerufene Feuerwehr konnte das Tier einfangen (Anonym 2009c). Vermutlich schon früher über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.
- Pituophis catenifer sayi*: Im Juli 1999 kroch in Hamburg über einen Hinterhof eine zwei Meter lange Bullennatter (Anonym 1999a). 2011, 2013 und 2015 im Freiland auch außerhalb besiedelter Gebiete aufgefunden (Anonym 2015, PETA 2014). Vermutlich schon früher über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.
- Podarcis pityusensis*: Eckstein & Meinig (1989) berichten von unbestätigten 100 bis 200 ausgesetzten Tieren bei Remscheid (Nordrhein-Westfalen) in den 1970er bis 1980er Jahren sowie von bestätigten 100 bis 200 Tieren bei Mettmann-Neandertal um ca. 1978.
- Podarcis siculus*: Nach Henle & Klaver (1986) wurde 1913 bei der Dreisam in Freiburg im Breisgau eine Population ausgesetzt, die bis 1924 existierte.
- Pseudemys concinna*: Kordges & Schlipmann (2011) berichten von mindestens einem Tier, das am 30. April 2004 im Schwelgernpark in Duisburg (Nordrhein-Westfalen) beobachtet wurde. Nach Hamann (2010) wurde ein Tier im Barsbeker See in Hamburg festgestellt. Vermutlich schon früher im Freiland aufgetreten.
- Pseudopus apodus*: Puhlmann (1908) nennt Funde ausgesetzter oder entwichener Tiere aus Krefeld (Nordrhein-Westfalen). Der Schelltopusik wird noch heute öfter als Terrarientier gehalten. Auf Grund seiner Herkunft hätte die Art unter mitteleuropäischen klimatischen Bedingungen eine Überlebenschance. Seit 1996 ist jedoch nur ein Fund im Freiland bekannt geworden (Anonym 2010c).
- Python molurus*: Zwischen 2006 und 2013 mehr als zehn Funde im Freiland auch außerhalb besiedelter Gebiete (z.B. auf einem Wanderweg bei Warnau in Schleswig-Holstein) (animal public 2012, 2014, PETA 2014). Vermutlich schon früher über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.
- Python regius*: Seit 1994 vielfach im Freiland innerhalb von besiedelten Gebieten, aber auch mehrfach im Wald (z.B. bei Lehnshahn in Schleswig-Holstein) aufgefunden (Anonym 1994, Anonym 2010b, animal public 2012, 2014, PETA 2014). Vermutlich schon früher über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.
- Python sebae*: Münch (1992) erwähnt zwei ausgesetzte Tiere in Dortmund (Nordrhein-Westfalen) zwischen 1985 und 1990. Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.
- Tarentola mauritanica*: Eckstein & Meinig (1989) berichten von 2 bis 3 Exemplaren aus Mallorca, die 1981 bei Kohlfurth (Nordrhein-Westfalen) ausgesetzt wurden.
- Testudo graeca*: Brehm (1883) berichtet von frühen Einbürgerungen in verschiedenen Teilen Europas. 1923 wurde ein einzelnes Tier am Rande des Himmelmoors im Kreis Stormarn (Schleswig-Holstein) gefangen (Mohr 1926). Zwischen 1978 und 1981 wurden in Hamburg mehrfach ausgesetzte Tiere in Parks und Wäldern gefunden (Hamann 2010). Sie überleben die Winter zumeist nicht (Hamann 2010).

Testudo hermanni: Geiger & Meinig (2011) weisen darauf hin, dass diese Art ab den 1960er Jahren vereinzelt im Freiland festgestellt wurde. Im Juli 1980 wurde ein ausgesetztes Exemplar im Hamburger Jenischpark beobachtet (Hamann 2010). Eckstein & Meinig (1989) erwähnen einen Fund aus 1984 bei Blombach (Nordrhein-Westfalen). Wie eine Beobachtung bei Plön belegt, kann die Art mitunter auch im Freiland überwintern (Drews 2005).

Testudo horsfieldii: Nach Claunitzer (1988, zitiert in Geiter et al. 2002) vor 1988 ausgesetzt. Aussetzungen haben vermutlich wiederholt in Schleswig-Holstein stattgefunden (Drews 2005), genaue Angaben liegen bislang nicht vor.

Testudo marginata: Von Geiter et al. (2002) ohne nähere Angaben gemeldet.

Thamnophis elegans: Münch (1992) erwähnt 20 ausgesetzte Tiere in Dortmund (Nordrhein-Westfalen) zwischen 1985 und 1990. Vermutlich nur über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.

Thamnophis sirtalis: Anfang der 1980er Jahre entwichen wiederholt Strumpfbandnattern aus Transportbehältern in Personen- und Güterzügen (Anonym 1980, 1984b). Ob alle Tiere wieder eingefangen werden konnten, ist unbekannt. Der erste dokumentierte Freilandfund stammt aus Oktober 1983, als ein eindeutig identifiziertes Tier in der Tevereiner Heide im Kreis Heinsberg (Nordrhein-Westfalen) beobachtet wurde (Rogner 1991). Münch (1992) erwähnt 20 ausgesetzte Tiere in Dortmund (Nordrhein-Westfalen) zwischen 1985 und 1990. Im September 1991 wurde in Hamburg eine 60 Zentimeter lange Strumpfbandnatter in einem Gebüsch gefunden (Anonym 1991). Im August 2011 konnte in Mannheim (Baden-Württemberg) eine entwichene Schlange nach mehreren Tagen wieder eingefangen werden (animal public 2014, PETA 2014). Die Funde wurden teilweise nur allgemein Strumpfbandnattern zugeschrieben.

Trachemys scripta: Siehe Steckbrief in Teil III im vorliegenden Band.

Varanus salvator: Im Juli 2011 hat im Kreis Lippe (Nordrhein-Westfalen) ein Angler einen 1,20 Meter großen Bindenwaran gefunden. Das Tier hatte Verbrennungen von falsch angebrachten Wärmelampen und Verletzungen an den Krallen, die ihm abgetrennt worden waren (animal public 2014). Vermutlich schon früher über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.

Vipera ammodytes: Im August 2012 wurde in Bonn (Nordrhein-Westfalen) eine ausgesetzte oder entwichene Sandnatter auf einem Balkon eingefangen (PETA 2014). Vermutlich schon früher über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.

Zamenis persica: Im Juni 2014 wurde eine ausgesetzte oder entwichene Persische Kletternatter im Neurieder Wald im Südwesten von München (Bayern) drei Tage in Folge auf einem Baum beobachtet und anschließend eingefangen (AFR 2014). Vermutlich schon früher über einen kurzen Zeitraum im Freiland aufgetreten.

Amphibia

Systematische Kategorie / Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	Lebensraum	Status	Natürliches Areal	Einführungsweise	Einfuhrvektoren	Erstnachweis	Invasivität
Amphibia	Amphibien							
<i>Ambystoma mexicanum</i>	Axolotl	x	Unbekannt	Kein natürliches Areal	Unbekannt		1980	Invasiv
<i>Ambystoma tigrinum</i>	Tigersalamander	x	Fehlend - Beseitigt	Europa	Unabsichtlich		um 1983	
<i>Bombina orientalis</i>	Chinesische Rotbauchunke	x	Fehlend - Eroschen	Afrika	Abichtlich		1985	
<i>Cynops pyrrhogaster</i>	Japanische Feuerbauchmolch	x	Unbekannt	Temperates Asien	Abichtlich		1900-1920	
<i>Eleutherodactylus martinicensis</i>	Südfrosch	x	?	Asien	Abichtlich			
<i>Hyla cinerea</i>	Karolina-Laubfrosch	x	Unbekannt	Afrika	Abichtlich		1985-1990	
<i>Hyla meridionalis</i>	Mittelmeer-Laubfrosch	x	Fehlend - Eroschen	Europa	Abichtlich		1980-1982	
<i>Lissotriton montandoni</i>	Karpatenmolch	x	Unbekannt	Europa	Abichtlich		1901	
<i>Lithobates catesbeianus</i>	Amerikanischer Ochsenfrosch	x	Unbekannt	Asien	Abichtlich		1935	x
<i>Lithobates pipiens</i>	Leopardfrosch	x	Unbekannt	Asien	Abichtlich		1984	
<i>Pelophylax bedriagae</i>	Levantinischer Wasserfrosch	x	Unbekannt	Asien	Abichtlich		2003-2004	x
<i>Proteus anguinus</i>	Grottenolm	x	Unbekannt	Europa	Abichtlich		1930	
<i>Pseudacris regilla</i>	Königslaubfrosch	x	Unbekannt	Asien	Abichtlich		1984-1985	
<i>Triturus cristatus</i>	Alpenkammolch	x	Unbekannt	Europa	Abichtlich		1990-1991	x
<i>Triturus marmoratus</i>	Marmormolch	x	Unbekannt	Europa	Abichtlich		1936	
<i>Xenopus laevis</i>	Glatter Krallenfrosch	x	?	Kein natürliches Areal	Abichtlich			x

Spezifische Anmerkungen

Ambystoma mexicanum: Eckstein & Meinig (1989) berichten von ca. 10 Exemplaren, die um 1980 in der Kluterthöhle bei Ennepetal (Nordrhein-Westfalen) ausgesetzt wurden. Der aktuelle Status dieser Population ist unbekannt. Nach Geiger & Meinig (2011) wurde 2003 bei Bielefeld-Waterboer Laich gefunden, die geschlüpften Tiere wurden anschließend in den Zoo von Osnabrück überführt. 2008 wurden Tiere im NSG Tongrube Niederpleis im Rhein-Sieg-Kreis nachgewiesen (Geiger & Meinig 2011).

Ambystoma tigrinum: Eckstein & Meinig (1989) erwähnen zwei ausgesetzte Exemplare um das Jahr 1983 in Remscheid-Mitte. Über das Schicksal dieser Tiere

liegen keine Informationen vor. Das Vorkommen ist sehr wahrscheinlich erloschen.

Bombina orientalis: Eckstein & Meinig (1989) erwähnen die Aussetzung eines Laichballens im Jahr 1985 im Wildenburger Land (Rheinland-Pfalz). Münch (1992) erwähnt zwei adulte Tiere zwischen 1985 und 1990 in Dortmund. Seit Anfang der 1970er Jahre wurden Chinesische Rotbauchunken zunehmend im Aquarienhandel und in den 1980er Jahren vielfach auch an Gartenteichbesitzer verkauft (Pracht 1988).

Cynops pyrrhogaster: Streit (1991) berichtet von einer Aussetzung Anfang des 20. Jahrhunderts bei Stuttgart, die jedoch erfolglos blieb. Nach Eckstein & Meinig (1989) wurden zwischen 1978 und 1980 mehrfach Tiere bei Radevormwald-Dahlerau (Nordrhein-Westfalen) ausgesetzt. Münch (1992) erwähnt Nachweise von zwei adulten Tieren zwischen 1985 und 1990 in Aplerbeck (Nordrhein-Westfalen).

Eleutherodactylus martinicensis: Nach Geiter et al. (2002) vor 1952 gemeldet. Wahrscheinlich handelte es sich nur um einen Fund in einem Gewächshaus, wie er aus den 1880er Jahren für Gewächshäuser in Kew (Großbritannien) belegt ist (Günther 1896). Nach den vorliegenden Unterlagen sind bisher keine wild lebenden Nachweise in Deutschland bekannt geworden.

Hyla cinerea: Münch (1992) erwähnt drei Tiere in Kurl (Nordrhein-Westfalen) zwischen 1985 und 1990.

Hyla meridionalis: Bammerlin & Bitz (1996) berichten vom Fund eines Tieres in den Gruben südwestlich Niederkail/Binsfeld (Rheinland-Pfalz) Anfang der 1980er Jahre. Das Vorkommen ist sehr wahrscheinlich erloschen. Blab & Vogel (1989) erwähnen einen erfolglosen Einbürgerungsversuch aus dem Bonner Raum in den 1980er Jahren.

Lisotriton montandoni: Am 23. Mai 1901 wurden 80 Exemplare an einer Stelle im Bayerischen Wald ausgesetzt, 1950 wurden noch 13 Exemplare gefunden (Geyer 1953). Nachfolgende Angaben über weitere Aussetzungsorte (z.B. Vogel 1972) sind nicht nachvollziehbar. Der aktuelle Status der Vorkommen in Bayern ist unbekannt (Zavadil et al. 2003), vermutlich sind die Bestände erloschen (Franzen pers. Mitt.).

Lithobates catesbeianus: Siehe Steckbrief in Teil III im vorliegenden Band.

Lithobates pipiens: Eckstein & Meinig (1989) erwähnen zwei im Jahre 1984 im Morsbachtal (Nordrhein-Westfalen) ausgesetzte Exemplare. Ihr Schicksal ist unbekannt, aber vermutlich konnten sich die Tiere nicht halten. Münch (1992) erwähnt ein ausgesetztes Tier in Dortmund (Nordrhein-Westfalen) zwischen 1985 und 1990.

Pelophylax bedriagae: Siehe Steckbrief in Teil III im vorliegenden Band.

Proteus anguinus: Zu Schauzwecken wurde der Grottenolm 1930 in der Kalkberghöhle in Bad Segeberg (Schleswig-Holstein) ausgesetzt, konnte sich aber nicht etablieren (Mohr 1937). 1931 wurden fünf Tiere im Olmensee in der Herrmannshöhle in Rübeland/Harz eingesetzt, 1956 weitere 13 Tiere. 1985 wurden 13 Männchen festgestellt, der derzeitige Bestand ist nicht bekannt (Grosse 2004).

Pseudacris regilla: Nach Eckstein & Meinig (1989) wurden zwischen 1984 und 1985 ca. 500 Kaulquappen in Radevormwald (Nordrhein-Westfalen) ausgesetzt. Es liegen keine Informationen zu aktuellen Vorkommen der Art vor, vermutlich ist der Bestand erloschen.

Triturus carnifex: Siehe Steckbrief in Teil III im vorliegenden Band.

Triturus marmoratus: Im Park des Museums Alexander König in Bonn wurden 1936 etwa 20 Exemplare ausgesetzt, die sich bis etwa 1950 gehalten haben (Die-

sener & Reichholf 1986). Zwischen 1998 und 2000 wurde der Marmormolch im Remstal zwischen Winterbach und Plüderhausen (Baden-Württemberg) nachgewiesen (Rommel 2014).

Xenopus laevis: Tinsley & McCoid (1996) erwähnen ohne nähere Angaben einen „fragmentarischen Beleg“ für eine Aussetzung in der Umgebung von Hamburg. Möglicherweise ist der Bezug ein Hinweis von Krefft (1948). Bei einem Hamburger Zuchtbetrieb gelangten wahrscheinlich 1946 Frösche oder Larven durch die Abflüsse eines Warmhauses in einen Wasserfloh-Zuchtteich auf dem Betriebsgelände. Mindestens zwei Jahre lang konnten in diesem Zuchtteich Frösche beobachtet werden, die sich dort sehr wahrscheinlich auch reproduzieren konnten. Da es sich dabei um keine wild lebenden Tiere gehandelt hat, liegt keine Aussetzung vor. Hintergrund des „Belegs“ könnte aber auch eine Tierbefreiungsaktion sein. Am 6. Dezember 1991 holten Tierschützer zwölf Krallenfrösche aus dem Zoologischen Institut in Hamburg, um ihren Tod als Versuchstiere zu verhindern (Haferbeck & Wieding 1998). Über ihr weiteres Schicksal ist nichts bekannt. Siehe auch Steckbrief in Rabitsch et al. (2013).

Pisces

Systematische Kategorie / Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	Lebensraum	Status	Natürliches Areal	Einführungsweise	Einfuhrvektoren	Erstnachweis	Invasivität
Pisces								
<i>Acheilognathus asmusii</i>	Russischer Bitterling	x	x	x	x	x	um 1986	Invasiv
<i>Acipenser baerii</i>	Sibirischer Stör	x	x	x	x	x	1986	x
<i>Acipenser baerii</i> x <i>Acipenser ruthenus</i>	Sibster	x	x	x	x	x	1995	
<i>Acipenser naccarii</i>	Mittelmeer-Stör		?					
<i>Acipenser transmontanus</i>	Weißer Stör	x	x	x	x	x	1994	
<i>Acipenser</i> spp.	Stör-Hybride	x	x	x	x	x	1995	
<i>Alosa sapidissima</i>	Amerikanischer Maifisch	x	x	x	x	x	um 1970	
<i>Amatitlania nigrofasciata</i>	Zebraabuntbarsch	x	x	x	x	x	1998	
<i>Ambloplites rupestris</i>	Steinbarsch		?					
<i>Amelurus melas</i>	Schwarzer Zwergwels	x	x	x	x	x	1987-1988	x
<i>Ameiurus nebulosus</i>	Brauner Zwergwels	x	x	x	x	x	1887-1890	x
<i>Anoistius</i> sp.	Antennen-Harnischwels	x	x	x	x	x	2007	
<i>Anguilla japonica</i>	Japanischer Aal		?					
<i>Anguilla rostrata</i>	Amerikanischer Aal	x	x	x	x	x	1998-2002	x
<i>Astronotus ocellatus</i>	Pfauenaugenbuntbarsch	x	x	x	x	x	1987-1988	
<i>Australoheros facetus</i>	Chanchito	x	x	x	x	x	vor 1959	
<i>Babka gymnotrachelus</i>	Nackthals-Grundel	x	x	x	x	x	2011	x
<i>Barbus meridionalis</i>	Hundsbarbe	x	x	x	x	x	vor 2002	
<i>Carassius auratus</i>	Goldfisch	x	x	x	x	x	1857-1862	x
<i>Channa argus warpachowskii</i>	Amur-Schlängenkopf		?					
<i>Clarias gariepinus</i>	Afrikanischer Raubwels		?					
<i>Coregonus clupeaformis</i>	Heringsmaräne	x	x	x	x	x	1882	
<i>Coregonus maraenoides</i>	Peipus-Maräne	x	x	x	x	x	1904	
<i>Coregonus peled</i>	Peledmaräne	x	x	x	x	x	1960	
<i>Ctenopharyngodon idella</i>	Graskarpfen	x	x	x	x	x	1968	x

Systematische Kategorie / Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	Lebensraum	Status	Natürliches Areal	Einführungsweise	Einfuhrvektoren	Erstnachweis	Invasivität
<i>Culeea inconstans</i>	Fünfstacheliger Stichling	Aquatisch	Etabliert	Kein natürliches Areal	x	x	um 1995	
<i>Enneacanthus chaetodon</i>	Scheibenbarsch	x	Unbekannt	Europa	x	x	vor 2002	
<i>Enneacanthus obesus</i>	Diamantbarsch	x	Fehlend - Besetzt	Afrika	x	x	vor 1968	
<i>Gambusia holbrooki</i>	Östlicher Moskitofisch	x	Unbekannt	Temperates Asien	x	x	1978	x
<i>Gobiosoma bosc</i>	Nackte Grundel	x	Etabliert	Europa	x	x	2009	
<i>Huso huso</i> x <i>Acipenser ruthenus</i>	Bester	x	Unbekannt	Kein natürliches Areal	x	x	1996	
<i>Hypomesus olidus</i>	Japanischer Teichsilur	x	Fehlend (erster Nachweis)	Afrika	x	x	vor 1978	
<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>	Silberkarpfen	x	Fehlend - Besetzt	Temperates Asien	x	x	1971	x
<i>Hypophthalmichthys nobilis</i>	Marmorkarpfen	x	Unbekannt	Afrika	x	x	1971	x
<i>Lepomis auritus</i>	Ohrenbarsch	x	?					
<i>Lepomis cyanellus</i>	Grüner Sonnenbarsch	x	Fehlend - Besetzt	Europa	x	x	1966	
<i>Lepomis gibbosus</i>	Sonnenbarsch	x	Unbekannt	Europa	x	x	1896	x
<i>Lepomis megalotis</i>	Langohriger Sonnenbarsch	x	Etabliert	Europa	x	x	1997	
<i>Malapterurus electricus</i>	Zitterwels	x	Unbekannt	Afrika	x	x	1974	
<i>Micropterus dolomieu</i>	Schwarzbarsch	x	Fehlend - Besetzt	Europa	x	x	1888	
<i>Micropterus salmoides</i>	Forellenbarsch	x	Unbekannt	Europa	x	x	1888	
<i>Misgurnus anguillicaudatus</i>	Ostasiatischer Schlampeitzger	x	Etabliert	Temperates Asien	x	x	1990	
<i>Morone saxatilis</i> x <i>M. chrysops</i>	Streifenbarsch	x	Unbekannt	Europa	x	x	2006	
<i>Mylopharyngodon piceus</i>	Schwarzer Amur	x	?					x
<i>Neogobius fluviatilis</i>	Flussgrundel	x	Fehlend (erster Nachweis)	Europa	x	x	2008	x
<i>Neogobius melanostomus</i>	Schwarzmundgrundel	x	Fehlend - Besetzt	Europa	x	x	1998	x
<i>Oncorhynchus gorbuscha</i>	Buckellachs	x	?					
<i>Oncorhynchus keta</i>	Ketalachs	x	Fehlend - Besetzt	Temperates Asien	x	x	1986	
<i>Oncorhynchus kisutch</i>	Silberlachs	x	?					
<i>Oncorhynchus masou</i>	Kirschenlachs	x	?					
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Regenbogenforelle	x	Fehlend - Besetzt	Temperates Asien	x	x	1887	x
<i>Oncorhynchus rhodurus</i>	Lotoslachs	x	Fehlend - Besetzt	Temperates Asien	x	x	1976	
<i>Oncorhynchus tshawytscha</i>	Königslachs	x	Fehlend - Besetzt	Temperates Asien	x	x	1879	
<i>Oreochromis andersoni</i>	Dreipunkt-Tilapia	x	?					

- Acipenser naccarii*: Geßner et al. (2010) geben einen Nachweis im Zeitraum 1990 bis 2000 für deutsche Gewässer an, der jedoch auf Grundlage der verwendeten Daten nach Arndt et al. (2002) in polnischen oder niederländischen Gewässern erfolgt sein müsste. In Spratte & Rosenthal (1996), Gessner et al. (1999), Arndt et al. (2000) und Kottelat & Freyhof (2007) wird kein Fund für deutsche Gewässer bestätigt. Der Mittelmeer-Stör wird seit den 1990er Jahren in Europa zunehmend in Aquakultur für Kaviarproduktion gezüchtet (Bronzi et al. 1999, Friedrich 2012). Nach Friedrich (2012) ist die Art auch im Zierhandel zum Besatz von Privatteichen verfügbar.
- Acipenser transmontanus*: 1994 wurden in der Elbe bei Gorleben (Niedersachsen) drei Individuen nachgewiesen (Gaumert 1995). Zeitgleich wurden nach Gaumert (1995) auch einige Exemplare in der Weser gefangen; diese Funde wurden jedoch später durch andere Autoren nicht bestätigt (u.a. Spratte & Rosenthal 1996, Bronzi et al. 1999, Gessner et al. 1999). Gelegentlich wurden Exemplare in Brandburger Gewässern gefangen, die aus Zuchtanlagen entwichen oder ausgesetzt worden waren (Scharf et al. 2011).
- Acipenser* spp.: Seit dem Erstnachweis eines nicht näher bestimmten Stör-Hybrids im Mai 1995 im Plauer See (Mecklenburg-Vorpommern) (Gessner et al. 1999) werden in deutschen Gewässern zunehmend Stör-Hybride nachgewiesen (u.a. Spratte & Rosenthal 1996, Gessner et al. 1999, Arndt et al. 2000, 2002, Baer et al. 2014). Mit Ausnahme einiger Fänge der Hybriden *Acipenser baerii* x *Acipenser ruthenus* (siehe dort) und *Huso huso* x *A. ruthenus* (siehe dort) fehlt im Allgemeinen eine genaue Charakterisierung der Elternarten. Auch liegen über die Herkunft, die Form der Einbringung, die genaue Lebensdauer in den Gewässern sowie über erfolgreiche Reproduktionen bzw. Hybridisierungen mit heimischen Arten keine hinreichenden Informationen vor. Fänge durch Fischer und Angler werden oft in das jeweilige Gewässer zurückgesetzt, so dass eine Nachbestimmung nicht möglich ist (Spratte & Rosenthal 1996, Friedrich 2012).
- Alosa sapidissima*: Nach Geiter et al. (2002) ca. 1970 ausgesetzt. Weitere Informationen und Nachweise sind bisher nicht bekannt (Wiesner et al. 2010). Der Bestand gilt als erloschen.
- Amatitlania nigrofasciata*: 1934 als Zierfisch erstmals eingeführt (Arnold & Ahl 1936, Riehl & Baensch 1983). Bei der Angabe in Stansch (1914), dass die Art schon 1904 eingeführt worden sei, handelt es sich um eine Verwechslung mit der nah verwandten Art *Cichlasoma biocellatum* (Arnold & Ahl 1936). 1998 wurden mehrere Zebrabuntbarsche im Oberlauf des Gillbachs in Bergheim nordwestlich von Köln nachgewiesen (Jourdan et al. 2014). Das Vorkommen im Gillbach wurde 2007 und 2013 bestätigt (Kempkes et al. 2009, Jourdan et al. 2014).
- Ambloplites rupestris*: Am 12. März 1887 erhielt Max von dem Borne 20 Individuen aus Virginia, die er erfolgreich in seinen Zuchtteichen nachzüchten konnte (von dem Borne 1892). Nach Geiter et al. (2002) soll um 1880 der Steinbarsch ausgesetzt worden sein; diese Angabe konnte nicht verifiziert werden. Waterstraat et al. (2002) geben als Vorkommensort für Deutschland „natürliche Gewässer“ an und beziehen sich damit auf Arnold (1990). In Arnold (1990) dagegen wird nur der Import durch von dem Borne beschrieben. Zum Zeitpunkt der Publikation von Baensch & Riehl (1997) „bei uns nicht eingeführt“.
- Ameiurus melas*: Siehe Steckbrief in Teil III im vorliegenden Band.
- Ameiurus nebulosus*: Siehe Steckbrief in Teil III im vorliegenden Band.
- Ancistrus* sp.: 2007 und 2013 wurden mehrere nicht näher bestimmte Tiere aus der Gruppe der Antennen-Harnischwelse im Oberlauf des Gillbachs in Bergheim nordwestlich von Köln nachgewiesen (Kempkes et al. 2013, Jourdan et al. 2014).
- Anguilla japonica*: Wahrscheinlich um 1980 für Aquakulturzwecke importiert (Koops & Hartmann 1989). Lelek (1996) gibt allgemein Nachweise für Mitteleuropa in geschlossenen Gewässern an. Nach Geiter et al. (2002) als Gefangenschaftsflüchtling in die freie Natur gelangt, was jedoch nicht verifiziert werden konnte.

Nachweise in natürlichen Gewässern in Europa sind bisher nicht bekannt (Kottelat & Freyhof 2007).

Anguilla rostrata: Siehe Steckbrief in Teil III im vorliegenden Band.

Astronotus ocellatus: Durch Lelek & Köhler (1989) im Rhein 1987/1988 nachgewiesen. Möglicherweise handelt es sich nicht um einen Erstnachweis, da Lelek & Köhler (1989) betonen, dass in der vorliegenden Untersuchung nur *Pseudorasbora parva* (Blaubandbärbling) als Erstnachweis für den Rhein festgestellt werden konnte.

Australoheros facetus: Ladiges (1957, zitiert in Arnold 1990) erwähnt Fund in der Alster bei Hamburg. Ladiges (1957) konnte bibliographisch nicht ermittelt werden. Weitere Informationen oder Nachweise sind bisher nicht bekannt. Nach Arnold (1990) dürfte die Art Winter in Deutschland nicht überleben. Der Bestand gilt als erloschen.

Babka gymnotrachelus: Siehe Steckbrief in Teil III im vorliegenden Band.

Barbus meridionalis: Nach Geiter et al. (2002) wurde die Art ausgesetzt, ist aber wieder verschwunden. Weitere Informationen oder Nachweise sind bisher nicht bekannt (Kottelat & Freyhof 2007, Wiesner et al. 2010).

Carassius auratus: Siehe Steckbrief in Teil III im vorliegenden Band.

Channa argus warpachowskii: Nach Geiter et al. (2002) soll Aussetzung in Deutschland nach Lelek (1996) erfolgt sein. Lelek (1996) gibt jedoch nur allgemein für Mitteleuropa Belege für das Einzugsgebiet der Donau an.

Clarias gariepinus: In Deutschland im Handel, sollte nach Baensch & Riehl (1985) aber auf Grund „großer Gefräßigkeit“ von der Liste der Importeure gestrichen werden. Nach Lelek (1996) gibt es allgemein für Mitteleuropa Belege aus geschlossenen Gewässern. Nach Geiter et al. (2002) soll Aussetzung in Deutschland erfolgt sein, der Status wird dabei aber als „fraglich“ angegeben. Nach Elvira (2001) in anderen europäischen Ländern jedoch nicht in Deutschland vorhanden. Die in Geiter et al. (2002) für deutsche Gewässer ebenfalls mit Status „fraglich“ geführte Art *Clarias lazera* (Aalbüschelwels) wird u.a. nach fishbase.de und eol.org als Synonym von *Clarias gariepinus* angesehen.

Coregonus clupeaformis: Am 5. und 6. Februar 1882 wurden in Bayern 60.000 Brütlinge im Ammersee und 80.000 Stück im Walchensee eingesetzt (Anonym 1882). In den folgenden Monaten und Jahren wurden Brütlinge auch in den Bodensee, Högelwörther See, Kochelsee, Madue-See, Schaal-See, Tegernsee und einige mecklenburgische Seen eingesetzt (von Behr 1882, Schmid 1969). 1884 wurden im Tegernsee große Quantitäten von Jungfischen und 1885 im Ammersee ungefähr 25 Heringsmaränen von 25 cm Länge mit deutlich entwickelten Fortpflanzungsprodukten gefangen (Anonym 1884, von dem Borne 1890). Die Einführung der Art in Deutschland und anderen europäischen Ländern war nicht erfolgreich (Groot 1985, Schmid 1969).

Coregonus maraenoides: 1904 erhielt der Bayerische Landesfischereiverein erstmals 200.000 Eier der Peipus-Maräne, die im russischen Peipussee vorkommt. Es konnten daraus ca. 30.000 Jährlinge erzüchtet werden, die noch 1904 größtenteils in den Boden-, Ammer-, Starnberger- und Chiemsee eingesetzt wurden (Hofer 1905). Der Versuch wurde 1905 mit ca. 40.000 Jährlingen wiederholt (Anonym 1905b). 1905 wurden auch in Schleswig-Holstein Jährlinge für einen Besatz in ostholsteinischen Seen herangezüchtet (Hofer 1905). In der aktuellen Roten Liste Fische Deutschlands als etabliertes Neozoon eingestuft (Freyhof 2009). Siehe auch Steckbrief in Nehring et al. (2010).

Coregonus peled: Anfang 1960 wurden erstmals in die ehemalige DDR 50.000 befruchtete Eier der Peledmaräne aus der damaligen Sowjetunion eingeführt und

- in wenigen Tagen erbrütet (Müller 1969). Im April 1960 wurde die geschlüpfte Brut in Fischteiche sowie in den Gondna-See in Beeskow (Brandenburg) ausgesetzt (Müller 1969). 1961 wurde geschlüpfte Brut auch in den Großen Wuck-See (Brandenburg) ausgesetzt (Müller 1969). Nach Müller (1969) war der Besatz in beiden Seen nicht erfolgreich. 1993 und 1999 im Prossener Elbhafen (Sachsen) gefangene Exemplare sind mit hoher Wahrscheinlichkeit aus tschechischen Teichanlagen entwichen oder ausgesetzt worden (Füllner et al. 2005). Am 24.06.1999 wurde rund 320 km stromab ein weiteres Exemplar in der Elbe unterhalb von Magdeburg gefangen (Wiesner et al. 2010). Im April 2000 wurden eine Million aus Polen importierte Brütlinge im Kulkwitzer See bei Leipzig (Sachsen) besetzt, um die Eignung der Art für die fischereiliche Bewirtschaftung der Braunkohle-Resgewässer zu untersuchen (Füllner et al. 2005). Siehe auch Steckbrief in Nehring et al. (2010).
- Ctenopharyngodon idella*: Siehe Steckbrief in Teil III im vorliegenden Band.
- Culea inconstans*: Um 1995 in einen kleinen Bach der oberen Inn östlich von München (Bayern) durch einen Aquarianer besetzt (Wiesner et al. 2010). Das Vorkommen gilt seit spätestens 2010 als nicht mehr bestätigt (Wiesner et al. 2010). Siehe auch Steckbrief in Nehring et al. (2010).
- Enneacanthus chaetodon*: Nach Geiter et al. (2002) wurde die Art ausgesetzt, ist aber wieder verschwunden. Weitere Informationen oder Nachweise sind bisher nicht bekannt (Wiesner et al. 2010).
- Enneacanthus obesus*: Nach Sterba (1968) versuchsweise an mehreren Orten ausgesetzt. Konnte sich in Normaljahren gut vermehren, wurde jedoch in besonders kalten Wintern stets restlos vernichtet (Sterba 1968). Gilt nach Arnold (1990) als relativ winterhart. Weitere Informationen oder Nachweise sind bisher nicht vorhanden (Wiesner et al. 2010). Nach Geiter et al. (2002) wieder verschwunden.
- Gambusia holbrooki*: Der Östliche Moskitofisch wurde 1898 als Aquarientisch erstmals nach Deutschland eingeführt (Arnold & Ahl 1936). Hildebrand (1931) führt die Art für Deutschland an, ohne jedoch Einzelheiten zu nennen. Wahrscheinlich handelt es sich nur um den Hinweis auf Importe (Wiesner et al. 2010). 1978 wurden 300 Exemplare zur Bekämpfung von Stechmücken in verschiedene Gewässer am Oberrhein ausgesetzt, die bei einer Nachsuche 1979 jedoch nicht wieder aufgefunden werden konnten (Kinzelbach & Krupp 1982). Nach Kottelat & Freyhof (2007) handelt es sich bei den europäischen Vorkommen von *Gambusia affinis* (Koboldkärpfling) um *G. holbrooki*. Siehe auch Steckbrief in Nehring et al. (2010).
- Gobiosoma bosc*: Am 13. Oktober 2009 wurden bei zwei Befischungen im Weser-Ästuar bei Sandstedt insgesamt sieben Individuen gefangen (Thiel et al. 2012). Weitere Nachweise sind dort oder aus anderen europäischen Regionen bisher nicht bekannt.
- Huso huso* x *Acipenser ruthenus*: Ende der 1960er Jahre als Eier von einem in Russland in Kultur gezogenen Hybrid zwischen den beiden europäischen Störarten Hausen (*Huso huso*) und Sterlet (*Acipenser ruthenus*) nach Ost-Deutschland für Versuchszwecke importiert (Bronzi et al. 1999); nach den russischen Namen für die Elternarten (Sterljad und Beluga) wird dieser Hybrid als „Bester“ bezeichnet. Seit Anfang der 1990er Jahre wird dieser Hybrid zunehmend in Europa in der Teichwirtschaft gezüchtet (Bronzi et al. 1999). 1996 wurden absichtlich oder unabsichtlich freigesetzte Tiere in der Elbe bei Lühe (Niedersachsen) und bei Perleberg (Brandenburg) sowie in der Havel bei Quitzböbel (Brandenburg) gefangen (Gessner et al. 1999). 2013 ging einem Dorschfischer in der Ostsee bei Rügen ein mindestens sieben Jahre alter Bester ins Netz. Der Hybrid war wohlgenährt und hatte sehr wahrscheinlich schon mehrere Jahre in der Ostsee überlebt (Anonym 2013d).
- Hypomesus olistus*: Nach Geiter et al. (2002) erfolgte die Aussetzung zu einem unbestimmten Zeitpunkt vor 1978. Wurde als Futterfisch für Baggerteiche angeboten (Geiter et al. unpubl.). Weitere Informationen oder Nachweise sind bisher nicht bekannt (Kottelat & Freyhof 2007, Wiesner et al. 2010). Nach Geiter et al. (2002) wieder verschwunden.

Hypophthalmichthys molitrix: Siehe Steckbrief in Teil III im vorliegenden Band.

Hypophthalmichthys nobilis: Siehe Steckbrief in Teil III im vorliegenden Band.

Lepomis auritus: 1891 führte der Sohn von Max von dem Borne erstmals 18 Individuen ein, die in Zuchtteichen erfolgreich nachgezüchtet werden konnten (von dem Borne 1892). Nach Geiter et al. (unpubl.) existiert ein unbestätigter Hinweis auf Vorkommen bei Frankfurt am Main. Wild lebende Nachweise sind bisher nicht bekannt (Waterstraat et al. 2002, Wiesner et al. 2010). Lelek (1996) gibt allgemein Nachweise für Mitteleuropa in der Elbe und in geschlossenen Gewässern an. Nach Elvira (2001) nur in Italien und in Deutschland etabliert, allerdings ohne Angabe entsprechender Quellen.

Lepomis cyanellus: Nach Flindt & Hemmer (1969) kam die Art von 1966 bis 1968 in Tümpeln einer stillgelegten Kiesgrube bei Bauschheim (Rhein-Main-Gebiet) vor. Seit mindestens 1974 liegt kein wild lebender Nachweis in Deutschland mehr vor (Arnold 1990, Wiesner et al. 2010). Der Bestand gilt als erloschen.

Lepomis gibbosus: Siehe Steckbrief in Teil III im vorliegenden Band.

Lepomis megalotis: Nach Schäfer (zitiert in Geiter et al. 2002) und Geiter et al. (unpubl.) 1997 in Hessen bei Groß-Gerau und Roßdorf ausgesetzt. Weitere In-formationen oder Nachweise sind bisher nicht bekannt (Kottelat & Freyhof 2007, Wiesner et al. 2010).

Malapterurus electricus: Im Herbst 1974 in den Havelseen bei Berlin gefangen, wobei der Zitterwels beim Herausnehmen aus dem Netz dem Fänger einen kräftigen elektrischen Schlag versetzte (Terofal 1977). Seit dem Erstnachweis 1974 sind bis heute keine weiteren Funde bekannt geworden (Wiesner et al. 2010). Der Bestand gilt als erloschen.

Micropterus dolomieu: 1883 wurden sieben Exemplare des Schwarzbarsches gemeinsam mit 45 Exemplaren des Forellenbarsches (*M. salmoides*) nach Deutschland importiert, weitergezüchtet und an lokale Fischzuchten verteilt (von dem Borne 1883). 1888 wurden ca. 15 laichfähige Tiere in den sogenannten Entenfang bei Brühl (Nordrhein-Westfalen) zum Zwecke natürlicher Züchtung eingesetzt (Anonym 1888). Der Bestand gilt als erloschen (Wiesner et al. 2010). Siehe auch Steckbrief in Nehring et al. (2010).

Micropterus salmoides: 1883 wurden 45 Exemplare des Forellenbarsches gemeinsam mit 7 Exemplaren des Schwarzbarsches (*M. dolomieu*) nach Deutschland importiert, weitergezüchtet und an lokale Fischzuchten verteilt (von dem Borne 1883). 1888 wurden ca. 15 laichfähige Tiere in den sogenannten Entenfang bei Brühl (Nordrhein-Westfalen) zum Zwecke natürlicher Züchtung eingesetzt (Anonym 1888). Seit 1895 wurden mindestens 10 Jahre lang zahlreiche Flüsse und Seen Bayerns mit Forellenbarschjährlingen mehr oder weniger ausgiebig besetzt (Anonym 1905a). In diesem Zeitraum wurden auch Forellenbarsche in die Alt-wässer des Rheins im Bereich der Pfalz ausgebracht (Anonym 1905a). Der Bestand ist vermutlich erloschen (Wiesner et al. 2010). Siehe auch Steckbrief in Nehring et al. (2010).

Misgurnus anguillicaudatus: 1990 wurde die Art im hessischen Naturschutzgebiet Gravensbruch nachgewiesen (Freyhof & Korte 2005). Das Vorkommen beruht auf einer Besatzmaßnahme im Rahmen eines Auen-Revitalisierungsprojektes an der Fulda (Freyhof, mdl. Mitt. in Wiesner et al. 2010). In der aktuellen Roten Liste Fische Deutschlands als etabliertes Neozoon eingestuft (Freyhof 2009). Siehe auch Steckbrief in Nehring et al. (2010). 1992 wurden 20-30 Individuen von *Misgurnus mizolepis* in einem Stillgewässer nahe Mönchengladbach (Nordrhein-Westfalen) gefangen (Riffel et al. 1994, Schreiber pers. Mitt.). 1994 wurde in der Nahe (Rheinland-Pfalz) ein adultes Individuum von *M. mizolepis* nachgewiesen (Fricke, mdl. Mitt. in Riffel et al. 1994). Die taxonomischen Verhältnisse innerhalb der Gattung *Misgurnus* sind noch nicht vollständig aufgeklärt. Nach Kottelat (1997) wurde im Rahmen der letzten Revision der chinesischen Arten der Gattung *M. mizolepis* als Synonym von *M. anguillicaudatus* angesehen. Diesem Konzept wird hier gefolgt (vgl. Kottelat 1997).

Morone saxatilis x *M. chrysops*: Erstmals wild gefangen am 1. Oktober 2006 in der Talsperre Spremberg (Brandenburg) (Anonym 2006b). In den Folgejahren gelegentlich in weiteren Gewässern in Brandenburg (u.a. Senftenberger See, Anonym 2007; Großen Fließ und Nordumfluter, Landkreis Dahme-Spreewald 2010) gefangen, die aus Zuchtanlagen oder Fischteichen entwichen oder ausgesetzt worden waren. Seit 2010 besteht im Landkreis Dahme-Spreewald eine Anlagentungspflicht (Landkreis Dahme-Spreewald 2010). Eine Etablierung in natürlichen Gewässern in Deutschland mit anschließender unkontrollierter Ausbreitung wird für möglich gehalten (Müller-Belecke & Zienert 2006, Lehmann et al. 2012).

Mylopharyngodon piceus: Der aus den großen chinesischen Flüssen (z. B. Jangtse, Amur) stammende Schwarze Amur wurde um 1960 nach Europa importiert. Motivation war die Dezimierung unerwünschter Wasserschneckenbestände, die seine Hauptnahrung darstellen (Hauer 2007). Die durch Geiter et al. (2002) mit Welcomme (1988) belegte Aussetzung 1970 ist in Welcomme (1988) nicht aufgeführt. Nach Welcomme (1988) wurde die Art 1970 aus China nach Deutschland nur für Aquakulturzwecke importiert. Auch im übrigen Europa sind keine wild lebenden Bestände bekannt (Holcík 1991, Kottelat & Freyhof 2007). In Österreich wurden aber Besatzmaßnahmen in der Donau und in einem Teich bei Riegersburg durchgeführt (Miksch 2005). Siehe auch Steckbrief in Nehring et al. (2010).

Neogobius fluviatilis: Siehe Steckbrief in Teil III im vorliegenden Band.

Neogobius melanostomus: Siehe Steckbrief in Teil III im vorliegenden Band.

Oncorhynchus gorbuscha: Ab 1939 im europäischen Teil von Russland in Zuflüsse zum Weißen Meer ausgesetzt (Hartmann 2003). Gilt bis heute dort als etabliert, wodurch Irrgäste bis Island, Schottland und Norwegen gelangen (Hartmann 2003, Kottelat & Freyhof 2007). Nach Elvira (2001) auch in anderen europäischen Ländern, jedoch nicht in Deutschland vorhanden. Die durch Geiter et al. (2002) angegebene Aussetzung vor 1978 nach Pohlhausen (1978) findet sich nicht in Pohlhausen (1978). Pohlhausen (1978) führt alle bisher nach Deutschland eingeführten Lachsarten auf, der Buckellachs wird jedoch nicht erwähnt. Zum Zeitpunkt der Publikation von Baensch & Riehl (1997) „bisher nicht lebend eingeführt“.

Oncorhynchus keta: Nach Lelek & Buhse (1992) erfolgte versuchsweise Besatz im Main, wodurch dort 1986 ein erwachsenes Exemplar gefangen werden konnte. Die durch Geiter et al. (2002) belegte Aussetzung vor 1978 nach Pohlhausen (1978) findet sich nicht in Pohlhausen (1978). Nach Kottelat & Freyhof (2007) war bisher keine Besatzmaßnahme in Europa erfolgreich.

Oncorhynchus kisutch: Die durch Geiter et al. (2002) mit Welcomme (1988) belegte Aussetzung 1974 ist in Welcomme (1988) nicht aufgeführt. Nach Welcomme (1988) wurde die Art 1974 aus den USA nur für Aquakulturzwecke importiert.

Oncorhynchus masou: Die durch Geiter et al. (2002) angegebene Aussetzung vor 1978 nach Pohlhausen (1978) findet sich nicht in Pohlhausen (1978). Nach Pohlhausen (1978) wurden im Herbst 1977 Eier für Zuchtversuche eingeführt.

Oncorhynchus mykiss: Siehe Steckbrief in Teil III im vorliegenden Band.

Oncorhynchus rhodurus: Wurde erstmals im Herbst 1976 in einem nordeutschen Heidebach versuchsweise ausgesetzt und im November 1977 teilweise wieder entnommen (Pohlhausen 1978, Welcomme 1988). Nach Geiter et al. (2002) wieder verschwunden.

Oncorhynchus tshawytscha: Seit 1879 wurden zuerst in Zuflüssen der Donau, Mosel und Eider sowie in den folgenden Jahren u.a. auch von Isar, Rhein, Main und des Starnberger Sees Hunderttausende erbrütete Junglachse ausgesetzt (von Behr 1882, Anonym 1883, von dem Borne 1890). Eine Einbürgerung scheiterte, so dass Zucht und Besatz schon um 1890 zum Erliegen kamen (von dem Borne 1890). Jahrzehnte später kam es zu neuen Besatzmaßnahmen, wie ein Nachweis durch Lelek & Köhler (1989) im Rhein 1987/1988 belegt. Der Bestand gilt als erloschen.

Oreochromis andersoni: Die durch Geiter et al. (2002) mit Welcomme (1988) belegte Aussetzung 1957 ist in Welcomme (1988) nicht aufgeführt. Nach Welcomme (1988) wurde die Art nur von Sambia nach Tansania 1968 zur Teichzucht eingeführt. Durch Jourdan et al. (2014) wurden 2013 mehrere Individuen einer nicht näher bestimmten *Oreochromis* Art im Oberlauf des Gillbachs in Bergheim nordwestlich von Köln nachgewiesen. Sehr wahrscheinlich hat es sich dabei um *O. aureus* gehandelt.

Oreochromis aureus: 2007 wurden mehrere Blau-Tilapia im Oberlauf des Gillbachs in Bergheim nordwestlich von Köln nachgewiesen (Kempkes et al. 2009). Durch Jourdan et al. (2014) wurden dort 2013 mehrere Individuen gefunden, die jedoch nur auf Gattungsebene als *Oreochromis* sp. bestimmt wurden. Die Angabe durch Wiesner et al. (2010) eines „unbeständigen Vorkommens“ in Deutschland nach Elvira (2001) findet sich nicht in Elvira (2001).

Oreochromis mossambicus: Für Aquakulturen in Europa eingeführt (Kottelat & Freyhof 2007). Nach Elvira (2001) in mehreren europäischen Ländern aber nicht in Deutschland vorhanden. Lelek (1996) gibt allgemein Nachweise für Mitteleuropa in geschlossenen Gewässern an, was durch Geiter et al. (2002) offensichtlich als Aussetzung in Deutschland interpretiert wurde. Durch Jourdan et al. (2014) wurden 2013 mehrere Individuen einer nicht näher bestimmten *Oreochromis* Art im Oberlauf des Gillbachs in Bergheim nordwestlich von Köln nachgewiesen. Sehr wahrscheinlich hat es sich dabei um *O. aureus* gehandelt.

Oreochromis niloticus: 1903 als Zierfisch erstmals eingeführt (Arnold & Ahl 1936). 1957 aus Ghana für experimentelle Aquakultur in Kühlwasserteichen importiert (Welcomme 1988). Nach Elvira (2001) und Kottelat & Freyhof (2007) in mehreren europäischen Ländern aber nicht in Deutschland vorhanden. Lelek (1996) gibt allgemein Nachweise für Mitteleuropa in geschlossenen Gewässern an. Die in Geiter et al. (2002) erwähnte Aussetzung konnte nicht verifiziert werden. Durch Jourdan et al. (2014) wurden 2013 mehrere Individuen einer nicht näher bestimmten *Oreochromis* Art im Oberlauf des Gillbachs in Bergheim nordwestlich von Köln nachgewiesen. Sehr wahrscheinlich hat es sich dabei um *O. aureus* gehandelt.

Percottus glenii: Siehe Steckbrief in Teil III im vorliegenden Band.

Pimephales promelas: Siehe Steckbrief in Teil III im vorliegenden Band.

Poecilia reticulata: 1972 wurden mehrere Guppys im Oberlauf des Gillbachs in Bergheim nordwestlich von Köln gefangen und anschließend im Aquarium gehalten (Kempkes et al. 2009). Das Vorkommen im Gillbach existiert bis heute (Jourdan et al. 2014). Im Sommer 2011 in der Erft (Nordrhein-Westfalen) festgestellt (Rose 2012). Siehe auch Steckbrief in Nehring et al. (2010).

Poecilia sphenops: Nach Poßeckert (schriftl. Mitt. in Geiter et al. 2002) und Geiter et al. (unpubl.) 1988 in den Thermalbecken bei Bad Ems (Rheinland-Pfalz) ausgesetzt. Weitere Nachweise sind bisher nicht bekannt.

Polyodon spathula: Wird seit Ende der 1980er Jahren für Aquakultur zur Produktion von Besatzfischen für Angel- und Gartenteiche importiert (Deutscher Bundestag 2005, Heerz 2009). In Geiter et al. (2002) für deutsche Gewässer mit Status „fraglich“ geführt. Bisher kein wild lebender Fund in Deutschland bekannt (Gessner pers. Mitt., Wolter pers. Mitt.). In österreichischen Stillegewässern kommt es unregelmäßig zu Besatz (Wiesner et al. 2010). Aus Fischteichen entkommene einzelne Exemplare wurden in Bulgarien, Österreich und Serbien festgestellt (Simonović et al. 2006, Zauner 1997). Siehe auch Steckbrief in Nehring et al. (2010).

Pomoxis nigromaculatus: 1891 wurden durch den Sohn von Max von dem Borne sechs Individuen aus den USA mitgebracht, die jedoch im darauf folgenden Winter im Zuchtteich unter dem Eis starben (von dem Borne 1892). 1895 durch Matte (Lankwitz) und P. Nitsche erneut eingeführt und nachgezogen (Stansch 1914, Arnold 1990). Später auch durch von dem Borne aus Nachzucht zum Verkauf angeboten (Arnold 1990). Nach Arnold (1990) in Deutschland nicht mehr

- vorhanden. Nach Geiter et al. (2002) soll Aussetzung in Deutschland erfolgt sein, was aber nicht verifiziert werden konnte.
- Ponticola kessleri*: Siehe Steckbrief in Teil III im vorliegenden Band.
- Proterorhinus semilunaris*: Siehe Steckbrief in Teil III im vorliegenden Band.
- Pseudorasbora parva*: Siehe Steckbrief in Teil III im vorliegenden Band.
- Rasbora daniconius*: Nach Geiter et al. (2002) ist durch Gebhardt & Kinzelbach (1996) (gemeint ist Löffler 1996) Aussetzung mit Nutzfischbesatz vor 1996 in deutsche Gewässer belegt. In Löffler (1996) wird als Beleg für die Aussetzung auf Berg et al. (1989) verwiesen, die aber eine Aussetzung nur vermuten. Fangdaten lägen nicht vor. Weitere Informationen oder Nachweise sind bis heute nicht vorhanden; in der 2. Auflage von Berg et al. (publiziert als Dußling & Berg 2001) wird nur *Pseudorasbora parva* (Blaubandbärbling) benannt.
- Rhodeus ocellatus*: Nach Schäfer (zitiert in Geiter et al. 2002) wurde die Art vor 1997 ausgesetzt. Weitere Informationen oder Nachweise sind bisher nicht bekannt (Kottelat & Freyhof 2007, Wiesner et al. 2010). Der Bestand gilt als erloschen.
- Rhodeus sulgensis*: Die durch Geiter et al. (2002) ohne weitere Informationen erwähnte Aussetzung konnte nicht verifiziert werden. Zum Zeitpunkt der Publikation von Baensch & Riehl (1997) „noch nicht eingeführt“.
- Romanogobio albiginnatus*: Die in den 1990er Jahren in Elbe, Oder und Rhein nachgewiesenen Gründlingsarten wurden ursprünglich der Art *Gobio albiginnatus* zugeordnet (u.a. Freyhof et al. 2000). Eine taxonomische Revision der Gattung ergab, dass im Nord- und Ostseeinzugsgebiet der heimische Stromgründling *Romanogobio beilingi* und im deutschen Donau-Weißflussinzugsgebiet der heimische Donau-Weißflussgründling *Romanogobio vladykovi* vorkommen (Kottelat & Freyhof 2007).
- Salvelinus fontinalis*: Siehe Steckbrief in Teil III im vorliegenden Band.
- Salvelinus malma*: Im Herbst 1977 als Eier für Zuchtversuche eingeführt (Pohlhausen 1978). Die durch Geiter et al. (2002) angegebene Aussetzung vor 1978 nach Pohlhausen (1978) findet sich nicht in Pohlhausen (1978).
- Salvelinus namaycush*: Siehe Steckbrief in Teil III im vorliegenden Band.
- Sander volgensis*: Siehe Steckbrief in Teil III im vorliegenden Band.
- Serrasalimus nattereri*: 1993 in der Elbe bei Dessau gefangen (Anonym 1993). Nach Geiter et al. (2002) wurde ein Roter Piranha 1995 ausgesetzt. Seit 1996 wurden mindestens drei Tiere in der Effrt (Nordrhein-Westfalen) gefangen (Rose 2012). 2002 wurde ein 55 Zentimeter großes Exemplar im Neckar bei Neckargemünd gefangen (Anonym 2002). Die Funde wurden teilweise nur allgemein Piranhas zugeschrieben.
- Thymallus arcticus*: Nach Geiter et al. (2002) soll Aussetzung in Deutschland nach Lelek (1996) erfolgt sein. Lelek (1996) gibt aber nur allgemein Belege für Mitteleuropa im Einzugsgebiet der Donau an.
- Tilapia zillii*: 1903 als Zierfisch eingeführt (Stansch 1914). Angabe einer Aussetzung 1903 durch Geiter et al. (2002) beruht offensichtlich auf einer Mißinterpretation der Angabe zur Ersteinbringung durch Riehl & Baensch (1990), deren Angabe mit 1903 sich sehr wahrscheinlich auf Stansch (1914) bezieht. Nach Lelek (1996) gibt es für Mitteleuropa Belege aus geschlossenen Gewässern. Nach Elvira (2001) in Großbritannien und im europäischen Teil von Russland vorhanden.

Umbra limi: Nach Nitsch (zitiert in Geiter et al. 2002) und nach Geiter et al. (unpubliziert) erfolgte eine Aussetzung ca. 1985 bei Frankfurt am Main. Weitere Nachweise sind bisher nicht bekannt (Wiesner et al. 2010). Der Bestand gilt als erloschen.

Umbra pygmaea: Duncker (1939) gibt mit der Angabe „vor rund 20 Jahren“ einen ersten wild lebenden Fund von *Umbra spec.* bei Neumünster (Schleswig-Holstein) an. Es hat sich dabei nach Geiter et al. (2002) sehr wahrscheinlich um *U. pygmaea* gehandelt. Vor allem Anfang des 20. Jahrhunderts war *U. pygmaea* ein beliebter Aquarienfisch. Oft wurde dabei von *U. krameri* oder *U. lacustris* gesprochen, aber schon Köhler (1907) wies nach, dass es sich dabei in der Regel um *U. pygmaea* handelte. Bei der „Hundsfisch-Art“, die 1891 der Sohn von Max von dem Borne aus Amerika mitgebracht hatte, handelte es sich um zwei lebende Exemplare von *Amia calva* (Kahlhecht, Schlammfisch) (Anonym 1891). In der aktuellen Roten Liste Fische Deutschlands als etabliertes Neozoon eingestuft (Freyhof 2009). Siehe auch Steckbrief in Nehring et al. (2010).

Xenotoca eiseni: Zu einem unbestimmten Zeitpunkt zwischen Mitte der 1970er und Ende der 1980er Jahre in einen Kühleich der Wismut SDAG bei Wildbach (Sachsen) eingesetzt (Arnold 1987, 1989, 1990). Dieses einzige Vorkommen dieser wärmeliebenden Art wird sehr wahrscheinlich durch die Stilllegung des dortigen Industriekomplexes Anfang der 1990er Jahre (nach BMWi 2011) erloschen sein. Nach Arnold (1989) dürfte die Art die Winter in Deutschland außerhalb überwärmter Gewässer nicht überleben.

Xiphophorus helleri: Nach Meyer (1985, zitiert in Geiter et al. 2002) wurde die Art 1909 ausgesetzt. Diese Angabe erscheint fraglich, da dieser Zierfisch nach Stansch (1914) erst 1909 das erste Mal importiert und sehr wahrscheinlich nicht sofort ausgesetzt wurde. Nach Meyer (1986, zitiert in Arnold 1990) gab es ein Vorkommen in einem überwärmten Kraftwerkskanal bei Lübbenau (Spreewald). Das Kraftwerk ging 1959 an das und 1996 vom Netz (Ostkohe 2014). Durch die Stilllegung ist das einzige Vorkommen dieser wärmeliebenden Art sehr wahrscheinlich erloschen.

Xiphophorus maculatus: Nach Poßeckert (zitiert in Geiter et al. 2002) wurde die Art 1997 ausgesetzt. Weitere Informationen oder Nachweise sind bisher nicht bekannt (Wiesner et al. 2010).

3 QUELLEN

- ABBO (2001): Die Vogelwelt von Brandenburg und Berlin. Verlag Natur & Text, Rangsdorf: 684 S.
- AfR, Auffangstation für Reptilien München e.V. (2014): Persische Schlange in Münchener Wald eingefangen. <http://www.reptilienauffangstation.de>
- Ammersbach, R. (1960): Tigerfinken (*Amandava amandava*) brüten in freier Wildbahn. Gefied. Welt 13: 81-85.
- animal public (2012): Chronik der Vorkommnisse mit exotischen Haustieren. <http://animal-public.de/2006/08/chronik-der-vorkommnisse-mit-exotischen-haustieren>
- animal public (2014): Ausgesetzte und entlaufene Exoten. <http://www.stoppt-den-wildtierhandel.de/index.php/hintergrund/29-vorfaelle-mit-exoten>
- Anonym (1882): White fish. *Coregonus albus*. Amerikanische Maräne. Allgemeine Fischerei-Zeitung 7: 95.
- Anonym (1883): Amerikanische Salmoniden in Deutschland. Allgemeine Fischerei-Zeitung 8: 18-19, 49-51.
- Anonym (1884): Amerikanische Maräne. Allgemeine Fischerei-Zeitung 9: 231.
- Anonym (1888): Schwarz- und Forellenbarsch. Allgemeine Fischerei-Zeitung 13: 160.
- Anonym (1891): Neue Fische aus Amerika. Allgemeine Fischerei-Zeitung 16: 290.
- Anonym (1905a): Der Forellenbarsch in freien Gewässern. Allgemeine Fischerei-Zeitung 30: 50-51.
- Anonym (1905b): Die Heranzucht von Jährlingen der Peipusseemaräne. Allgemeine Fischerei-Zeitung 30: 467.
- Anonym (1956): Der letzte Affe. Hamburger Abendblatt, Meldung vom 02.08.1956.
- Anonym (1960): Seltener Findling auf der Hamburger Polizeiwache 12. Hamburger Abendblatt, Meldung vom 12.09.1960.
- Anonym (1963): Fundsache Ozelot. Hamburger Abendblatt, Meldung vom 09.01.1963.
- Anonym (1968): Augenrollend lag das Ungeheuer im Gebüsch. Hamburger Abendblatt, Meldung vom 02.04.1968.
- Anonym (1969a): Viele sahen die Raubkatze. Hamburger Abendblatt, Meldung vom 14.02.1969.
- Anonym (1969b): Serval wurde erlegt. Hamburger Abendblatt, Meldung vom 14.03.1969.
- Anonym (1973): Am tollsten war die Massenflucht vom Affenfelsen. Hamburger Abendblatt, Meldung vom 27.06.1973.
- Anonym (1976): Jagdpächter erschoss den Gepard. Hamburger Abendblatt, Meldung vom 13.01.1976.
- Anonym (1977): 100 Bürger kreisten den Gepard ein - doch er konnte entkommen. Hamburger Abendblatt, Meldung vom 16.06.1977.
- Anonym (1979): Leopard brach aus. Hamburger Abendblatt, Meldung vom 06.12.1979.
- Anonym (1980): Schlangenjagd im D-Zug. Hamburger Abendblatt, Meldung vom 23.10.1980.
- Anonym (1983): Kinder fanden Krokodil. Hamburger Abendblatt, Meldung vom 24.08.1983.
- Anonym (1984a): Stinktief-Hatz. Hamburger Abendblatt, Meldung vom 16.02.1984.
- Anonym (1984b): Strumpfband-Natter machte sich auf der Fahrt selbständig. Hamburger Abendblatt, Meldung vom 23.08.1984.
- Anonym (1991): Schlange im Gebüsch. Hamburger Abendblatt, Meldung vom 02.09.1991.
- Anonym (1993): Piranha am Haken. Hamburger Abendblatt, Meldung vom 27.08.1993.
- Anonym (1994): Python im Main. Hamburger Abendblatt, Meldung vom 13.06.1994.
- Anonym (1995): Fuchs jagte Strauß. Hamburger Abendblatt, Meldung vom 24.03.1995.
- Anonym (1996): Schlange auf dem Fußweg. Hamburger Abendblatt, Meldung vom 05.07.1996.
- Anonym (1997): Immer wieder Überraschung mit Exoten. Hamburger Abendblatt, Meldung vom 18.01.1997.
- Anonym (1999a): Schlangen-Alarm. Hamburger Abendblatt, Meldung vom 16.07.1999.
- Anonym (1999b): Wickelbär guckte aus dem Sperrmüll. Hamburger Abendblatt, Meldung vom 08.10.1999.
- Anonym (2002): Piranha aus dem Neckar gezogen. Hamburger Abendblatt, Meldung vom 02.07.2002.
- Anonym (2006a): Hirsch-Jagd in Eppendorf. Hamburger Abendblatt, Meldung vom 12.05.2006.
- Anonym (2006b): 1.10.06 Stausee. <http://angeln-mit-den-lobers.de.tl/1--10--06-Streifenbarsch.htm>
- Anonym (2006c): Ein Serval auf Wanderschaft. Tagblatt, Meldung vom 28.12.2006.
- Anonym (2007): Bedroht der Streifenbarsch, ein fremder Räuber, bald Aal und Karpfen? Berliner Zeitung, Meldung vom 13.09.2007.

- Anonym (2009a): Vor 15 Jahren füllte Kaiman Sammy das Sommerloch. Focus, Meldung vom 14.07.2009.
- Anonym (2009b): Schildkröten aus dem Amazonas im Chiemsee. Merkur online, Meldung vom 07.04.2009.
- Anonym (2009c): Werkfeuerwehr fängt San-Diego Bullennatter. Merkur online, Meldung vom 12.06.2009.
- Anonym (2010a): Exoten in Mecklenburg. 3sat nano, Sendung vom 20.05.2010.
- Anonym (2010b): Königspython und Kaiser-Skorpion gefunden. Focus, Meldung vom 01.08.2010.
- Anonym (2010c): Im Einsatz für Kornnattern und Bartagamen. Göttinger Tageblatt, Meldung vom 08.09.2010.
- Anonym (2011): Polizei bei Hagenbeck - Hirschjagd am Gazellenkamp. Hamburger Abendblatt, Meldung vom 08.11.2011.
- Anonym (2012): Gefundene Schlange ist Erdnatter. Allgemeine Zeitung, Meldung vom 26.05.2012.
- Anonym (2013a): Erobern Stachelschweine den Harz? Mitteldeutsche Zeitung, Meldung vom 05.04.2013.
- Anonym (2013b): Exotische Schlangen im Müll entdeckt. Focus online, Meldung vom 27.08.2013.
- Anonym (2013c): Ausgewilderte Kamerunschafe grasen am Hörselberg. Thüringsche Landeszeitung, Meldung vom 29.10.2013.
- Anonym (2013d): Fischer zieht ausgebüxten Zuchtstör aus der Ostsee. Hamburger Abendblatt, Meldung vom 16.05.2013.
- Anonym (2014): Schildkröte im Dorfgraben ausgesetzt. Lausitzer Rundschau, Meldung vom 04.12.2014.
- Anonym (2015): Hund entdeckt Bullennatter im Feld. Rhein-Zeitung, Meldung vom 15.04.2015.
- Arndt, G.M., Gessner, J., Anders, E., Spratte, S., Filipiak, J., Debus, L. & Skora, K. (2000): Predominance of exotic and introduced species among sturgeons captured from the Baltic and North Seas and their watersheds, 1981-1999. Bol. Inst. Esp. Oceanogr. 16(4): 29-36.
- Arndt, G.M., Gessner, J. & Raymakers, C. (2002): Trends in farming, trade and occurrence of native and exotic sturgeons in natural habitats in Central and Western Europe. J. Appl. Ichthyol. 18: 444-449.
- Arnold, A. (1987): Zur Biologie von Koboldkärpfling, *Gambusia affinis* und Guppy, *Poecilia reticulata* (Poeciliidae) in europäischen Freilandgewässern 1. Aquarien, Terrarien 34: 128-131.
- Arnold, A. (1989): *Xenotoca eiseni* (Goodeidae) - immer noch interessant! Aquarien, Terrarien 36: 124-127.
- Arnold, A. (1990): Eingebürgerte Fischarten. Die Neue Brehm Bücherei 602. Ziemse, Wittenberg: 144 S.
- Arnold, J.P. & Ahl, E. (1936): Fremdländische Süßwasserfische. Wenzel & Sohn, Braunschweig: 592 S.
- Auer Mühlbach (2014): Kuriosa. <http://www.auer-muehlbach.de/kuriosaundlyrik/kuriosa/index.php>
- AviKom (2007): Seltene Vogelarten in Nordrhein-Westfalen in den Jahren 2000 bis 2005. Charadrius 43: 66-91.
- AviKom (2010): Seltene Vogelarten in Nordrhein-Westfalen im Jahr 2009. Charadrius 46: 137-154.
- Baensch, H.A. & Riehl, R. (1985): Aquarium Atlas, Band 2. Mergus, Melle: 1216 S.
- Baensch, H.A. & Riehl, R. (1997): Aquarium Atlas, Band 5. 2. Auflage. Mergus, Melle: 1148 S.
- Baer, J., Blank, S., Chucholl, C., Dußling, U. & Brinker, A. (2014): Die Rote Liste für Baden-Württembergs Fische, Neunaugen und Flusskrebs. Ministerium für Ländlichen Raum und Verbraucherschutz Baden-Württemberg, Stuttgart: 64 S.
- Bammerlin, R. & Bitz, A. (1996): Weitere Amphibien- und Reptilienarten. In: Bitz, A., Fischer, K., Simon, L., Thiele, R. & Veith, M. (Hrsg.), Die Amphibien und Reptilien in Rheinland-Pfalz, Bd. 2. GNOR, Landau (zgl. Fauna Flora Rheinland-Pfalz, Beiheft 18/19): 451-459.
- 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. (2005a): Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas. Band 1: Nonpasseriformes - Nichtsperlingsvögel. 2. Auflage. Aula-Verlag, Wiebelsheim: 808 S.
- Bauer, H.G., Bezzel, E. & Fiedler, W. (2005b): Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas. Band 2: Passeriformes - Sperlingsvögel. 2. Auflage. Aula-Verlag, Wiebelsheim: 622 S.
- Bauer, H.G., Bezzel, E. & Fiedler, W. (2005c): Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas. Band 3: Literatur und Anhang. 2. Auflage. Aula-Verlag, Wiebelsheim: 337 S.
- Berg, R., Blank, S. & Strubelt, T. (1989): Fische in Baden-Württemberg. Ministerium für Ländlichen Raum, Ernährung, Landwirtschaft und Forsten Baden-Württemberg, Stuttgart: 158 S.
- Berndt, R.K. & Busche, G. (1991): Vogelwelt Schleswig-Holsteins Entenvögel I. 2. Auflage. Wachholtz, Neumünster: 210 S.
- Berndt, R.K. & Busche, G. (1993): Vogelwelt Schleswig-Holsteins Entenvögel II. Wachholtz, Neumünster: 228 S.
- Berndt, R.K., Koop, B. & Struwe-Juhl, B. (2002): Vogelwelt Schleswig-Holsteins. Band 5 Brutvogelatlas. Wachholtz,

Neumünster: 464 S.

- Beutler, H. (1978): Goldstirnblattvogel bei Jüterbog. *Der Falke* 25: 356-357.
- Bezzel, E., Geiersberger, I., von Lossow, G. & Pfeifer, R. (2005): Brutvögel in Bayern. Ulmer, Stuttgart: 555 S.
- Blab, J. & Vogel, H. (1989): Amphibien und Reptilien. BLV, München: 143 S.
- BMWi, Bundesministerium für Wirtschaft und Technologie (2011): 20 Jahre Wismut GmbH - Sanieren für die Zukunft. Bundesministerium für Wirtschaft und Technologie, Berlin: 59 S.
- Borkenhagen, P. (2011): Die Säugetiere Schleswig-Holsteins. Husum Druck- und Verlagsgesellschaft, Husum: 664 S.
- Brandt, T. & Hadasch, J. (2002): Die erste Freilandbrut der Rothalsgans *Branta ruficollis* in Deutschland. *Limicola* 16: 265-270.
- Brehm, A. (1883): Brehms Thierleben. Allgemeine Kunde des Thierreichs, Siebenter Band, Dritte Abtheilung: Kriechthiere, Lurche und Fische, Erster Band: Kriechthiere und Lurche. Verlag des Bibliographischen Instituts, Leipzig: 32-35.
- Bronzi, P., Rosenthal, H., Arlati, G. & Williot, P. (1999): A brief overview on the status and prospects of sturgeon farming in Western and Central Europe. *J. Appl. Ichthyol.* 15: 224-227.
- BSA (1989): Seltene Vogelarten in der Bundesrepublik Deutschland von 1977 bis 1986. *Limicola* 3: 157-196.
- BSA (1990): Seltene Vogelarten in der Bundesrepublik Deutschland 1987 und 1988. *Limicola* 4: 183-212.
- BSA (1991): Seltene Vogelarten in der Bundesrepublik Deutschland 1989 (mit Nachträgen 1977 bis 1988). *Limicola* 5: 186-220.
- BSA (1992): Seltene Vogelarten in der Bundesrepublik Deutschland 1990. *Limicola* 6: 153-177.
- Capula, M. & Luiselli, L. (1990): Note on the occurrence and distribution of *Lacerta horvathi* Méhely, 1904 in the Federal Republic of Germany. *Herpetol. J.* 1: 535-536.
- Chapuis, J.L. (2006): Species Factsheet - *Tamias sibiricus*. http://www.europe-aliens.org/pdf/Tamias_sibiricus.pdf
- DAISIE (2012a): European invasive alien species gateway - *Axis axis*. <http://www.europe-aliens.org/speciesFactsheet.do?speciesId=52822>.
- DAISIE (2012b): European invasive alien species gateway - *Hydropotes inermis*. <http://www.europe-aliens.org/speciesFactsheet.do?speciesId=52856#>.
- DAISIE (2014c): European invasive alien species gateway - *Mesocricetus auratus*. <http://www.europe-aliens.org/speciesFactsheet.do?speciesId=52871>
- DAISIE (2012d): European invasive alien species gateway - *Sylvilagus transitionalis*. <http://www.europe-aliens.org/speciesFactsheet.do?speciesId=52905>.
- DAK (2012): Seltene Vogelarten in Deutschland 2010. *Seltene Vögel in Deutschland 2010*: 10-49.
- DAK (2013): Seltene Vogelarten in Deutschland 2011 und 2012. *Seltene Vögel in Deutschland 2011/12*: 2-47.
- DAK (2014): Seltene Vogelarten in Deutschland 2013. *Seltene Vögel in Deutschland 2013*: 2-39.
- de Groot, S.J. (1985): Introductions of non-indigenous fish species for release and culture in The Netherlands. *Aquaculture* 46: 237-257.
- Deutscher Bundestag (2005): Entwicklung der Aquakultur des Störs für die wirtschaftliche Nutzung und zur Wiedereinbürgerung von heimischen Stören in Deutschland. Antwort auf eine Kleine Anfrage, Drucksache 15/4650: 8 S.
- Dierschke, J., Dierschke, V., Hüppop, K., Hüppop, O. & Jachmann, K.F. (2011): Die Vogelwelt der Insel Helgoland. Missing Link, Hamburg: 632 S.
- Diesener, G. & Reichholf, J. (1986): Lurche und Kriechtiere. Mosaik, München: 287 S.
- Dietzen, C., Folz, H.G. & Henß, E. (2005): Ornithologischer Sammelbericht 2005 für Rheinland-Pfalz. *Fauna Flora Rheinl.-Pfalz* 34: 5-234.
- DSK (1994): Seltene Vogelarten in Deutschland 1991 und 1992. *Limicola* 8: 153-209.
- DSK (1995): Seltene Vogelarten in Deutschland 1993. *Limicola* 9: 77-110.
- DSK (1996): Seltene Vogelarten in Deutschland 1994. *Limicola* 10: 209-257.
- DSK (1997): Seltene Vogelarten in Deutschland 1995. *Limicola* 11: 153-208.
- DSK (1998): Seltene Vogelarten in Deutschland 1996. *Limicola* 12: 161-227.
- DSK (2000): Seltene Vogelarten in Deutschland 1997. *Limicola* 14: 273-340.
- DSK (2002): Seltene Vogelarten in Deutschland 1998. *Limicola* 16: 113-184.
- DSK (2005): Seltene Vogelarten in Deutschland 1999. *Limicola* 19: 1-63.

- DSK (2006): Seltene Vogelarten in Deutschland 2000. *Limicola* 20: 281-353.
- DSK (2008): Seltene Vogelarten in Deutschland von 2001 bis 2005. *Limicola* 22: 249-339.
- DSK (2009): Seltene Vogelarten in Deutschland von 2006 bis 2008. *Limicola* 23: 257-334.
- DSK (2010): Seltene Vogelarten in Deutschland 2009 (mit Nachträgen 2001-2008). *Limicola* 24: 233-286.
- Duncker, G. (1939): Hundsfische (*Umbra spec.*) in Schleswig-Holstein? *Die Heimat (Husum)* 49: 300-301.
- Dußling, U. & Berg, R. (2001): Fische in Baden-Württemberg. 2. erweiterte und aktualisierte Auflage. Ministerium für Ernährung und Ländlichen Raum Baden-Württemberg, Stuttgart: 176 S.
- Eckstein, H.P. & Meinig, H. (1989): Umsiedlungen und Aussetzungen von Amphibien und Reptilien in Wuppertal. *Jahrb. Feldherpetol.* 3: 168-176.
- Eisentraut, M. (1956): Zwergbeutelratten kommen als blinde Passagiere nach Deutschland. *Orion* 11: 989-989.
- Elvira, B. (2001): Identification of non-native freshwater fishes established in Europe and assessment of their potential threats to the biological diversity. Bern Convention Standing Committee, Dokument T-PVS (2001) 6, Strasbourg: 35 S.
- EndZoo (2014): Flucht. <http://www.endzoo.de/gefangenschaft/flucht/flucht-statistik/index.html>
- Feldmann, R., Hutterer, R. & Vierhaus, H. (1999): Rote Liste der gefährdeten Säugetiere in Nordrhein-Westfalen. In: LÖBF (Hrsg.), Rote Liste der gefährdeten Pflanzen und Tiere in Nordrhein-Westfalen, 3. Fassung. LÖBF-Schriftenreihe 17: 307 - 324.
- Flindt, R. & Hemmer, H. (1969): Gefahr für Froschlurche durch ausgesetzte Sonnenbarsche. *DATZ* 22: 24-25.
- Frankenberg, V. (1930): Freilebende Krokodile in Deutschland. *Natur und Museum* 60: 231-232.
- Franzen, M. & Gruber, H.J. (2004): *Iberolacerta horvathi* (Méhely, 1904). In: Petersen, B., Ellwanger, G., Bless, R., Boye, P., Schröder, E. & Ssymank, A. (Hrsg.), Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000. Ökologie und Verbreitung von Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland. Bd. 2: Wirbeltiere. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 69 (2): 84-89.
- Franzen, M., Gruber, H.J. & Heckes, U. (2002): Eine allochthone *Triturus carnifex*-Population in Südbayern (Deutschland). *Salamandra* 38: 149-154.
- Frede, M., Schweineberg, S., Gießing, B., Hubatsch, D., Hubatsch, M., Möller, E., Schnitzler, P., Stiels, D. & Weindorf, H. (2010): Bemerkenswerte Vögel in Nordrhein-Westfalen im Jahr 2009. *Charadrius* 46: 155-206.
- Freyhof, J. & Korte, E. (2005): The first record of *Misgurnus anguillicaudatus* in Germany. *J. Fish Biol.* 66: 568-571.
- Freyhof, J. (1998): Die Fische und Neunaugen der Sieg in den Grenzen von Nordrhein-Westfalen. *Decheniana* 151: 183-194.
- Freyhof, J. (2009): Rote Liste der im Süßwasser reproduzierenden Neunaugen und Fische (Cyclostomata & Pisces). *Natursch. Biol. Vielfalt* 70(1): 291-316.
- Freyhof, J., Scholten, M., Bischoff, A., Wanzenböck, J., Staas, S. & Wolter, C. (2000): Extensions to the known range of the whitefin gudgeon *Gobio albipinnatus*, Lukasch 1933, in Europe and biogeographical implications. *J. Fish Biol.* 57: 1339-1342.
- Friede, E. (1882): Verschleppte Alligatoren. *Der Zoologische Garten* 23: 124-125.
- Friedrich, T. (2012): Historical Distribution, current Situation and future Potential of Sturgeons in Austrian Rivers. Master Thesis, Universität für Bodenkultur Wien: 84 S.
- Füllner, G., Pfeiffer, M. & Zarske, A. (2005): Atlas der Fische Sachsens. Rundmäuler – Fische – Krebse. Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft & Museum für Tierkunde, Dresden: 351 S.
- Gattermann, R. (2000): 70 Jahre Goldhamster in menschlicher Obhut - wie groß sind die Unterschiede zu seinen wildlebenden Verwandten? *Tierlab.* 23: 86-99.
- Gaumert, T. (1995): Spektrum und Verbreitung der Rundmäuler und Fische in der Elbe von der Quelle bis zur Mündung - Aktuelle Befunde im Vergleich zu alten Daten. Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe (ARGE-Elbe): 29 S.
- Geiger, A. & Meinig, H. (2011): Weitere ausgesetzte Arten. In: Hachtel, M., Schlüpmann, M., Weddeling, K., Thiesmeier, B., Geiger, A. & Willigalla, C. (Hrsg.), Handbuch der Amphibien und Reptilien Nordrhein-Westfalens. Laurenti, Bielefeld: 1166-1169.
- Geinitz, C. (1980): Beiträge zur Biologie des Streifenhörnchens (*Eutamias sibiricus* Laxmann, 1769) auf einem Friedhof in Freiburg (Süddeutschland). *Z. Säugetierkd.* 45: 279-287.
- Geiter, O., Homma, S. & Kinzelbach, R. (2002): Bestandsaufnahme und Bewertung von Neozoen in Deutschland. Umweltbundesamt, Texte 25/02: 173 S., Anhänge.
- Gessner, J., Debus, L., Filipiak, J., Spratte, S., Skora K.E. & Arndt, G.M. (1999): Development of sturgeon catches in German and adjacent waters since 1980. *J. Appl. Ichthyol.* 15: 136-141.
- Geßner, J., Tautenhahn, M., von Nordheim, H. & Borchers, T. (2010): Nationaler Aktionsplan zum Schutz und zur

Erhaltung des europäischen Störs (*Acipenser sturio*). Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit und Bundesamt für Naturschutz, Bonn: 84 S.

- gestreift.info (2014): Willkommen Streifenhörnchenfreunde - Allgemeines. <http://www.gestreift.info/allgemeins.htm>
- Geyer, H. (1953): *Triturus montandoni* Boulenger 1880 (der Karpätenmolch). *Aquar.Terrar.Z.* 6: 13-16.
- Gottschling, M. (2004): Drei Hybriden Krickente x Bahamaente *Anas crecca* x *Anas bahamensis* in Bochum - die erste Dokumentation dieser Kreuzung. *Charadrius* 40: 2-6.
- Grosse, W.R. (2004): Grottenolm - *Proteus anguinus* Laurenti, 1768. In: Meyer, F., Buschendorf, J., Zuppke, U., Braumann, F., Schädler, M. & Grosse, W.R. (Hrsg.), *Die Lurche und Kriechtiere Sachsen-Anhalts*. Laurenti, Bielefeld: 191-193.
- Günther, A. (1895): Introduction of a West Indian Frog into the Royal Gardens, Kew. *Nature* 52: 643-643.
- Haferbeck, E. & Wieding, F. (1998): Operation Tierbefreiung: Ein Plädoyer für radikale Tierrechtsaktionen. Echo-Verlag, Göttingen: 272 S.
- Hamann, D. (2010): Faunenverfälschung durch Schildkröten in Hamburg. *Seevögel* 31: 69-71.
- Hartmann, U. (2003): Süßwasserfische - Erkennen & Bestimmen. 2. Auflage. Ulmer, Stuttgart: 192 S.
- Hauer, S. (2009): Gäste und Exoten. In: Hauer, S., Ansorge, H. & Zöphel, U. (Hrsg.), *Atlas der Säugetiere Sachsens*. Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Dresden: 344-346.
- Hauer, W. (2007): Fische, Krebse, Muscheln in heimischen Seen und Flüssen. L. Stocker Verlag, Graz & Stuttgart: 231 S.
- Haupt, H., Ludwig, G., Gruttke, H., Binot-Hafke, M., Otto, C. & Pauly, A. (Red.) (2009): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 1: Wirbeltiere. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 70(1): 386 S.
- Heckenroth, H. & Laske, V. (1997): Atlas der Brutvögel Niedersachsens 1981-1995 und des Landes Bremen. *Natursch. Landschaftspfl. Niedersachs.* 37: 1-329.
- Heerz, D. (2009): *Polyodon spathula*, Mississippi-Löffelstör. *Die Aquarien- und Terrarienzeitschrift* 12/2009: 36-37.
- Heine, G., Jacoby, H., Leuzinger, H. & Stark, H. (1999): Die Vögel des Bodenseegebietes. *Ornithol. Jh. Bad.-Württ. Sonderheft*: 1-847.
- Henle, K. & Klaver, C.J. (1986): *Podarcis sicula* (Rafinesque-Schmaltz, 1810) - Ruinenechse. In: Böhme, W. (Hrsg.), *Handbuch der Reptilien und Amphibien Europas*. Aula-Verlag, Wiesbaden: 254-342.
- Herkenrath, P. (1995): Der Handel mit Wildvögeln - aktuelle Entwicklungen. *Ber. Vogelsch.* 33: 77-79.
- Hildebrand, S.F. (1931): *Gambusia* in foreign lands. *Science* 74: 655-656.
- Hofer, B. (1905): Über die Einführung der Peipusseemäräne in Deutschland. *Allgemeine Fischerei-Zeitung* 30: 203-204.
- Holcák, J. (1991): Fish introductions in Europe with particular reference to its central and eastern part. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48 (Suppl. 1): 13-23.
- Hölzinger, J. (1987): Aussetzen von Vögeln. In: Hölzinger, J. (Hrsg.), *Die Vögel Baden-Württembergs*. Ulmer, Stuttgart: 227-247.
- Hölzinger, J. (1997): Die Vögel Baden-Württembergs. *Singvögel* 2. Ulmer, Stuttgart: 939 S.
- Hölzinger, J. & Borschert, M. (2011): Die Vögel Baden-Württembergs: Band 2.2: Nicht-Singvögel 2. Ulmer, Stuttgart: 880 S.
- Hoppe, D. (1999): Gelbscheitelamazonen in Stuttgart. *Der Falke* 46: 142-146.
- Hüppop, O., Bauer, H.-G., Haupt, H., Ryslavy, T., Südbeck, P. & Wahl, J. (2013): Rote Liste wandernder Vogelarten Deutschlands, 1. Fassung, 31. Dezember 2012. *Ber. Vogelschutz* 49/50: 23-83.
- Jacoby, H., Knötzsch, G. & Schuster, S. (1970): Die Vögel des Bodenseegebietes. *Ornitholog. Beob. Beiheft zu Band* 67: 1-260.
- Joschko, M. & Vauk, G. (1974): Aus der Gefangenschaft entwichene Vögel auf Helgoland in den Jahren 1953-1973. *Gefied. Welt* 98: 170-172.
- Jourdan, J., Miesen, F.W., Zimmer, C., Gasch, K., Herder, F., Schleucher, E., Plath, M. & Bierbach, D. (2014): On the natural history of an introduced population of guppies (*Poecilia reticulata* Peters, 1859) in Germany. *BiolInvasions Records* 3: 175-184.
- Kempkes, M., Rose, U. & Budenheim, F. (2009): Ethoökologische Beobachtungen an einer Guppy-Population (*Poecilia reticulata* PETERS, 1859) in einem thermisch belasteten Gewässer in Deutschland. Online-Publikation, Westarp Wissenschaften, BrehmSpace <<http://brehmspace.de>>.
- Kinzelbach, R. & Krupp, F. (1982): Zur Einbürgerung des Moskitofisches (*Gambusia affinis*) in Mitteleuropa. *Mainzer naturwiss. Archiv* 20: 67-77.
- Köhler, W. (1907): Hundsfische. *Blätter für Aquarien- und Terrarienkunde* 18: 453-456, 460-466, 476-477.

- Kolbe, H. (2001): Erstimporte, markante Punkte früherer Haltungen sowie Erstzuchten der Entenvögel in Deutschland bis zum Jahresende 2000 (II). 71: 335-353.
- Koops, H. & Hartmann, F. (1989): *Anguillicola* infestations in Germany and in German eel imports. J. Appl. Ichthyol. 1: 41-45.
- Kordges, T. & Schlüpmann, M. (2011): Wasserschildkröten. In: Hachtel, M., Schlüpmann, M., Weddeling, K., Thiesmeier, B., Geiger, A. & Willigalla, C. (Hrsg.), Handbuch der Amphibien und Reptilien Nordrhein-Westfalens. Laurenti, Bielefeld: 1137-1158.
- Kottelat, M. (1997): European Freshwater fishes. An heuristic checklist of the freshwater fishes of Europe (exclusive of former USSR), with an introduction for non-systematists and comments on nomenclature and conservation. Biologia (Bratislava), Sect. Zool. 52 (Suppl. 5): 271 S.
- Kottelat, M. & Freyhof, J. (2007): Handbook of European Freshwater Fishes. Publications Kottelat, Cornol: 646 S.
- Kotva, R. (2009): Streifenhörnchen leben „wild“ im Zoo. Pinguinal 4: 26-26.
- Kreff, G. (1948): Frösche im Aquarium. Wochenschrift für Aquarien- und Terrarienkunde 42: 61-70.
- Kretzschmar, E. & Ostermann, F. (1999): Erster deutscher Brutnachweis der Rotschulterente (*Callonetta leucophrys*) in Dortmund. Charadrius 35: 16-19.
- Kretzschmar, E. (1999): „Exoten“ in der Avifauna Nordrhein-Westfalens. Charadrius 35: 1-15.
- Landkreis Dahme-Spreewald (2010): Bescheid über die Anlandungspflicht der Fischart Streifenbarsch (*Morone saxatilis x chrysops*). Landkreis Dahme-Spreewald, Lübben: 2 S.
- Lehmann, A., Göbel, S., Bresinsky, A. von, Pfeifer, M. & Füllner, G. (2012): Vermehrungsfähigkeit von Hybridstreifenbarschen. Schriftenreihe des Sächsischen Landesamts für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Dresden, Heft 16/2012: 41 S.
- Lelek, A. & Buhse, G. (1992): Fische des Rheins - früher und heute. Springer, Berlin: 214 S.
- Lelek, A. & Köhler, C. (1989): Zustandsanalyse der Fischartengemeinschaft im Rhein (1987-1988). Fischökologie 1: 47-64.
- Lelek, A. & Köhler, C. (1989): Zustandsanalyse der Fischartengemeinschaften im Rhein (1987-1988). Fischökologie 1: 47-64.
- Lelek, A. (1996): Die allochthonen und die beheimateten Fischarten unserer großen Flüsse - Neozoen der Fischfauna. In: Gebhardt, H., Kinzelbach, R. & Schmidt-Fischer, S. (Hrsg.), Gebietsfremde Tierarten. Ecomed, Landsberg: 197-215.
- Lenk, P., Hanka, S., Fritz, U., Joger, U. & Wink, M. (1997): Die Europäische Sumpfschildkröte im Enkheimer Ried bei Frankfurt/M - Nachweis für Einbürgerung. Elaphe 5: 70-75.
- Löffler, H. (1996): Neozoen in der Fischfauna Baden-Württembergs - ein Überblick. In: Gebhardt, H., Kinzelbach, R. & Schmidt-Fischer, S. (Hrsg.), Gebietsfremde Tierarten. Ecomed, Landsberg: 217-226.
- Long, J.L. (2003): Introduced mammals of the world. CABI Publishing: 612 S.
- Mahler, U. (1996): Neubürger in der Vogelwelt Baden-Württembergs - Konsequenzen für den Artenschutz? In: Gebhardt, H., Kinzelbach, R. & Schmidt-Fischer, S. (Hrsg.), Gebietsfremde Tierarten. Ecomed, Landsberg: 261-264.
- Meinig, H., Boye, P. & Hutterer, R. (2009): Rote Liste und Gesamtartenliste der Säugetiere (Mammalia) Deutschlands. Natursch. Biol. Vielfalt 70(1): 115-153.
- Mettler, M. (2006): Persönliche Kommentare am 16. und 17.07.2006. <http://www.tiergarten.com/forum.php?go=view&BeitragsID=669>.
- Meyburg, B.U., Mizera, T. & Maciorowski, G. (1997): Steppenadler *Aquila nipalensis* in Polen. Limicola 11: 230-235.
- Mikschi, E. (2005): Fische. In: Wallner, R.M. (Hrsg.), Aliens. Neobiota in Österreich. Grüne Reihe 15: 133-147.
- Mohr, E. (1926): Die Kriechtiere und Lurche Schleswig-Holsteins. Nordelbingen 5: 1-50.
- Mohr, E. (1937): Neue biologische Untersuchungen in der Segeberger Höhle. Schriftenr. Naturw. Ver. Schl.-Holst. 22: 116-145.
- Moritz, D. (1984): Entflogene Park- und Volierenvögel in Helgolands Vogelwelt, 1974 bis 1982. Gefied. Welt 108: 22-23.
- Müller, H. (1969): Die Peledmaräne (*Coregonus peled* Gmelin) in den Gewässern der Deutschen Demokratischen Republik. Z. Fischerei N.F. 17: 281-286.
- Müller-Belecke A. & Zienert, S. (2006): Aufzucht von Streifenbarschhybriden in der Aquakultur. Schriften des Instituts für Binnenfischerei e.V., Potsdam-Sacrow, Band 20: 70 S.
- Münch, D. (1992): Ausgesetzte Amphibien- und Reptilienarten in Dortmund und weitere herpetologische Kurzmitteilungen. Dortm. Beitr. Landeskd. Natwiss. Mitt. 26: 34-45.
- Nehring, S., Essl, F., Klingenstein, F., Nowack, C., Rabitsch, W., Stöhr, O., Wiesner, C. & Wolter, C. (2010): Schwar-

ze Liste invasiver Arten: Kriteriensystem und Schwarze Listen invasiver Fische für Deutschland und für Österreich. BfN-Skripten 285: 185 S.

- Nehring, S., Essl, F. & Rabitsch, W. (2015): Methodik der naturschutzfachlichen Invasivitätsbewertung für gebietsfremde Arten, Version 1.3. BfN-Skripten 401: 48 S.
- Niethammer, G. (1963): Die Einbürgerung von Säugetieren und Vögeln in Europa. Parey, Berlin: 319 S.
- Niethammer, G. & Krapp, F. (1986): *Hydropotes inermis* Swinhoe, 1870 - (Chinesisches) Wasserreh. In: Niethammer, G. & Krapp, F. (Hrsg.), Handbuch der Säugetiere Europas. AULA-Verlag, Wiesbaden: 90-95.
- NWO (2002): Die Vögel Westfalens. NIBUK, Neunkirchen-Seelscheid: 397 S.
- Ostkohle (2014): Kraftwerk Lübbenau. http://www.ostkohle.de/html/kw_lubbenau.html
- Perry, G. & Rodda, G.H. (2011): Brown Treesnake. In: Simberloff, D. & Rejmanek, M. (Eds.), Encyclopedia of Biological Invasions. University of California Press, Berkeley: 78-81.
- PETA (2009): Unfälle und Ausbrüche aus Zirkussen in Deutschland 2009. <http://www.peta.de/zirkusausbrueche>
- PETA (2011): Unfälle und Ausbrüche in Deutschland 2011. <http://www.peta.de/unfaelle-und-ausbrueche-in-deutschland-2011>
- PETA (2012): Unfälle und Ausbrüche in Deutschland 2012. <http://www.peta.de/unfaelle-und-ausbrueche-in-deutschland-2012>
- PETA (2013): Unfälle und Ausbrüche in Deutschland 2013. <http://www.peta.de/unfaelle-und-ausbrueche-in-deutschland-2013>
- PETA (2014): Exoten-Trend: Schlangen und Echsen entkommen aus Terrarien. <http://www.peta.de/reptilienchronik>
- Pies-Schulz-Hofen, R. (2004): Die Tierpflegerausbildung: Basiswissen für die Zoo-, Wild- und Heimtierhaltung. 3. Auflage. Parey, Singhofen: 728 S.
- Pohlhausen, H. (1978): Lachse in Teichen, Seen, Flüssen und Bächen. Parey, Hamburg Berlin: 203 S.
- Pracht, A. (1988): Stationen einer Karriere - *Bombina orientalis*. Das Aquarium 234: 743-746.
- Puhlmann, E. (1908): Die Wirbeltiere von Krefeld und Umgebung. Festschr. 50Jährigen Bestehen Natwiss. Ver. Kref. 1908: 125-134.
- Rabitsch, W., Gollasch, S., Isermann, M., Starfinger, U. & Nehring, S. (2013): Erstellung einer Warnliste in Deutschland noch nicht vorkommender invasiver Tiere und Pflanzen. BfN-Skripten 331: 154 S.
- Radtke, G.A. (1959): Weitere Bemerkungen zu *Emberiza icterica* in Deutschland. J. Ornithol. 100: 354-355.
- Radtke, G.A. (1967): Frei bauende Kleine Textorweber (*Sitagra intermedius*) und andere „Ausreißer“ in Bad Zwihsenahn. Gefied. Welt 91: 65-66.
- Reino, L.M. & Silva, T. (1996): Distribution and expansion of the common waxbill *Estrilda astrild* in Portugal. In: Holmes, J.S. & Simons, J.R. (Eds.), The introduction and naturalisation of birds. HMSO, London: 103-106.
- Riedel-Lorjé, J. & Gaumert, T. (1982): 100 Jahre Elbe-Forschung Hydrobiologische Situation und Fischbestand 1842 - 1943 unter dem Einfluß von Stromverbau und Sieleinleitungen. Arch. Hydrobiol., Suppl. 61: 317-376.
- Riehl, R. & Baensch, H.A. (1983): Aquarienatlas. 4. Auflage. Mergus, Melle: 992 S.
- Riehl, R. & Baensch, H.A. (1990): Aquarienatlas, Band 3. Mergus, Melle: 1104 S.
- Riffel, M., Schenk, M. & Schreiber, A. (1994): Electrophoretic differentiation between European loach (*Misgurnus fossilis* L.) and Oriental weatherfish (*Misgurnus mizolepis* Günther), an autochthonous and a feral species of central European freshwater fish. Z. angew. Zool. 80: 473-483.
- Ringleben, H. (1978): *Pelecanus crispus* - Krauskopfpelikan. In: Goethe, F., Heckenroth, H. & Schumann, H. (Hrsg.), Die Vögel Niedersachsens und des Landes Bremen. Hannover: 58-58.
- Ringleben, H. (1985a): Moorschneehuhn - *Lagopus lagopus*. In: Knolle, F. & Heckenroth, H. (Hrsg.), Die Vögel Niedersachsens und des Landes Bremen. Hannover: 23-23.
- Ringleben, H. (1985b): Streifengans - *Anser indicus*. In: Goethe, F., Heckenroth, H. & Schumann, H. (Hrsg.), Die Vögel Niedersachsens und des Landes Bremen. Hannover: 48-48.
- Ringleben, H. (1985c): Helmpferlhuhn - *Numida meleagris*. In: Knolle, F. & Heckenroth, H. (Hrsg.), Die Vögel Niedersachsens und des Landes Bremen. Hannover: 50-50.
- Ringleben, H. (1986): Palmtaube - *Streptopelia senegalensis*. In: Zang, H. & Heckenroth, H. (Hrsg.), Die Vögel Niedersachsens und des Landes Bremen. Hannover: 49-49.
- Ringleben, H. (1989a): Weißkopfseeadler - *Haliaeetus leucocephalus*. In: Zang, H., Heckenroth, H. & Knolle, F. (Hrsg.), Die Vögel Niedersachsens und des Landes Bremen. Hannover: 77-77.
- Ringleben, H. (1989b): Gaukler - *Terathopius ecaudatus*. In: Zang, H., Heckenroth, H. & Knolle, F. (Hrsg.), Die Vögel Niedersachsens und des Landes Bremen. Hannover: 80-80.

- Rogner, M. (1991): Zur Situation der Amphibien und Reptilien des Rheinlandes: Ausgesetzt, entwichen, angesiedelt. Rheinische Heimatpflege 29 (Neue Folge): 189-195.
- Rommel, M. (2014): Kartierung von Amphibien und Reptilien. <http://www.nabu-schorndorf.de/nsbm022.htm>
- Rose, U. (2012): Neobiota in einem thermisch anomalen Fluss in NRW. DATZ 8/2012: 26-29.
- Ruß, K. (1881): Die fremdländischen Stubenvögel. Rümpler, Hannover: 891 S.
- Scharf, J., Brämick, U., Fredrich, F., Rothe, U., Schuhr, H., Tautenhahn, M., Wolter, C. & Zahn, S. (2011): Fische in Brandenburg - aktuelle Kartierung und Beschreibung der märkischen Fischfauna. Institut für Binnenfischerei e.V., Potsdam-Sacrow: 250 S.
- Schmid, J. (1969): Zur Einbürgerung fremder Fischarten in Oberbayern. Allgemeine Fischerei-Zeitung 94: 447-449.
- Schuster, S., Blum, V., Jacoby, H., Knötzsch, G., Leuzinger, H., Schneider, M., Seitz, E. & Willi, P. (1983): Die Vögel des Bodenseegebietes. Ornithologische Arbeitsgemeinschaft Bodensee, Konstanz: 379 S.
- Simonović, P., Marić, S. & Nikolić, V. (2006): Occurrence of paddlefish *Polyodon spathula* (Walbaum, 1792) in the Serbian part of the lower River Danube. Aquatic Invasions 1: 183-185.
- Spittler, H. (1993): Einbürgerungsversuche mit Wildtruthühnern (*Meleagris gallopavo* L.) in der Bundesrepublik Deutschland und ihr derzeitiges Vorkommen. Z. Jagdwiss. 39: 246-260.
- Spratte, S. & Rosenthal, H. (1996): Meldungen über Störfänge im Einzugsbereich der deutschen Nordseeküste (1981-1985). Fischer und Teichwirt 47: 78-82.
- Stansch, K. (1914): Die exotischen Zierfische in Wort und Bild. Gustav Wenzel & Sohn, Braunschweig: 349 S.
- Steffens, R., Saemann, D. & Größler, K. (1998): Die Vogelwelt Sachsens. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg: 640 S.
- Sterba, G. (1968): Süßwasserfische aus aller Welt. 2. Auflage. Urania, Leipzig, Jena, Berlin: 688 S.
- Streit, B. (1991): Verschleppung, Verfrachtung und Einwanderung von Tierarten aus der Sicht des wissenschaftlichen Naturschutzes. In: Henle, K. & Kaule, G. (Hrsg.), Arten- und Biotopschutzforschung in der Bundesrepublik Deutschland. Jülich: 208-224.
- Stübing, S., Korn, M., Kreuziger, J. & Werner, M. (2010): Vögel in Hessen. HGON, Echzell: 530 S.
- Stühmer, F. (2004): Rußschnäpper *Muscicapa sibirica* auf Helgoland. Ornithol. Jb. Helgoland 14: 100-102.
- Südbeck, P., Bauer, H.G., Boschert, M., Boye, P. & Knief, W. (2009): Rote Liste und Gesamtartenliste der Brutvögel (Aves) Deutschlands. Natursch. Biol. Vielfalt 70(1): 159-227.
- SVD & DDA (Hrsg.) (2014): Atlas Deutscher Brutvogelarten. Stiftung Vogelmonitoring Deutschland und Dachverband Deutscher Avifaunisten, Münster: 800 S.
- Terofal, F. (1977): Das Artenspektrum der Fische Bayerns in den letzten 50 Jahren. Ber. ANL. 1: 9-22.
- Thiel, R., Scholle, J. & Schulze, S. (2012): First record of the naked goby *Gobiosoma bosc* (Lacepède, 1800) in European waters. BiolInvasions Records 1: 295-298.
- Tiermeldezentrale (2013): Meldung vom 01.08.2013. <http://tiermeldezentrale.de/>
- Tinsley, R.C. & McCoid, M.J. (1996): Feral populations of *Xenopus* outside Africa. In: Tinsley, R.C. & Kobel, H.R. (Eds.), The Biology of *Xenopus*. Oxford University Press, Oxford: 81-94.
- Treep, J. & Ikemeyer, D. (2006): Flamingos im Zwillbrocker Venn. LÖBF-Mitt. 3/06: 12-16.
- Uloth, W. (1979): Das Muffelwild, *Ovis ammon musimon*. A. Ziemsen Verlag, Wittenberg-Lutherstadt: 104 S.
- Vogel, W. (1972): Ein Beitrag zur Amphibien- und Reptilienfauna des Rottales und einiger angrenzender Gebiete. Mitt. Zool. Ges. Braunau 1: 323-329.
- Von Behr, F. (1882): Fünf amerikanische Salmoniden in Deutschland. Circulare des Deutschen Fischereivereins: 209-215.
- Von dem Borne, M. (1883): Der Amerikanische Schwarz-Barsch - Black Bass. Circulare des Deutschen Fischereivereins: 45-48.
- Von dem Borne, M. (1890): Sechs amerikanische Salmoniden in Europa. Neumann, Neudamm: 38 S.
- Von dem Borne, M. (1892): Die amerikanischen Sonnenfische (Sunfish) (Calicobarsch, Steinbarsch, Sonnenfisch, Mondfisch) in Deutschland. Neumann, Neudamm: 15 S.
- Von Knorre, D., Grün, G., Günther, R. & Schmidt, K. (1986): Die Vogelwelt Thüringens. Aula Verlag, Wiesbaden: 339 S.
- Walmsley, J.G. (1981): Beobachtung einer Australischen Brandgans (*Tadorna tadornoides*) auf dem Grossen Knechtsand (Niedersachsen). Beitr. Naturkd. Niedersachsens 34: 174-175.
- Waterstraat, A., Krappe, M., Debus, L. & Börs, A. (2002): Ausmaß und Folgen des fischereilichen Besatzes für natürliche und naturnahe Biozönosen. BfN-Skripten 65: 136 S.

- Welcomme, R.L. (1988): International introductions of inland aquatic species. FAO Fisheries Technical Paper 294: 318 S.
- Wiepken, C.F. (1882): Ein an der Oldenburgischen Küste gestrandeter Alligator. Der Zoologische Garten 23: 29-29.
- Wiesner, C., Wolter, C., Rabitsch, W. & Nehring, S. (2010): Gebietsfremde Fische in Deutschland und Österreich und mögliche Auswirkungen des Klimawandels. BfN-Skripten 279: 192 S.
- Wink, M., Dietzen, C. & Gießing, B. (2005): Die Vögel des Rheinlandes (Nordrhein). NIBUK, Neunkirchen-Seelscheid: 419 S.
- Wüst, W. (1973): Die Vogelwelt des Nymphenburger Parks München. Tier Umw. 9/10: 1-108.
- Wüst, W. (1981): Avifauna Bavariae. Die Vogelwelt Bayerns im Wandel der Zeit. Ornithologische Gesellschaft Bayern, München: 1-727 S.
- Wüst, W. (1986): Avifauna Bavariae. Die Vogelwelt Bayerns im Wandel der Zeit. Ornithologische Gesellschaft Bayern, München: 733-1449 S.
- Zauner, G. (1997): Acipenseriden in Österreich. Österr. Fischerei 50: 183-187.
- Zavadil, V., Piálek, J. & Dandová, R. (2003): *Triturus montandoni* (Boulenger, 1880) - Karpatenmolch. In: Grossenbacher, K. & Thiesmeier, B. (Hrsg.), Handbuch der Reptilien und Amphibien Europas. AULA-Verlag, Wiesbaden: 657-706.
- Zimmermann, R. (1934): Die Säugetiere Sachsens. Sitzungsber. Naturwiss. Ges. ISIS Dresden Festschrift: 50-99.
- Zingel, D. (1990): Zum Vorkommen des Halsbandsittichs (*Psittacula krameri*) im Schloßpark von Wiesbaden-Biebrich. Jahrb. Nassau. Ver. Natkd. 112: 7-23.
- Zingel, D. (2000): 25 Jahre frei lebende Papageien in Wiesbaden. Jahrb. Nassau. Ver. Natkd. 121: 129-141.



Der Chinesische Muntjak (*Muntiacus reevesi*) ist eine Art der Warnliste (siehe Rabitsch et al. 2013). Zum Schutz der biologischen Vielfalt muss eine Freisetzung und Etablierung dieser invasiven Art verhindert werden. (© S. Nehring)