Aus der Schweizerischen Vogelwarte Sempach und dem Schweizer Vogelschutz SVS/BirdLife Schweiz

Etablierte Neozoen in der europäischen Vogelwelt – eine Übersicht

Matthias Kestenholz, Lorenz Heer und Verena Keller

Non-indigenous bird species established in Europe – a review. – In Europe, at least 21 non-indigenous bird species have established breeding populations (Table 1). They preferably settle in man-made urban and rural habitats. Some populations have been increasing and spreading rapidly. Alien invasive species can pose a serious threat to native biodiversity, mainly through competition (Canada Goose *Branta canadensis*, Rose-ringed Parakeet *Psittacula krameri*), hybridisation (Ruddy Duck *Oxyura jamaicensis*, Japanese Quail *Coturnix japonica*), predation and the transmission of parasites and pathogens. They can also cause severe damage in agriculture (Canada Goose, Rose-ringed Parakeet). These problems are often irreversible. Therefore, preventive measures against further establishment of alien invasive species are of great importance.

In Switzerland, only Mandarin Duck *Aix galericulata* and Ring-necked Pheasant *Phasianus colchicus* have established naturalised populations. In addition, numbers of breeding Ruddy Shelduck *Tadorna ferruginea*, originating from escaped birds, are increasing and spreading rapidly, with more than 400 individuals counted in 2004.

Key words: alien invasive species, birds, Europe, conservation.

Dr. Matthias Kestenholz, Schweizerische Vogelwarte, CH–6204 Sempach, e-mail: matthias.kestenholz@vogelwarte.ch; Dr. Lorenz Heer, Schweizer Vogelschutz SVS/BirdLife Schweiz, Postfach, CH–8036 Zürich; Dr. Verena Keller, Schweizerische Vogelwarte, CH–6204 Sempach

Seit Jahrhunderten hat der Mensch Pflanzen und Tiere über alle biogeografischen Grenzen hinweg verfrachtet und dadurch Flora und Fauna verändert. Vögel werden für Volieren- und Käfighaltung in grosser Zahl aus aller Welt nach Europa importiert (z.B. Clement & Gantlett 1993, Lantermann 1999). Dass einige von ihnen entweichen, wird früher oder später unvermeidlich, besonders dann, wenn sie im Freiflug gehalten werden, was bei grösseren Arten nicht selten der Fall ist. Meist überleben exotische Volierenflüchtlinge nicht lange und sind deshalb avifaunistisch und ökologisch ohne Belang. Neben solchen unbeabsichtigten Freilassungen gibt es auch viele beabsichtigte Einbürgerungsversuche, insbesondere um das Angebot an Federwild für die Jagd zu vergrössern (Long 1981, Lever 1987). Ein grosser Teil dieser Versuche ist allerdings fehlgeschlagen (s. Niethammer 1963).

Einzelnen Arten ist es aber gelungen, sich dauerhaft zu etablieren. Anfänglich wurden diese Neozoen von Avifaunisten weitgehend ignoriert, was die genaue Rekonstruktion der Ansiedlung erheblich erschwert. Einige dieser Neozoen haben sich später, oft exponentiell, vermehrt und sich meist in vom Menschen modifizierten Habitaten angesiedelt, vielfach in urbanen Gebieten.

Diese invasiven Arten können gravierende Probleme verursachen (Clout 1995, Kegel 1999, McNeely et al. 2001). Generell führen sie zu einer Vereinheitlichung der Lebensgemeinschaften und zu einer Verarmung der ortstypischen Biodiversität (Soulé 1990). Autochthone Arten können durch Konkurrenz oder Hybridisierung verdrängt oder durch die Übertragung von Krankheiten und Parasiten in Mitleidenschaft gezogen werden. Die Invasionsbiologie ist daher zu einem bedeutenden Zweig der Naturschutzbiologie geworden. Invasive Arten können auch grosse Schäden hervorrufen, vor allem in landwirtschaftlichen Kulturen.

Das Studium von Neuansiedlungen kann zu einem besseren Verständnis ökologischer Gemeinschaften führen (Ebenhard 1988, Coblentz 1990, Soulé 1990), etwa über die Besetzung freier ökologischer Nischen oder über die Re-

bdv_S153-180.indd 153 25.08.2005 07:50:10

gulation der Artenzahl. Sie geben auch Einblick in Evolutionsprozesse (Mooney & Cleland 2001), z.B. in die Entwicklung neuer Verhaltensweisen. Die Etablierung von Zugverhalten und Überwinterungstraditionen konnte an schwedischen Kanada- (Fabricius 1983) und Streifengänsen (Andersson & Bylin 1991) sowie an deutschen Chile- und Rosaflamingos (Griesohn-Pflieger 1995, Treep 2000) beobachtet werden. Im weiteren werden eingebürgerte Populationen von einzelnen Experten sogar als Beitrag zu Artenschutzmassnahmen angesehen, wenn sie in ihrem Ursprungsgebiet vom Aussterben bedroht sind wie Mandarinente und Goldfasan (Goodwin 1992, Greenwood 1995). Die Weltnaturschutzunion IUCN (1999) ist prinzipiell gegen solche Massnahmen des Artenschutzes, denn einerseits sind die Arten in ihrem natürlichen Areal zu erhalten, anderseits können solche Arten im Aussetzungsgebiet Probleme für heimische Arten schaffen.

Trotz des wachsenden Interesses an Neozoen und ihrer grossen Bedeutung im Naturschutz fehlt eine aktuelle europäische Übersicht über die eingeführten und hier inzwischen etablierten Vogelarten. Diese Lücke will die vorliegende Zusammenstellung schliessen. Die Literaturrecherche berücksichtigt Publikationen bis Ende Juni 2005. Für die Darstellung der Situation in der Schweiz wurden Angaben aus dem Beobachtungsarchiv der Schweizerischen Vogelwarte Sempach und den landesweiten Wasservogelzählungen von Mitte November und Mitte Januar einbezogen. In die Darstellung wurden aussereuropäische Arten aufgenommen, also Arten, die in Europa keine autochthonen, also gebietstypischen Populationen haben, die sich aber in Europa in Freiheit fortpflanzen und über einen selbsterhaltenden Bestand verfügen. Als einfache Näherung dafür haben wir hier frei lebende Populationen angesehen, die schon mindestens 10 Jahre existieren und mindestens 100 Individuen umfassen. Wegen der besonderen Bedeutung für die Schweiz wurde auch die Rostgans *Tadorna ferruginea* berücksichtigt, deren Brutarael hauptsächlich in Asien liegt und westwärts bis in die Region des Schwarzen Meeres reicht.

Zusätzlich zur europäischen Übersicht geben wir bei jeder Art einen Hinweis zur Situation in der Schweiz. Die Angaben sind jedoch unvollständig, da Neozoen erst seit 1996 in den Datenbanken der Schweizerischen Vogelwarte systematisch erfasst werden. Wo nichts anderes angegeben, stammen die Angaben aus dem Archiv der Schweizerischen Vogelwarte.

1. Definitionen

Eingangs seien die gebräuchlichsten Begriffe im Zusammenhang mit vom Menschen direkt verursachten Arealveränderungen erläutert. Die Definitionen folgen vor allem Niethammer (1963), Holmes & Stroud (1995), Duncan et al. (2003) und Kowarik (2003). Der ganze Prozess läuft in vier Schritten ab. Erstens erfolgt ein Transport aus dem angestammten Areal hinaus, oft sogar über biogeografische Grenzen hinweg. Zweitens werden die transportierten Arten am neuen Ort freigelassen oder entkommen aus Gefangenschaft. Drittens können sich diese eingeführten Arten, so genannte Neozoen – der Begriff wurde von Kinzelbach (1972) in Anlehnung an die Neophyten geprägt – am neuen Ort über mehrere Generationen reproduzieren; man spricht von etablierten Neozoen. Viertens können sich diese vermehren und wesentlich über den neuen Ort hinaus ausbreiten; sie werden so zu invasiven Arten.

Die *Einbürgerung* (engl. introduction) ist die beabsichtigte Verfrachtung von Tieren einer Art in ein Gebiet, in dem diese früher nicht vorgekommen sind, und Aussetzung in die Wildbahn zum Zwecke der Ansiedlung.

Neozoen (Singular Neozoon; engl. introduced oder alien species) sind gebietsfremde Tierarten, die nach dem Jahr 1492 – die Entdeckung Amerikas symbolisiert den aufkommenden Welthandel – unter direkter oder indirekter Mitwirkung des Menschen in ein bestimmtes Gebiet gelangt sind, wo sie vorher nicht heimisch waren, und dort wild leben. Als etablierte Neozoen werden Arten bezeichnet, die sich in einem neuen Gebiet reproduzieren und über mehrere Generationen halten können, z.B. über mehr als drei Generationen und/oder mehr als 25 Jahre (Gebhardt et al. 1996).

Invasive Neozoen (engl. alien invasive species) sind Neozoen, die sich stark vermehren,

bdv_S153-180.indd 154 25.08.2005 07:50:42

neue Gebiete und/oder Lebensräume besiedeln und zu Veränderungen der ursprünglichen Lebensgemeinschaften führen.

2. Status der etablierten Neozoen

Heiliger Ibis *Threskiornis aethiopicus*

Der Heilige Ibis (Abb. 1) bewohnt Afrika südlich der Sahara sowie den SE Iraks. Das Vorkommen in Ägypten erlosch um 1850 (del Hoyo et al. 1992). An der Westküste Frankreichs hat sich ein frei lebender Bestand entwickelt, der heute von der südlichen Bretagne bis in die Charente-Maritime reicht und mehr als 2500 Individuen umfasst (Yésou 2005). Er geht auf Vögel aus dem Parc zoologique de Branféré (Morbihan) zurück, wo ab 1976 etwa 20 Heilige Ibisse im Freiflug gehalten wurden (Yeatman-Berthelot & Jarry 1994). Der frei lebende Bestand ist rasch angewachsen: auf 280 Individuen 1991 (Frémont 1991) und auf mindestens 420 Individuen Ende 1994 (Dubois & Le Maréchal 1995). 1991 kam es zum ersten Brutversuch am Lac de Grand-Lieu bei Nantes (Marion & Marion 1994, Frémont 1995), 1994 zu ersten Bruten in einer Kolonie von Graureihern *Ardea cinerea* und Seidenreihern *Egretta garzetta* auf der Ile d'Huric im Golfe du Morbihan und in der Charente-Maritime.

Abb. 1. Heiliger Ibis *Threskiornis aethiopicus*. Aufnahme: Matthias Kestenholz. – *Sacred Ibis Threskiornis aethiopicus.*

Abb. 2. Schwarzschwan *Cygnus atratus*. Aufnahme: Matthias Kestenholz. – *Black Swan Cygnus atratus.*

bdv_S153-180.indd 155 25.08.2005 07:50:42

2001 wurden insgesamt 450 Brutpaare gezählt (Yésou 2005). An der französischen Mittelmeerküste wurden im Jahr 2000 die ersten Bruten am Etang de Bages (Aude) entdeckt; 2004 gab es dort bereits 75 Nester in einer Kolonie von Kuhreihern *Bubulcus ibis* und Seidenreihern (Kayser et al. 2005). In Italien hat sich der Heilige Ibis lokal in der Poebene etabliert (Andreotti et al. 2001). Im Parco delle Lame del Sesia (Vercelli) gab es 1989 einen ersten Brutversuch, 1998 zählte man dort bereits 9 Paare, die 25 Junge aufzogen (Carpegna et al. 1999). 1999 tauchte die Art auch erstmals in einer Reiherkolonie in Venezien auf (Zanetti 2000).

In der Schweiz wurde seit 1996 nur in vier Jahren je ein Heiliger Ibis gemeldet.

Die Präsenz des Heiligen Ibis scheint sich durch Nistplatzkonkurrenz und Predation negativ auf einheimische Vogelarten auszuwirken. In Reiherkolonien, in denen sich der Heilige Ibis ansiedelte, wurde ein Rückgang der Bruten von Kuh- und Seidenreiher konstatiert, obwohl die Bestände dieser beiden Arten andernorts in Frankreich wachsen (Kayser et al. 2005). An der französischen Atlantikküste haben Heilige Ibisse durch Eierraub Kolonien von Brandseeschwalbe *Sterna sandvicensis* und Trauerseeschwalbe *Chlidonias niger* zerstört; auch Predation von Dunenjungen von Kiebitz *Vanellus vanellus* und Trauerseeschwalbe wurde bekannt (Vaslin 2005).

Schwarzschwan (Trauerschwan) *Cygnus atratus*

Der Schwarzschwan (Abb. 2, S. 155) kommt in Australien und Tasmanien vor, in Neuseeland wurde er eingebürgert (del Hoyo et al. 1992). Als beliebter Ziervogel wird er in Zoos, Tierparks, Parkanlagen und Volieren gehalten. Aus entflogenen oder freigelassenen Vögeln sind in Europa verschiedene Populationen entstanden. In den Niederlanden gibt es 25–30 Brutpaare (Lensink 1996). Sie hatten ihren Mauserplatz vorerst im IJsselmeer, neuerdings liegt er im Deltagebiet (van Dijk 1998). In Flandern (Belgien), wo der erste Brutnachweis 1995 erfolgte, umfasst der Bestand inzwischen 40–45 Brutpaare (Vermeersch et al. 2004). In Wien gibt es eine Population, die auf bis zu 30 Brutpaare geschätzt wird (Brugger & Taborsky 1991). Von dort breitete sich der Schwarzschwan Richtung W aus (Pannach 2000). In Grossbritannien brütet er ebenfalls in kleiner Zahl; so wurden z.B. 2001 mindestens 9 Paare erfasst (Ogilvie & the Rare Breeding Birds Panel 2003). Auch in anderen Ländern West-, Nord- und Mitteleuropas kommt es gelegentlich zu einzelnen Bruten (Pannach 1999).

In der Schweiz brütete ein Paar 2000–2002 erfolgreich im Gebiet Kaiseraugst (Kanton Aargau)/Altrhein-Wyhlen (Deutschland). In Thun (Kanton Bern) brütete 2003 ein aus einer benachbarten Vogelhaltung stammendes Paar. 2004 waren es zwei Paare, 2005 ein Paar. Bei den winterlichen Wasservogelzählungen wurden bisher in der ganzen Schweiz maximal 18 Individuen (Nov. 2004) beobachtet.

Streifengans *Anser indicus*

Das Brutgebiet der Streifengans (Abb. 3, S. 158) liegt in den zentralasiatischen Gebirgen vor allem der Mongolei und Chinas, das Winterquartier hauptsächlich im Norden Indiens (del Hoyo et al. 1992). Im bayerischen Seewiesen hielt Konrad Lorenz in den Fünfzigerjahren frei fliegende Streifengänse für ethologische Studien. Heute leben dort etwa 120 beringte, frei fliegende Vögel (Andersson & Bylin 1991). Die Vögel können weit umherstreifen. Ein in Seewiesen beringter Jungvogel wurde in Italien in der Provinz Brescia nachgewiesen (Baccetti et al. 1997), vier andere Streifengänse flogen im Spätwinter 1986 an den Neuenburgersee bei Yverdon (Kanton Waadt) und kehrten im Frühling zurück (Ringfundarchiv Schweiz. Vogelwarte). Auch Streifengänse aus dem schwedischen Hudviksvall sind sehr mobil; sie verbrachten mindestens drei Winter in einem Stadtpark von Frankfurt am Main (Andersson & Bylin 1991). Aus Gefangenschaftsflüchtlingen entstand in den Niederlanden ab 1985 eine kleine Brutpopulation. Sie wurde 1999 auf 60–70 Brutpaare geschätzt (van Horssen & Lensink 2000). In Flandern (Belgien) gab es 1989 den ersten Brutnachweis. Seither ist der Bestand auf 20–25 Brutpaare (Vermeersch et al. 2004) bzw. mehr als 70 Individuen angewachsen (Beck et al. 2002). Grossbritannien beherbergt um die 100 wild lebende

bdv_S153-180.indd 156 25.08.2005 07:50:44

Streifengänse; 1991 wurden 83 Vögel gezählt (Delany 1993). Dennoch gibt es pro Jahr nur einige wenige Bruten (Ogilvie & the Rare Breeding Birds Panel 2004).

In der Schweiz war die Zahl der beobachteten Streifengänse bisher klein. Auf den «Grün 80»-Teichen in Münchenstein (Kanton Basel-Landschaft) halten sich regelmässig Streifengänse aus dem Zoo Basel auf, die dort im Freiflug gehalten werden. Maximal wurden 8 Individuen beobachtet (2000). Es handelte sich um 2 Familien mit je 2 Jungvögeln, wovon nur die Altvögel beringt waren. Am Thunersee wurden ebenfalls maximal 8 Individuen beobachtet (1998), die vermutlich ebenfalls aus einer Vogelhaltung in der Umgebung stammten. 2001 wurde eine Familie mit 3 Jungen in Hilterfingen beobachtet (E. Urbanzik), und 2004 brütete ein Paar in Unterseen (beide Kanton Bern) (D. Grossniklaus). An verschiedenen anderen Gewässern wurden bisher meist nur Einzelvögel beobachtet, maximal 4 (Maximum bei den Wasservogelzählungen 9 Individuen im November 2000).

Kanadagans *Branta canadensis*

Die Kanadagans (Abb. 4, S. 158) ist in mehreren Unterarten über ganz Nordamerika verbreitet (del Hoyo et al. 1992). Sie ist zum festen Bestandteil der europäischen Avifauna geworden und in Grossbritannien und Schweden weit verbreitet (Hagemeijer & Blair 1997). Die Einbürgerung in Grossbritannien reicht bis ins 17. Jahrhundert zurück (Lever 1977). Der dortige Bestand wurde 1991 auf fast 64 000 Individuen geschätzt und wächst jährlich um 8 % (Delany 1993). In Schweden wurden auf Anregung von Bengt Berg um 1930 Kanadagänse ausgesetzt, und bereits 1933 kam es zur ersten Freilandbrut. Von dort breitete sich die Art nach Norwegen (Heggberget 1991) und Finnland aus. In Skandinavien leben heute 30 000–50 000 Kanadagänse. Die Population geht auf nur 5 Vögel zurück und weist noch heute eine extrem geringe genetische Variabilität auf (Tegelström & Sjöberg 1995). Durch Zuzug von Norden bildeten sich in Dänemark und Mitteleuropa bedeutende Überwinterungstraditionen, vor allem nach Kältewintern. Parkvogelbestände sind weit über Mitteleuropa verstreut (Hagemeijer & Blair 1997). Die niederländische Population ist bis 1994 auf etwa 130 Brutpaare angewachsen (Lensink 1996). Im belgischen Flandern schätzte man den Bestand 2000–2002 auf über 1400–1800 Brutpaare (Vermeersch et al. 2004). In Schleswig-Holstein erfolgten erste Bruten im Sommer 1978 (Hummel 1981); inzwischen gibt es in Kiel einen Bestand von etwa 20 Brutpaaren. Auch in Nordrhein-Westfalen und in Bayern scheinen sich Bestände zu etablieren. Aus Italien ist seit den Achtzigerjahren eine kleine Population von 10–30 Individuen bei Noventa di Piave (Provinz Venezia) bekannt, deren Bruterfolg aber gering ist (Baccetti et al. 1997).

In der Schweiz ist die Zahl der Kanadagänse klein. Bei den Wasservogelzählungen wurden in der ganzen Schweiz (inkl. ausländische Abschnitte von Genfersee und Bodensee) maximal 20 Individuen gezählt (November 2001). Davon hielten sich 12 bei Genf und 6 auf dem deutschen Teil des Untersees auf. Die erste Brut wurde 2004 im Urner Reussdelta bekannt.

Die wachsenden Populationen führen zu Schäden in der Landwirtschaft, zur Verschmutzung von Parkanlagen und Golfplätzen und zur Eutrophierung von Gewässern (Allan et al. 1995, Wattola et al. 1996, Hughes et al. 1999b). Punktuell können Kanadagänse in der Nähe von Flughäfen auch zu einem Gefahrenherd für Flugzeuge werden (Milsom 1990). Örtlich wird Konkurrenz zu anderen Wasservogelarten festgestellt, insbesondere zu Graugans *Anser anser* (Fabricius et al. 1974) und Pfeifente *Anas penelope* (Hughes & Watson 1996).

Nilgans *Alopochen aegyptiacus*

Das ursprüngliche Verbreitungsgebiet der Nilgans (Abb. 5, S. 158) umfasst ganz Afrika südlich der Sahara (del Hoyo et al. 1992). Bis Ende des 17. Jahrhunderts brütete sie jedoch auch in Nordafrika und Südosteuropa, nördlich bis Ungarn und Rumänien (Hartert 1912–1921). Im östlichen England wurde die Art schon im 18. Jahrhundert eingebürgert. Der britische Gesamtbestand belief sich Anfang der 1990er-Jahre auf 380–400 Brutpaare, mit einem Schwergewicht in Norfolk (Sutherland & Allport 1991,

bdv_S153-180.indd 157 25.08.2005 07:50:44

Abb. 3. Streifengans *Anser indicus*. Aufnahme: Matthias Kestenholz. – *Bar-headed Goose Anser indicus*.

Abb. 4. Kanadagans *Branta canadensis*. Aufnahme: H. Wettstein. – *Canada Goose Branta canadensis.*

Abb. 5. Nilgans *Alopochen aegyptiacus*. Aufnahme: Matthias Kestenholz. – *Egyptian Goose Alopochen aegyptiacus*.

bdv_S153-180.indd 158 25.08.2005 07:50:44

Abb. 6. Rostgans *Tadorna ferruginea*. Aufnahme: Matthias Kestenholz. – *Ruddy Shelduck Tadorna ferruginea*.

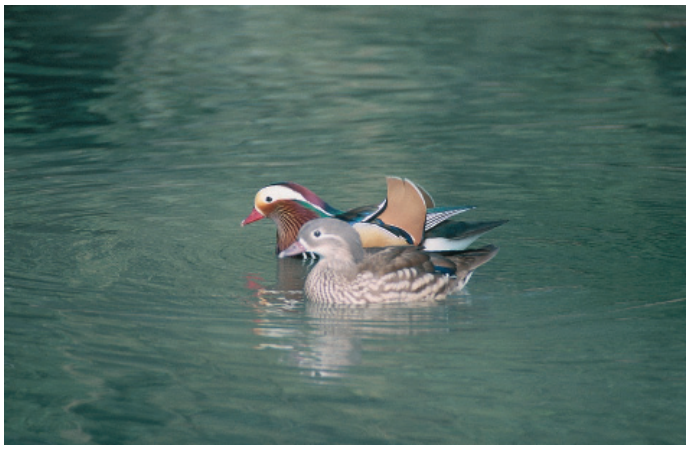

Abb. 7. Mandarinente *Aix galericulata*. Aufnahme: Matthias Kestenholz. – *Mandarin Duck Aix galericulata*.

Gibbons et al. 1993). In den Niederlanden entstand ab 1967 eine rasch wachsende Population (Ringleben 1975). 1973–1977 zählte sie 15–50 Brutpaare, 1978–1983 60–115, 1987–1989 schon 150–345 und 1992–1994 gar 750–1350 Brutpaare (Lensink 1996, 1998, 1999). Allein im Raum Zwolle wurden 1998 und 2000 nachbrutzeitliche Ansammlungen von über 1000 Individuen festgestellt (Gerritsen 2001). Die Vögel erreichten bald auch Norddeutschland, Belgien und Nordwestfrankreich. Der deutsche Bestand wurde 1995 auf 180–250 Brutpaare geschätzt, mit Schwerpunkt in Nordrhein-Westfalen. In Flandern brüteten 2000–2002 800–1100 Paare (Vermeersch et al. 2004). In ganz Westeuropa dürften Mitte der 1990er-Jahre 2300–2800 Brutpaare gelebt haben (Mooij 1998).

In der Schweiz tritt die Nilgans seit 1996 regelmässig auf, jedoch nur in geringer Zahl (Maximum bei den Wasservogelzählungen 10 Individuen im November 2003). Die meisten Beobachtungen stammen aus der Gegend des Hochrheins zwischen Basel und Klingnauer Stausee. Dort wurden auch die ersten Bruten bekannt: 2003 eine Brut in Münchenstein (Kanton Basel-Landschaft), 2003 und 2004 je eine Brut am Klingnauer Stausee, 2005 je eine

bdv_S153-180.indd 159 25.08.2005 07:50:47

am Bernauer Stau und bei Leibstadt (alle Kanton Aargau).

Rostgans *Tadorna ferruginea*

Das wichtigste Verbreitungsgebiet der Rostgans (Abb. 6, S. 159) liegt in Zentralasien, erstreckt sich aber bis nach Südosteuropa, wo die Art lückig am Unterlauf des Don, auf der Halbinsel Krim, an der Schwarzmeerküste Rumäniens und Bulgariens sowie in Nordostgriechenland lebt (Hagemeijer & Blair 1997). Weitere kleine Vorkommen liegen in den Maghrebstaaten und im äthiopischen Hochland (del Hoyo et al. 1992). In Südosteuropa ging der Brutbestand im 20. Jahrhundert stark zurück (Scott & Rose 1996). In der Ukraine, wo die Art im 19. Jahruhundert noch weit verbreitet war, brütet die Rostgans nur noch in wenigen Regionen. Hier wurde im Reservat Askania Nova mit Vögeln aus dem lokalen zoologischen Garten eine halbwilde Population angesiedelt (Zubko et al. 2001). In Moskau, ausserhalb des natürlichen Areals, hat sich ausgehend von Vögeln, die im Zoo frei fliegend gehalten werden, ebenfalls ein Bestand etabliert (Orleneva & Kudriavtsev 1988), der bis auf 256 Individuen im Januar 2003 angestiegen ist (A. Popovkina, http://nsu.ss.msu.ru:8080/~nastya/tadorna/moscow.html).

Die Rostgans ist eine nomadische Art, die bei schlechten Lebensbedingungen, wohl insbesondere in Dürrejahren, grosse Distanzen zurücklegen kann. So wird allgemein angenommen, dass die äusserst seltenen Beobachtungen von Rostgansgruppen in Nordeuropa Einflüge von Wildvögeln betreffen (Vinicombe & Harrop 1999). Die Einstufung solcher Beobachtungen wird allerdings dadurch erschwert, dass die Rostgans sehr häufig in Gefangenschaft oder auf Parkgewässern gehalten wird und entsprechend Beobachtungen von Gefangenschaftsflüchtlingen nicht selten sind.

Einzelne Bruten von Rostgänsen, die als Gefangenschaftsflüchtlinge eingestuft wurden, konnten in mehreren europäischen Ländern festgestellt werden (Übersicht in Vinicombe & Harris 1999). Eine Häufung von Bruten gibt es in Nordwestdeutschland und in den Niederlanden. Der Brutbestand in Nordrhein-Westfalen wurde auf unter 10 Paare geschätzt (Glinka et al. 2000), derjenige der Niederlande 1998–2000 auf 5–20 Brutpaare (Hustings et al. 2002). Eine genauere Übersicht über die Rostgansvorkommen in Nordwestdeutschland fehlt allerdings, da Beobachtungen von Gefangenschaftsflüchtlingen oft nicht gemeldet werden. In den Niederlanden werden im Spätsommer zunehmende Zahlen von mausernden Rostgänsen festgestellt, deren Herkunft unbekannt ist, so 251 Individuen am 25. Juli 2003 am Eemmeer (Ottens & van Winden 2003). Das Fehlen von Rostgansbeobachtungen im Sommer in Nordrhein-Westfalen (Müller et al. 1999) könnte ein Hinweis darauf sein, dass Vögel von da zum Mausern in die Niederlande ziehen.

Abgesehen von der unklaren Situation in der Region Nordwestdeutschland/Niederlande scheint sich eine selbsterhaltende Population nur in der Schweiz heranzubilden (s. auch Vinicombe & Harrop 1999). In der Schweiz brütete die Art erstmals 1963 in Freiheit; ab 1987 wurden alljährlich Bruten nachgewiesen (Winkler 1999). Von einer Brut 1987 stieg die Anzahl sicherer Bruten (meist Familien) bis auf 24 im Jahr 2004 an. Die meisten Bruten wurden in den Kantonen Aargau und Zürich nachgewiesen. Zu Bruten kommt es auch immer wieder im grenznahen Raum in Baden-Württemberg D, z.B. am Untersee (von Wicht 1999). Im Spätsommer sammeln sich die Rostgänse in Gruppen hauptsächlich am Klingnauer Stausee (Kanton Aargau), wo die Zahl bis auf über 400 Vögel (2004) angestiegen ist. Auch der Winterbestand ist stark gewachsen, bis auf 330 Individuen im Januar 2005 (Schweiz inkl. Bodensee und Genfersee). Vor allem zu Beginn der Zunahme trugen verschiedene Brutvögel Züchterringe, und es gibt keine Hinweise auf Einflüge von Wildvögeln.

Die Rostgans ist eine relativ aggressive und konkurrenzstarke Art. Bereits wurden in der Schweiz einzelne Schleiereulen *Tyto alba* von Rostgänsen aus ihren Nistkästen vertrieben. In der Schweiz kam es auch zu Mischbruten mit der südafrikanischen Graukopfkasarka *Tadorna cana* (Winkler 1999).

bdv_S153-180.indd 160 25.08.2005 07:50:48

Mandarinente *Aix galericulata*

Das Areal der Mandarinente (Abb. 7, S. 159) umfasst Südost-Sibirien, Nordost-China, Korea und Japan (del Hoyo et al. 1992). In Europa wird sie der farbenprächtigen ♂ wegen besonders häufig als Ziervogel gehalten. Die kleinen und isolierten Vorkommen in Europa sind meist auf entflogene, seltener auf ausgesetzte Tiere zurückzuführen. Die grösste Population mit über 7000 Individuen (Davies 1988) lebt in Südostengland (Gibbons et al. 1993). In den Niederlanden gab es 1992–1994 etwa 50–60 Brutpaare (Bijlsma 1994, Gerritsen & van den Bergh 1995, Lensink 1996). In Flandern (Belgien) wurde der Bestand auf 80–95 Brutpaare geschätzt (Vermeersch et al. 2004). Witt (2003) schätzt den Bestand von Deutschland auf 250–370 Brutpaare, davon allein 80–120 in Berlin. Diese gehen auf eine Ansiedlung 1921 durch den Grossen Tiergarten zurück, die von Oskar Heinroth angeregt wurde.

Die Mandarinente konkurriert in Grossbritannien mit der Dohle *Corvus monedula* und offenbar auch mit Gänsesäger *Mergus merganser* und Waldkauz *Strix aluco* um Nisthöhlen, und in Schottland wurden bereits Bruten in für Schellenten *Bucephala clangula* bestimmten Nistkästen festgestellt (Cosgrove 2003).

In der Schweiz, wo die ersten Bruten 1958 in Basel stattfanden, sind heute punktuell die Nordwestschweiz, Teile des zentralen Mittellandes und die Region Genf besiedelt. Der Bestand wurde 1997 auf 10–15 Brutpaare und insgesamt etwa 200 Individuen geschätzt (Kestenholz 1997). Mit 12 Familien wurde 2002 die höchste Zahl sicherer Bruten erreicht. Die Zahl der bei den Wasservogelzählungen erfassten Mandarinenten ist tendenziell seit 1996 leicht angestiegen. Mit 145 Individuen wurde im November 2003 die höchste Zahl erreicht.

Moschusente *Cairina moschata*

Die Moschusente (Abb. 8, S. 162) bewohnt Mittel- und Südamerika von Mexiko bis Uruguay (del Hoyo et al. 1992). In halbdomestizierter Form wird sie oft in Gefangenschaft gehalten. Aus verschiedenen Ländern Europas sind einzelne Bruten bekannt geworden. Seit 1980 existiert in England am River Ouse eine kleine Population. Erste Bruten wurden 1987 festgestellt, im November 1991 betrug der Bestand etwa 130 Vögel (Gibbons et al. 1993). In den Niederlanden gab es um 1990 5–10 Brutpaare (Lensink 1996). Auch aus Deutschland sind einzelne Bruten bekannt, z.B. von 1984 aus Konstanz und 1991 aus Tübingen (Bauer et al. 1995).

In der Schweiz werden immer wieder einzelne Moschusenten beobachtet (Maximum bei den Wasservogelzählungen 12 im November 2000); Bruten wurden bisher keine bekannt.

Schwarzkopfruderente *Oxyura jamaicensis*

Die Nominatform der Schwarzkopfruderente (Abb. 9, S. 162) stammt aus dem westlichen Nordamerika und der Karibik, zwei weitere Unterarten bewohnen die Anden (del Hoyo et al. 1992). Die aktuellste Zusammenfassung zur Schwarzkopfruderente in der Westpaläarktis präsentieren Hughes et al. (1999a): In England hat sich die Schwarzkopfruderente fest etabliert. 1948 importierte der Wildfowl and Wetlands Trust 7 Vögel aus den USA nach Slimbridge (Gloucester). 1953 entwichen dort erstmals Vögel, und ab 1960 wurden Bruten in freier Wildbahn festgestellt. Die Population ist seither stark angewachsen, die jährliche Zuwachsrate von 1984 bis 1997 lag bei 15 %. Der Bestand wurde 1998 auf 700–900 Brutpaare geschätzt (Hughes et al. 1998), der Winterbestand 2000 auf fast 6000 Vögel (Smith et al. 2005). Parallel zur Zunahme des Bestands auf den Britischen Inseln wuchs auch die Zahl der Beobachtungen im kontinentalen Europa an, von 1976 bis 1996 mit einer jährlichen Zuwachsrate von 21 %. Von 1965 bis 1996 gab es über 900 Nachweise von etwa 1500 Vögeln aus 19 westpaläarktischen Ländern. Am häufigsten tritt die Art in den Niederlanden (Groot 1997), Belgien (Beck et al. 2002) und Frankreich auf. Neuerdings überwintern Gruppen von mehr als 30 Vögeln in Frankreich und Spanien. Nachweise aus Island, der Türkei und Israel dokumentieren einerseits die Ausbreitungsfähigkeit der Schwarzkopfruderente und belegen anderseits, dass die Art bereits die zentralasiatische Population der Weisskopfruderente *Oxyura*

bdv_S153-180.indd 161 25.08.2005 07:50:49

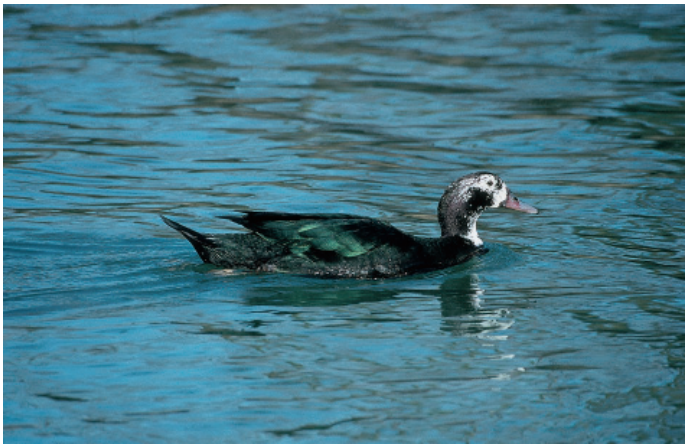

Abb. 8. Moschusente *Cairina moschata*. Aufnahme: Matthias Kestenholz. – *Muscovy Duck Cairina moschata*.

Abb. 9. Schwarzkopfruderente *Oxyura jamaicensis*. Aufnahme: Matthias Kestenholz. – *Ruddy Duck Oxyura jamaicensis*.

leucocephala erreicht hat. Ausserhalb Grossbritanniens gibt es heute in Irland, den Niederlanden, Belgien, Deutschland, Frankreich und Marokko alljährlich Brutversuche. In Irland, wo 1973 die erste Brut erfolgte, ist der Bestand seither auf etwa 10 Brutpaare oder 80 Individuen angewachsen (Wells & Smiddy 1995). In Spanien, dem Kernland der westlichen Population der Weisskopfruderente, tauchte die amerikanische Verwandte erstmals 1983 auf, und bereits 1991 kam es zur ersten Brut und zu ersten Nachweisen von Hybriden.

Beobachtungen von Schwarzkopfruderenten in der Schweiz müssen zuhanden der Schweizerischen Avifaunistischen Kommission protokolliert werden. Bis Ende 2004 lagen in der Schweiz 39 Nachweise von 40 Individuen vor.

Schwarzkopfruderenten werden häufig in Gefangenschaft gehalten. Eine 1995 in 37 Ländern durchgeführte Umfrage ergab 741 Vögel aus 80 privaten Kollektionen in 9 westeuropäischen Ländern (Callaghan et al. 1997). Wegen des spärlichen Rücklaufs der Umfrage dürfte die tatsächliche Zahl weit höher liegen, wohl im Bereich von 3400 Vögeln. Die meisten dieser Vögel dürften coupiert oder gestutzt sein.

Die Schwarzkopfruderente konkurriert mit der nah verwandten europäischen Weisskopf-

bdv_S153-180.indd 162 25.08.2005 07:50:49

Abb. 10. Schopfwachtel *Callipepla californica*. Aufnahme: Robert Maier/SUTTER. – *California Quail Callipepla californica.*

Abb. 11. Virginiawachtel *Colinus virginianus*. Aufnahme: John Shaw/NHPA/SUTTER. – *Northern Bobwhite Colinus virginianus.*

ruderente und hybridisiert mit ihr (Hughes 1996a). Der Aktionsplan des Europarates sieht darin die grösste Gefahr für die global gefährdete Weisskopfruderente (Green & Hughes 1996). Falls die Population der Schwarzkopfruderente weiter expandiert, könnte die Weisskopfruderente als eigenständige Art verschwinden. Die Schwarzkopfruderente bevorzugt weitgehend die gleichen Habitate wie die einheimische Art, ist aber weniger anspruchsvoll. Schwarzkopfruderenten und Hybriden scheinen gegenüber Weisskopfruderenten dominant zu sein (Arenas & Torres 1992). In Grossbritannien sind Schwarzkopfruderenten sogar die aggressivsten aller Wasservögel (Hughes 1992). Der Hybridisierung sind offenbar kaum Grenzen gesetzt. Hybriden sind in der 2. Generation noch fertil. Rückkreuzungen von männlichen Hybriden mit weiblichen Weisskopfruderenten sind auch in der 3. Generation noch möglich. In Spanien wurden bereits wildlebende Hybriden in der 2. und möglicherweise 3. Generation beobachtet (Urdiales & Pereira 1993).

Die gesetzlichen Grundlagen zur Eliminierung der Schwarzkopfruderente sind in den meisten europäischen Ländern vorhanden. In Grossbritannien, wo die bei weitem grösste

bdv_S153-180.indd 163 25.08.2005 07:50:51

eingebürgerte Population lebt, wurden Machbarkeitsstudien zur Eliminierung der Schwarzkopfruderenten durchgeführt, die zeigten, dass eine Reduktion des Bestands um über 90 % in wenigen Jahren möglich sein sollte (Hughes 1996b, Smith et al. 2005). Nach einem befristeten Versuch begann man 1999 in England mit massiven Kontrollmassnahmen. Ausserdem wurde der Handel mit Schwarzkopfruderenten ab 1995 verboten. In Frankreich werden Schwarzkopfruderenten inzwischen abgeschossen, wobei spezialisierte Wildhüter, Vertreter der Jagdbehörde ONC und das ornithologische Seltenheitskomitee CHN zusammenarbeiten (Dubois & Perennou 1997). Ein Vogel wurde in Portugal, zwei wurden in Marokko erlegt.

Vor allem in Spanien werden grosse Anstrengungen zur Eliminierung der Schwarzkopfruderenten und Hybriden gemacht. Dies wird erschwert durch die grosse Ähnlichkeit der beiden Arten (Urdiales & Pereira 1993). Bis und mit 1998 konnten 119 Vögel, darunter 51 Hybriden, abgeschossen oder am Nest gefangen werden (Criado 1997, Hughes et al. 1999a). In Deutschland und in den Niederlanden werden mögliche Massnahmen diskutiert, in Belgien und in Irland noch kaum. In ganz Europa sollte ein Verbot des Handels und der Haltung von Schwarzkopfruderenten in Betracht gezogen werden (Green & Hughes 1996).

Schopfwachtel *Callipepla californica*

Die Schopfwachtel (Abb. 10, S. 163) stammt aus dem westlichen Nordamerika von British Columbia bis Baja California (del Hoyo et al. 1994). Die einzige in Europa eingebürgerte Population geht auf Aussetzungen in den Sechzigerjahren zurück und lebt auf Korsika (Dubray & Roux 1989). Bewohnt wird eine 600 km^2 grosse Fläche in der östlichen Ebene mit einer Dichte von bis 2 Brutpaaren pro km^2 (Pietri 1993). Der Bestand wird auf 100–300 Brutpaare geschätzt (Thibault & Bonaccorsi 1999). In Italien gab es zwischen 1920 und 1960 verschiedene Ansiedlungsversuche, die fehlschlugen (Baccetti et al. 1997), ebenso in Spanien und Griechenland (Pietri 2001).

In der Schweiz wurde 1988 eine Schopfwachtel am Fanel (Kanton Bern) gefangen.

Virginiawachtel (Baumwachtel) *Colinus virginianus*

Die Virginiawachtel (Abb. 11, S. 163) kommt von den östlichen USA südwärts bis Guatemala und Kuba vor (del Hoyo et al. 1994). Diese Neuweltwachtel wurde zu Jagdzwecken in Frankreich, Italien (vor allem Piemont und Lombardei) und Kroatien eingebürgert. Im zentralen Teil Frankreichs wurde der Bestand in den Achtzigerjahren auf 200–400 Paare zur Brutzeit und auf 10000 Individuen im Herbst geschätzt, im südwestlichen Frankreich 1975 auf 1000–2000 Paare (Fournier & Rousselot 1975, Yeatman-Berthelot & Jarry 1994, Hagemeijer & Blair 1997). In Italien wurden schon um 1927–1928 40 Individuen aus Mexiko in der Gegend von Pisa ausgesetzt. 1929 wurden 3000 Vögel in 10 Provinzen freigelassen. Viele nach dem 2. Weltkrieg durchgeführte Ansiedlungsversuche scheiterten. Heute gibt es etablierte Bestände auf etwa 1000 km^2 im Piemont, in der Lombardei zwischen Südtessin und Novara und vielleicht auch in Sizilien (Brichetti et al. 1992). Der italienische Bestand wird auf 5000 Brutpaare geschätzt und gehört der Nominatrasse *C. v. virginianus* an (Fasola & Gariboldi 1987). Im kroatischen Istrien besteht ein auf 3000 Brutpaare geschätzter Bestand (Hagemeijer & Blair 1997).

In der Schweiz gibt es nur sehr wenige Beobachtungen der Virginiawachtel aus früheren Jahren.

Königsfasan *Syrmaticus reevesii*

In seiner Heimat in den Bergregionen im zentralen und nördlichen China ist der Königsfasan (Abb. 12, S. 166) heute sehr selten; sein Bestand wird auf nur 5000 Individuen geschätzt (del Hoyo et al. 1994). Dieser Fasan wird seit Mitte des 19. Jahrhunderts als Ziervogel in Tiergärten und Fasanerien gehalten. Die vielen Auswilderungsversuche sind fast ausnahmslos gescheitert. Kleine lokale Populationen gibt es in Tschechien, wo Tieflandwälder der Regionen um Litovel, Olomouc, Chropyne und Kromeriz bewohnt werden (Kokes 1977, Pokorny & Pikula 1987); der tschechische Bestand umfasst 200–400 Vögel (Štastný et al.

bdv_S153-180.indd 164 25.08.2005 07:50:54

1995). Etabliert ist der Königsfasan in Frankreich (Bougerol 1969). Hier lebt er vor allem in der Picardie, der Normandie und der Ile de France (Roobrouck et al. 1987, Yeatman-Berthelot & Jarry 1994). Der französische Bestand wird auf 1000–1500 Brutpaare geschätzt (Hagemeijer & Blair 1997). Aus der Schweiz gibt es keine Beobachtungen.

Fasan *Phasianus colchicus*

Das ursprüngliche Areal des Fasans (Abb. 13, S. 166) erstreckt sich von den Trockengebieten Zentral- und Mittelasiens bis Japan und Vietnam und beherbergt zahlreiche Unterarten (del Hoyo et al. 1994). Die Ansiedlungsgeschichte des Fasans in Europa lässt sich nicht bis zu den Anfängen zurückverfolgen. Römische und fränkische Quellen weisen auf seine Haltung hin. Die Etablierung frei lebender Populationen erfolgte zum Teil wesentlich später. In Norwegen wurde der Fasan 1875, in Finnland 1900 eingeführt (Hagemeijer & Blair 1997). Der «Jagdfasan» entstand aus einer Vermischung der Nominatform mit *Ph. c. torquatus* und *Ph. c. mongolus* sowie gelegentlich weiteren Rassen. Heute ist der Fasan auf den Britischen Inseln, in ganz West-, Mittel- und Osteuropa sowie Nordspanien, Südschweden und Südfinnland verbreitet (Hagemeijer & Blair 1997). Die grössten Bestände weist Grossbritannien auf. Hier werden jährlich um die 15 Millionen Vögel zu Jagdzwecken ausgesetzt (Hill & Robertson 1988). In Frankreich, wo jährlich 2–3 Millionen Vögel ausgesetzt werden, ist der Fasan das wichtigste Federwild. Vielerorts hält sich die Art nur dank intensiven Aussetzungen. In den 1990er-Jahren ging der Bestand im nördlichen Mitteleuropa zurück, während er in Südosteuropa stabil blieb und in Grossbritannien zunahm (BirdLife International 2004). Der Bestand in Europa ohne Russland wird auf rund 4 Millionen «Paare» geschätzt (BirdLife International 2004).

Auch in der Schweiz ist der Bestand des Fasans stark von Aussetzungen für die Jagd abhängig. Seit Anfang der Neunzigerjahre werden fast keine Fasane mehr ausgesetzt, und entsprechend ist die Zahl der Beobachtungen sehr stark zurückgegangen (Schmid et al. 2001).

Goldfasan *Chrysolophus pictus*

Der Goldfasan (Abb. 14, S. 167) bewohnt die Bergregionen Zentralchinas (del Hoyo et al. 1994). In Grossbritannien wurde die Art seit dem 19. Jahrhundert mehrfach ausgewildert. In England gibt es Populationen in Hampshire, Sussex, Suffolk und Norfolk, in Schottland in Galloway; der britische Bestand wird auf 500–1000 Paare geschätzt (Gibbons et al. 1993). Der Goldfasan bevorzugt Wald mit sehr dichtem Unterholz, vor allem dichte junge Koniferenpflanzungen, die Schutz vor Fuchs und Habicht *Accipiter gentilis* bieten (Balmer et al. 1996). Die standorttreuen Vögel bewohnen sehr kleine home-ranges (Durchmesser <1250 m). Die Bestände gehen zurück. Die britische Population ist die einzige ausserhalb Chinas.

Die vereinzelten Beobachtungen von Goldfasanen in der Schweiz dürften aus nahen Tierhaltungen entwichene Vögel betreffen.

Diamantfasan (Amherstfasan) *Chrysolophus amherstiae*

Der Diamantfasan lebt in den Bergen im SW Chinas und im NE von Myanmar zwischen 2100 und 3600 m ü.M. (del Hoyo et al. 1994). In England gibt es eine Population in Bedfordshire mit anfangs der Neunzigerjahre 100–200 Vögeln und einen kleineren Bestand in Buckinghamshire (Gibbons et al. 1993). Aus der Schweiz liegen keine Beobachtungen des Diamantfasans vor.

Japanwachtel *Coturnix japonica*

Das Brutareal der Japanwachtel erstreckt sich in Ostasien vom Baikalsee bis in den NE Chinas und nach Japan, das Winterquartier umfasst den S Chinas und die angrenzenden Gebiete (del Hoyo et al. 1994). In Europa erfolgen, quasi als Ersatz für die im Bestand rückläufige Europäische Wachtel *Coturnix coturnix*, seit 1950 massive Importe von domestizierten Japanwachteln zu Jagdzwecken, unter anderem in Italien (Andreotti et al. 2001) und Frankreich, wo jährlich Hunderttausende ausgesetzt werden. 1986 gehörten 75 % der in der Haute-Garonne erlegten Wachteln zu *C. japonica* (Fer-

bdv_S153-180.indd 165 25.08.2005 07:50:54

Abb. 12. Königsfasan *Syrmaticus reevesii*. Aufnahme: Robert Maier/SUTTER. – *Reeves's pheasant Syrmaticus reevesii.*

Abb. 13. Fasan *Phasianus colchicus*. Aufnahme: Matthias Kestenholz. – *Ring-necked Pheasant Phasianus colchicus*.

rand 1986). Gelegentlich kommt es zu Brutversuchen, doch die versteckte Lebensweise und die Ähnlichkeit mit der sehr nah verwandten Europäischen Wachtel erlauben keine belegbaren Hinweise auf dauerhafte Ansiedlungen. In Gefangenschaft kreuzt sich die Japanwachtel leicht mit der Europäischen Wachtel, da postzygotische Isolationsmechanismen fehlen (Deregnaucourt et al. 2002). Offenbar ist es in Italien auch in freier Wildbahn zu Hybridisierung zwischen den beiden Arten gekommen, denn es wurden Gene der Japanwachtel im Genom von Europäischen Wachteln gefunden (D'Amico et al. 1999, Guyomarc'h et al. 1999). Nach Kreuzungen in Gefangenschaft zwischen ziehenden Europäischen Wachteln und nicht ziehenden domestizierten Japanwachteln zeigen die Hybriden der F1-Generation intermediäres Zugverhalten, Rückkreuzungen weisen eine grosse Variation in der Intensität der Zugunruhe auf (Deregnaucourt et al. 2005). Hybridisierung könnte daher zum Zusammenbruch der ziehenden Populationen der Europäischen Wachtel führen. Weiter könnten Hybriden die Ausbreitung von Genen der Japanwachtel in Gebiete ohne Aussetzungen begünstigen. Auch domestizierte Japanwachteln können grosse Distanzen zurücklegen, wie zahlreiche Ringfunde

bdv_S153-180.indd 166 25.08.2005 07:50:54

Abb. 14. Goldfasan *Chrysolophus pictus*. Aufnahme: Christian Favardin/JACANA. – *Golden Pheasant Chrysolophus pictus.*

Abb. 15. Wildtruthuhn *Meleagris gallopavo*. Aufnahme: Eric A. Soder/SUTTER. – *Wild Turkey Meleagris gallopavo*.

Abb. 16. Halsbandsittich *Psittacula krameri*. Aufnahme: Matthias Kestenholz. – *Rose-ringed Parakeet Psittacula krameri.*

bdv_S153-180.indd 167 25.08.2005 07:50:56

freigelassener Individuen belegen (Baccetti et al. 1997).

In der Schweiz wurden kaum Japanwachteln ausgesetzt. Beobachtungen von verwilderten Vögeln sind keine dokumentiert.

Wildtruthuhn *Meleagris gallopavo*

Das Wildtruthuhn (Abb. 15, S. 167) bewohnt die USA und das nördliche Mexiko (del Hoyo et al. 1994). Den ersten Aussetzungsversuch in Europa gab es bereits 1571 am Niederrhein. Seither wurden wilde amerikanische Truthühner immer wieder in Europa ausgesetzt, fast immer mit mässigem Erfolg. Hin und wieder entweichen auch domestizierte Truthühner. Einzig im Osten Tschechiens besteht seit 1927 ein grösserer Bestand, der 1988 auf 530 Vögel geschätzt wurde (Hagemeijer & Blair 1997). Dort bevorzugt das Wildtruthuhn Auenwälder. Sein Überleben hängt von winterlichem Zufüttern ab. Daneben haben sich Wildtruthühner auch im Kottenforst bei Bonn etabliert (Spittler 1998). In der Schweiz gibt es keine Beobachtungen.

Halsbandsittich *Psittacula krameri*

Der Halsbandsittich (Abb. 16, S. 167) bewohnt die Sahelzone Afrikas sowie den Indischen Subkontinent (del Hoyo et al. 1997). In Europa hat er sich als Gefangenschaftsflüchtling in mehreren Ländern etabliert. Hier bewohnen die Halsbandsittiche vor allem städtische Gebiete; sie sind winterhart und profitieren von den Winterfütterungen. In Europa eingebürgerte Halsbandsittiche zeigen Kennzeichen der indischen Unterart *P. k. borealis*.

In Grossbritannien gibt es seit 1969 frei fliegende Halsbandsittiche. In Südwestengland, vor allem in Kent und im Tal der Themse, leben mehrere tausend Vögel (Gibbons et al. 1993, Morgan 1993). Eine simultane Zählung an Schlafplätzen im Winter 1996/97 ergab maximal 1508 Individuen (Pithon & Dytham 1999). Für den Winter 2000/01 wurden 4352 Individuen geschätzt (Ogilvie & the Rare Breeding Birds Panel 2002), für den Winter 2001/02 bereits etwa 5900 (Butler 2002). In den Niederlanden haben sie sich seit 1968 im Raum von Den Haag angesiedelt, wo der Bestand bis 1992 auf 50–60 Brutpaare oder 300 Individuen anstieg, seit 1976 auch im Raum Amsterdam mit etwa 430 Individuen im Januar 2000 (Keijl 2001). 1994 wurde der niederländische Bestand auf 90–120 Brutpaare oder 550–600 Vögel geschätzt (Lensink 1996). In Belgien gibt es Halsbandsittiche seit den Siebzigerjahren in der Gegend von Brüssel, seit 1978 auch in Lüttich, Gent und Antwerpen (Jacob 1988). Der belgische Bestand umfasste 2002 5560 Brutpaare (Vermeersch et al. 2004). In Deutschland gibt es in Bonn, Brüll, Münster und Düsseldorf je weniger als 10 Brutpaare (Michels 1992), bis zu 300 Vögel in Köln (Martens 1994, Ernst 1995) und seit den Achtzigerjahren stabile Brutpopulationen im Raum Mannheim–Wiesbaden–Heidelberg (Zingel 1993). Insgesamt dürfte Deutschland mehr als 300 Brutpaare zählen. Der Winterbestand in Köln scheint sich seit 1999 bei ungefähr 1000 Individuen stabilisiert zu haben (Kahl-Dunkel 2002). In Österreich existieren kleinere Bestände seit 1976 in Wien und seit 1978 in Innsbruck (Niederwolfsgruber 1990, Dvorak et al. 1993). Bauer & Berthold (1996) schätzen den Bestand Mitteleuropas auf 900–1200 Brutpaare. In Italien gibt es kleine Populationen in Ligurien, in der Lombardei und im italienisch-slowenischen Grenzgebiet bei Triest (Spanò & Truffi 1986, Geister 1995). Auf der Iberischen Halbinsel gibt es Halsbandsittiche mindestens in Barcelona (Batllori & Nos 1985), Valencia (Murgui 2000), Malaga (H. Schmid, pers. Mitt.) sowie in Lissabon und Cascais (Costa et al. 1997).

In der Schweiz brütete ein 1990 entwichenes Paar 1991–1994 alljährlich in Monthey (Kanton Wallis) (Winkler 1999). Bis zu 10 Halsbandsittiche wurden 2004 und 2005 in Magliaso (Kanton Tessin) beobachtet. Ob sie dort brüteten, ist unbekannt.

Auf dem indischen Subkontinent gilt der Halsbandsittich als Schädling in Obstplantagen. Auch in Mais- und Sonnenblumenkulturen könnten Konflikte mit der Landwirtschaft entstehen (Feare 1996). Zudem ist eine Konkurrenzierung von Steinkauz *Athene noctua*, Hohltaube *Columba oenas* und Dohle um Nisthöhlen denkbar.

bdv_S153-180.indd 168 25.08.2005 07:50:58

Mönchssittich *Myiopsitta monachus*

Der Mönchssittich (Abb. 17, S. 170) kommt aus dem zentralen Südamerika von Zentralbolivien und Südbrasilien südwärts bis Zentralargentinien (del Hoyo et al. 1997). Dieser Papagei hat sich in mehreren Städten Süd-, West- und Mitteleuropas etabliert; der Gesamtbestand beläuft sich inzwischen auf über 200 Brutpaare. Gebrütet wird in grossen Gemeinschaftsnestern. Mönchssittiche können auch harte Winter überstehen, z.B. den Winter 1984/85 mit Temperaturen von bis zu –15 °C in Brüssel, wo sie von Fütterungen profitierten und fast die ganze Zeit im Gemeinschaftsnest verbrachten (de Schaetzen & Jacob 1985).

In Grossbritannien gab es 2000 einen kleinen Bestand von 32 Vögeln in Hertfordshire (Butler 2002). In den Niederlanden wurde der Bestand zu Beginn der Neunzigerjahre auf 1–10 Paare geschätzt (Lensink 1996). In Belgien gibt es seit 1979 eine kleine Brutkolonie bei Uccle (Brüssel), die 1984 schon etwa 30 Individuen (de Schaetzen & Jacob 1985) und 1999 mindestens 50–60 Individuen umfasste (Weiserbs & Jacob 1999). In Deutschland wurde die Art anfangs der Neunzigerjahre im Raum Würzburg (Bayern) eingebürgert, wo sich eine Population von etwa 100 Individuen entwickelte. Mitte der Achtzigerjahre wurde eine Kolonie in Wiesbaden (Hessen) entdeckt, die 1990 etwa 10–15 Paare umfasste. In Tschechien existiert ein Bestand im Sàzava-Tal von Zentralböhmen; er zählte 1990 87 Individuen. In der Slowakei gab es 1985 erste Brutpaare, inzwischen bereits grössere Brutbestände. In Italien brüteten 1993 etwa 30 Paare. In Frankreich gab es anfangs der Achtzigerjahre 5–10 Vögel bei Toulon, die aber 1991 verschwunden waren (Orsini 1994). 1997 erfolgte eine erfolgreiche Brut im Gebiet Landes (Adde 1998). In Spanien gab es 1990/91 mindestens 182 Nester an 13 Plätzen, u.a. auf Mallorca und in Barcelona (Clavell et al. 1991). In Barcelona wurden 1994 etwa 850 Individuen geschätzt. Als Nestbäume werden dort Palmen bevorzugt (Sol et al. 1997). Eine systematische Zählung ergab 2001 für Barcelona 1440, für ganz Katalonien 2200 Individuen (Domènech et al. 2003).

In der Schweiz fand 1997 eine erfolgreiche Brut im Südtessin bei Balerna (Kanton Tessin) statt (Winkler 1999).

In Südamerika gilt der Mönchssittich als Schädling in der Landwirtschaft (Bucher et al. 1991). Seine grossen Gemeinschaftsnester können zu Problemen bei elektrischen Freileitungen führen (Bucher & Martin 1987).

Graukehl-Papageimeise *Paradoxornis alphonsianus*

Das Areal dieser Papageischnabelart erstreckt sich von Südwest-China nach Nordvietnam. Im Reservat Palude Brabbia bei Varese in Norditalien wurden 1995 die ersten Vögel entdeckt und in späteren Jahren im Rahmen von Beringungsaktionen gefangen (Boto et al. 2000). Sie scheinen dort regelmässig zu brüten und vermutlich ihr Brutgebiet leicht auszudehnen. 1998 wurde der Bestand auf ungefähr 100 Vögel geschätzt. Die Graukehl-Papageimeise scheint sich etabliert zu haben, doch liegen keine neueren Bestandsschätzungen vor (C. Scandolara briefl.). In der Schweiz wurde sie bisher nie beobachtet.

Wellenastrild *Estrilda astrild*

Der Wellenastrild bewohnt das zentrale, östliche und südliche Afrika sowie Liberia und Sierra Leone. Der beliebte Käfigvogel ist inzwischen in ganz Portugal und im westlichen Spanien etabliert (Hagemeijer & Blair 1997). Die erfolgreiche Etablierung ist auf die hohe Reproduktionsrate mit einer ganzjährigen Brutzeit zurückzuführen. Der eigentlich auf Feuchtgebiete angewiesene Wellenastrild konnte eine Reihe neuer Habitate besetzen, hauptsächlich landwirtschaftlich genutzte, heckenreiche Gebiete. In Portugal wurde die Art erstmals 1964 eingebürgert (Reino & Silva 1996). Das Populationswachstum folgt einer sigmoiden Kurve mit grösster Zunahme um 1980 (Reino & Silva 1998). Der portugiesische Bestand wird auf 10000 bis 100000 Brutpaare geschätzt (Rufino 1989). In Spanien gab es Brutnachweise ab 1977 in der Umgebung von Sevilla, ab 1987 auch in der Extremadura (Guerrero et al. 1989). Heute gibt es in allen Teilen Spaniens einzelne Bruten.

bdv_S153-180.indd 169 25.08.2005 07:50:58

Abb. 17. Mönchssittich *Myiopsitta monachus*. Aufnahme: Eric A. Soder/SUTTER. – *Monk Parakeet Myiopsitta monachus.*

Abb. 18. Tigerfink *Amandava amandava.* Aufnahme Jean-Michel Labat/PHONE/SUTTER. – *Red Avadavat Amandava amandava.*

In der Schweiz sind keine Beobachtungen des Wellenastrilds bekannt.

Tigerfink *Amandava amandava*

Das Areal des Tigerfinken (Abb. 18) erstreckt sich von den Kleinen Sundainseln über Südostasien, Südwest-China und Indien westwärts bis Pakistan. Die Art besetzt eine in Südeuropa offenbar neue Nische (Lope et al. 1985). In Spanien brüten Tigerfinken in der Extremadura seit 1978, vor allem entlang des Guadiana oberhalb Badajoz, bei Madrid und bei Granada; der Bestand wird auf 6000 Vögel geschätzt (Lope et al. 1984). In Portugal kommt der Tigerfink seit Mitte der Neunzigerjahre am Guadiana sowie in den Barrocasümpfen vor; der Bestand wird auf mehrere hundert Individuen geschätzt (Costa et al. 1997). In Italien besteht seit 1983 eine Population von etwa 300 Individuen (80–90 Brutpaare) entlang des Sile-Flusses (Treviso). Das extrem kalte Wetter anfangs 1985 verursachte einen starken Bestandsrückgang, von dem sich die Population anschliessend langsam erholte (Mezzavilla & Battistella 1987). In der nördlichen Toskana leben 50–300 Brutpaare

bdv_S153-180.indd 170 25.08.2005 07:50:59

bdv_S153-180.indd 171

Tab. 1. In Europa etablierte aussereuropäische Vogelarten, ihre geschätzten Populationsgrössen und ihre Verbreitung in Europa. BP = Brutpaare, Ind.= Individuen – *Alien invasive bird species naturalised in Europe, their estimated population sizes, and their European distribution. BP = breeding pairs, Ind.= individuals.*

Deutscher Name	Wissenschaftlicher Name	Herkunft	Bestand in Europa	Verbreitung in Europa
Heiliger Ibis	*Threskiornis aethiopicus*	Afrika	535 BP	F, I
Schwarzschwan	*Cygnus atratus*	Australien	150 Ind.	NL, B, A
Streifengans	*Anser indicus*	Himalaya	400 Ind.	GB, NL, B, D
Kanadagans	*Branta canadensis*	Nordamerika	45000 BP	N, S, SF, GB, DK, NL, B, D, I
Nilgans	*Alopochen aegyptiacus*	Afrika	2500 BP	GB, NL, B, F, D
Mandarinente	*Aix galericulata*	Ostasien	3900 BP	GB, NL, B, D, CH
Moschusente	*Cairina moschata*	Südamerika	150 Ind.	GB, NL
Schwarzkopfruderente	*Oxyura jamaicensis*	Nordamerika	4000 Ind.	GB, IR, NL, B, F, E
Schopfwachtel	*Callipepla californica*	westliche USA	100–300 BP	F (Korsika)
Virginiawachtel	*Colinus virginianus*	USA, Mexiko	10000 BP	F, I, HR
Königsfasan	*Syrmaticus reevesii*	China	1100–1700 BP	F, CS
Fasan	*Phasianus colchicus*	Asien	4000000 «BP»	ganz Europa
Goldfasan	*Chrysolophus pictus*	China	500–1000 BP	GB
Diamantfasan	*Chrysolophus amherstiae*	China	200 Ind.	GB
Japanwachtel	*Coturnix japonica*	Ostasien	?	F, I
Wildtruthuhn	*Meleagris gallopavo*	USA, Mexiko	530 BP	D, CS
Halsbandsittich	*Psittacula krameri*	Afrika, Indien	9000 Ind.	GB, NL, B, D, A, I, E, P
Mönchssittich	*Myiopsitta monachus*	Südamerika	2700 Ind.	GB, NL, B, D, CS, SK, I, E
Graukehl-Papageimeise	*Paradoxornis alphonsianus*	Ostasien	>100 Ind.	I
Wellenastrild	*Estrilda astrild*	Afrika	50000 BP	P, E
Tigerfink	*Amandava amandava*	Südasien	6500–7000 BP	P, E, I

25.08.2005 07:51:05

(Sposimo & Tellini 1995). In der Schweiz gab es 1965 eine Brut des Tigerfinken bei Neerach (Kanton Zürich) (Winkler 1999).

3. Auswirkungen auf die europäische Avifauna

In Europa haben sich (ohne die in dieser Zusammenstellung ebenfalls berücksichtigte Rostgans) 21 aussereuropäische Vogelarten fest etabliert (Tab. 1). Das sind ungefähr 4 % der europäischen Brutvogelarten. In Florida beispielsweise beträgt der Anteil etablierter Neozoen in der Avifauna 9 %, auf Hawaii 18 %, in Neuseeland gar 34 % (Temple 1992). Die Beurteilung, wann eine Art als etabliert gilt, kann je nach der von den jeweiligen Autoren verwendeten Definitionen variieren. So führt Bezzel (1996) beispielsweise nur 12 Arten auf. Taxonomisch verteilen sich die 21 hier besprochenen Arten auf die Ordnungen Galliformes (8), Anseriformes (7), Passeriformes (3), Psittaciformes (2) und Ciconiiformes (1). 12 Arten wurden absichtlich ausgesetzt, meist zu Jagdzwecken, unter ihnen alle 8 Hühnervögel und einige Wasservögel. Die übrigen 9 Arten sind aus Gefangenschaft entflohen. Kanadagans, Nilgans, Mandarinente, Fasan, Goldfasan und Wildtruthuhn wurden schon vor mehr als hundert Jahren eingebürgert. Die übrigen Arten haben sich erst zwischen 1950 und 2000 etabliert. Seit den Siebzigerjahren sind keine neuen Arten mehr absichtlich eingebürgert worden. Diese jüngeren Ansiedlungen gehen auf entflogene Vögel zurück. Weitere Arten sind im Begriff, Fuss zu fassen. Dazu gehört der Chileflamingo *Phoenicopterus chilensis* aus Südamerika, der in Deutschland im Zwillbrocker Venn eine Brutkolonie etabliert hat (Griesohn-Pflieger 1995). Die Kolonie ist seit den ersten Bruten Anfang der Achtzigerjahre allerdings nur langsam gewachsen. In den Neunzigerjahren wurden um die 40 Vögel gezählt, die zwischen dem Zwillbrocker Venn, dem Rastgebiet im IJsselmeer und dem Überwinterungsgebiet im Deltagebiet von Rhein, Maas und Schelde (Niederlande) hin und her wechseln (Treep 2000).

Faunenfremde invasive Arten stellen heute weltweit eine der grössten Gefahren für die Vogelwelt dar (BirdLife International 2000). Die Auswirkungen von nicht-einheimischen auf autochthone Vogelarten können mannigfaltig sein. Interspezifische Konkurrenz zwischen einheimischen und eingeführten Arten bezieht sich meist auf Nahrung oder Nistplätze. Kanadagänse konkurrieren mit Graugänsen (Fabricius et al. 1974) und Pfeifenten (Hughes & Watson 1996) um Weidegründe. In den USA und Kanada eingebürgerte Haussperlinge *Passer domesticus* und Stare *Sturnus vulgaris* konkurrieren mit zahlreichen einheimischen Vogelarten um Nisthöhlen (Brown 1977, Erskine 1979).

Hybridisierung findet zwischen nahverwandten, normalerweise biogeografisch voneinander isolierten Arten statt. Aus naturschützerischer Sicht ist sie problematisch, weil die neu entstehenden Formen eine der beiden Elternarten verdrängen können. Wasservögel hybridisieren besonders leicht (Johnsgard 1960). Nicht nur die Weisskopfruderente droht als eigenständige Art unterzugehen. Ähnlich wie ihr ergeht es der Augenbrauenente *Anas superciliosa superciliosa* Neuseelands (Gillespie 1985). Durch Konkurrenz und Hybridisierung mit der eingebürgerten Stockente *Anas platyrhynchos* wird ihre langfristige Existenz in Frage gestellt. Heute besteht der Bestand nur noch aus 20 % reinen Augenbrauenenten, 25 % sind Hybriden und 55 % Stockenten (Haddon 1984, Rhymer et al. 1994).

Der Rückgang oder das Aussterben zahlreicher ursprünglicher Vogelarten auf Hawaii wird auf die Einschleppung von Krankheiten wie Vogelmalaria *Plasmodium relictum capistranode* durch faunenfremde Vogelarten zurückgeführt (Warner 1968, Shehata et al. 2001). Einheimische Arten sind auch anfälliger auf Vogelpocken *Poxvirus avium* als eingeführte Arten (van Riper et al. 2002). Zum Aussterben der Neuseelandwachtel *Coturnix novaezeelandiae* dürften gemäss Oliver (1955) von Jagdfasanen übertragene Infektionen beigetragen haben.

Bei den durch faunenfremde Vogelarten verursachten ökonomischen Problemen handelt es sich in erster Linie um Schäden in der Landwirtschaft (Übersicht in Lever 1994). Arten, die

bdv_S153-180.indd 172 25.08.2005 07:51:05

schon in den Ursprungsländern als Schädlinge gelten, verursachen oft auch als eingebürgerte Populationen Probleme. In Grossbritannien und Skandinavien überweiden und verschmutzen Kanadagänse Grasland (Allan et al. 1995, Watola et al. 1996, Hughes et al. 1999b). Aber auch ursprünglich harmlose Arten können an einem neuen Ort Schäden hervorrufen. In Florida schädigen Wellensittiche *Melopsittacus undulatus* Citrusplantagen (Lever 1994). Haussperlinge und Stare sind in Amerika und Australien bedeutende landwirtschaftliche Schädlinge.

4. Folgerungen für den Vogelschutz

Rückblickend betrachtet lassen sich bei Vögeln invasive Neozoen durch eine geringere Spezialisierung und ein flexibleres Verhalten (oft korreliert mit einem relativ grösseren Gehirn) von nicht invasiven unterscheiden (Sol et al. 2002, 2005). Auch die Grösse der Gründerpopulation scheint den Etablierungserfolg zu beeinflussen (Cassey et al. 2005). Vorausblickend lässt sich aber kaum richtig einschätzen, ob sich Neozoen zu invasiven Arten entwickeln werden (Gilpin 1990). Ebenso wenig lässt sich vorhersagen, welche Gefahren von einzelnen Arten ausgehen (Lodge 1993). Potenziell kann also jede faunenfremde Art ein ökologisches oder auch ökonomisches Problem verursachen, vorausgesetzt sie tritt in grosser Zahl auf. Der Bestandsüberwachung bereits etablierter Arten kommt daher eine vorrangige Rolle zu, um frühzeitig eingreifen zu können. Die Wirksamkeit von Eingriffen nimmt mit fortschreitender Zeit ab, ein frühzeitiges Eingreifen ist daher unerlässlich (McNeely et al. 2001). Doch meist wächst die Akzeptanz für Eingriffe erst mit zunehmenden Problemen. Diese treten oft mit grosser zeitlicher Verzögerung auf, erst nachdem die Population eine starke Wachstumsphase und eine Arealexpansion durchlaufen hat. Dadurch wird das Problem oft grenzüberschreitend, was ein international koordiniertes Vorgehen erforderlich macht. Die internationale Gemeinschaft ist aber bisher den Beweis dafür schuldig geblieben, dass sie auch in der Lage ist, invasive Arten europaweit erfolgreich zu eliminieren. Für bereits etablierte, invasive Arten fordert Coblentz (1990) in erster Linie Programme zu deren Auslöschung. Orueta & Ramos (1998) fassen die dafür vorhandenen Methoden zusammen. Modellrechnungen für die Bekämpfung der Schwarzkopfruderente in Grossbritannien haben gezeigt, dass eine massive Reduktion des Bestands innerhalb weniger Jahre möglich ist, aber nur mit grossem Aufwand (Smith et al. 2005). Auch aus wirtschaftlichen Überlegungen ist es deshalb sinnvoll einzugreifen, bevor massive Probleme nachweisbar sind. Dies ist auch aus Tierschutzsicht vorzuziehen.

Handel und Haltung von Wildvögeln sind eine bedeutende Quelle für Ansiedlungen von Neozoen, insbesondere für Wasservögel, Papageien und Prachtfinken. Dem kann mit vorbeugenden Massnahmen begegnet werden. Es braucht die Aufklärung bei Tierhandel und Vogelzüchtern über die möglichen Folgen des Entweichens von faunenfremden Arten aus der Gefangenschaft. Bei der Einfuhr exotischer Vögel wären weitere Einschränkungen dienlich. Das Aussetzen exotischer Arten muss verboten werden, ebenso die oft praktizierte Freiflughaltung von Vögeln, die einer fahrlässigen Aussetzung gleichkommt.

Ein Eingreifen nur in Einzelfällen, wie von Reichholf (1996) gefordert, wird dem immensen ökologischen Gefahrenpotenzial nicht gerecht. Die Tatsache, dass Arealdynamik auch ganz natürlich stattfindet, darf nicht dazu verleiten, die ökologischen und ökonomischen Probleme mit faunenfremden Arten zu verharmlosen. Dies wäre ebenso falsch, wie den heutigen, in höchstem Mass besorgniserregenden Umfang des Aussterbens von Arten zu unterschätzen, nur weil Aussterben auch ein natürlicher Prozess ist.

Die Notwendigkeit von Massnahmen gegen invasive Neozoen wird in zunehmendem Masse auch auf internationaler Ebene erkannt. So hat der Europarat im Rahmen der Berner Konvention eine Strategie zum Umgang mit Neozoen erarbeitet (Genovesi & Shine 2004).

bdv_S153-180.indd 173 25.08.2005 07:51:06

Dank. Für Anregungen und die Durchsicht des Manuskripts danken wir PD Dr. Lukas Jenni, Prof. Dr. Ragnar Kinzelbach, Werner Müller, Hans Schmid, Silvio Stucki und Dr. Niklaus Zbinden.

Zusammenfassung, Résumé

In Europa haben sich mindestens 21 nicht-einheimische, aus anderen Kontinenten stammende Vogelarten, so genannte Neozoen, fest etabliert (Tab. 1). Bevorzugt werden urbane Gebiete und Landwirtschaftszonen besiedelt. Invasive Neozoen können einheimischen Arten Probleme bereiten wie Konkurrenz (Kanadagans, Halsbandsittich) und Hybridisierung (Chileflamingo, Schwarzkopfruderente). Sie können auch Schäden in der Landwirtschaft verursachen (Kanadagans, Halsbandsittich). Diese Probleme sind meist irreversibel. Viele Populationen weisen anfänglich ein exponentielles Wachstum auf und breiten sich zum Teil rasch aus. Grosse Bedeutung kommt daher vorbeugenden Massnahmen gegen weitere Ansiedlungen von Neozoen zu.

In der Schweiz haben sich nur Mandarinente und Fasan etabliert. Zusätzlich zu den aussereuropäischen Arten hat die Zahl der auf Gefangenschaftsflüchtlinge zurückgehenden Rostgänse stark zugenommen, auf über 400 Individuen 2004.

Espèces exotiques intégrées dans l'avifaune européenne

Pas moins de 21 espèces d'oiseaux non indigènes, provenant d'autres continents, se sont solidement établies en Europe (tab. 1). Les régions urbaines et agricoles sont colonisées avec prédilection. Les espèces envahissantes peuvent causer des problèmes aux espèces indigènes: p. ex. concurrence (Bernache du Canada, Perruche à collier) ou hybridation (Flamant du Chili, Erismature rousse). Elles peuvent également provoquer des dommages dans l'agriculture (Bernache du Canada, Perruche à collier). Ces problèmes sont généralement irréversibles. Beaucoup de ces populations ont une croissance exponentielle au début et se répandent rapidement. Des mesures préventives sont de première importance pour éviter de nouvelles colonisations par des espèces non indigènes.

Le Canard mandarin et le Faisan de Colchide sont les seules espèces exotiques établies en Suisse. En plus des espèces non européennes, le nombre de Tadornes casarcas, issus d'échappés de captivité, a fortement augmenté en Suisse, pour atteindre plus de 400 individus en 2004.

Literatur

ADDE, C. (1998): Conures veuves *Myiopsitta monachus* nidificatrices dans le sud-ouest de la France. Alauda 66: 66–67.

ALLAN, J. R., J. S. KIRBY & C. J. FEARE (1995): The biology of canada geese *Branta canadensis* in relation to the management of feral populations. Wildl. Biol. 1: 129–143.

ANDERSSON, A. & A. BYLIN (1991): Origin and migration of Bar-headed Geese in northern Europe. IWRB Goose Research Group Bull. 2: 5–7.

ANDREOTTI, A., N. BACCETTI, A. PERFETTI, M. BESA, P. GENOVESI & V. GUBERTI (2001): Mammiferi ed uccelli esotici in Italia: analisi del fenomeno, impatto sulla biodiversità e linee guida gestionali. Quad. Cons. Natura 2.

ARENAS, R. & J. A. TORRES (1992): Biologia y situación de la Malvasia en España. Quercus 73: 14–21.

BACCETTI, N., M. SPAGNESI & M. ZENATELLO (1997): Storia recente delle specie ornitiche introdotte in Italia. S. 299–316 in: M. SPAGNESI, S. TOSO & P. GENOVESI (eds): Atti del III Convegno Nazionale dei Biologi della Selvaggina, Bologna, 9–11 febbraio 1995, Suppl. Ric. Biol. Selvaggina 27.

BALMER, D. E., S. J. BROWNE & M. M. REHFISCH (1996): A year in the life of golden pheasants *Chrysolophus pictus*. S. 87–93 in: J. S. HOLMES & J. R. SIMONS (eds): The introduction and naturalisation of birds. Stationery Office (HMSO), London.

BATLLORI, X. & R. NOS (1985): Presencia de la Catorrita Gris (*Myiopsitta monachus*) y de la Catorrita de Collar (*Psittacula krameri*) en el Area Metropolitana de Barcelona. Misc. Zool. 9: 407–411.

BAUER, H.-G., M. BOSCHERT & J. HÖLZINGER (1995): Die Vögel Baden-Württembergs. Band 5, Atlas der Winterverbreitung. Ulmer, Stuttgart.

BAUER, H.-G. & P. BERTHOLD (1996): Die Brutvögel Mitteleuropas. Bestand und Gefährdung. Aula, Wiesbaden.

BECK, O., A. ANSELIN & E. KUIJKEN (2002): Beheer van verwilderde watervogels in Vlaanderen. Rapport van het Institut voor Natuurbehoud 2002.08. Brussel.

BEZZEL, E. (1996): Neubürger in der Vogelwelt Europas: Zoogeographisch-ökologische Situationsanalyse – Konsequenzen für den Naturschutz. S. 241–260 in: H. GEBHARDT, R. KINZELBACH & S. SCHMIDT-FISCHER (Hrsg.): Gebietsfremde Tierarten. Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope, Situationsanalyse. Ecomed, Landsberg.

BIJLSMA, R. G. (1994): Ontstaan en groei van een populatie Mandarijneenden *Aix galericulata*. Limosa 67: 173–174.

BirdLife International (2000): Threatened Birds of the World. Lynx, Barcelona, and BirdLife International, Cambridge. – (2004): Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status. BirdLife Conservation Series 12, Cambridge, UK.

bdv_S153-180.indd 174 25.08.2005 07:51:06

BOTO, A., A. VIGANÒ, D. RUBOLINI, P. ALBERTI & W. GUENZANI (2000): A newly acclimatized species for Italy and the Western Palearctic: the ashy-throated parrotbill, *Paradoxornis alphonsianus*. Riv. Ital. Ornitol. 70: 73–75.

BOUGEROL, C. (1969): L'acclimatisation du Faisan vénéré en France. Bull. spéc. Conseil Supérieur de la Chasse, No. 12, 24 S.

BRICHETTI, P., P. DE FRANCESCHI & N. BACCETTI (1992): Fauna d'Italia. Aves 1. Calderini, Bologna.

BROWN, C. R. (1977): Purple martins versus starlings and house sparrows in nest site competition. Bull. Texas Ornithol. Soc. 10: 31–35.

BRUGGER, C. & M. TABORSKY (1991): The biology of incubation in Black Swans *Cygnus atratus*: preliminary results. S. 326 in: J. SEARS & P. J. BACON (eds): Proc. 3rd IWRB International Swan Symposium, Oxford 1989. Wildfowl Suppl. No. 1.

BUCHER, E. H. & L. F. MARTÍN (1987): Los nidos de Cotorras (*Myiopsitta monachus*) como causa de problemas en lineas de transmisión eléctrica. Vida Silvestre Neotropical 1: 50–51.

BUCHER, E. H., L. F. MARTÍN, M. B. MARTELLA & J. L. NAVARRO (1991): Social behaviour and population dynamics of the Monk Parakeet. S. 681–689 in B. D. BELL et al. (eds): Proc. Int. Ornithol. Congr. 20, Christchurch, 1990.

BUTLER, C. (2002): Breeding parrots in Britain. Brit. Birds 95: 345–348.

CALLAGHAN, D. A., N. WORTH, B. HUGHES & K. BROUWER (1997): European census of captive North American Ruddy Ducks (*Oxyura j. jamaicensis*). Wildfowl 48: 188–193.

CARPEGNA, F., M. DELLA TOFFOLA, G. ALESSANDRI & A. RE (1999): L'Ibis sacro *Threskiornis aethiopicus* nel Parco Naturale «Lame del Sesia» e sua presenza in Piemonte. Avocetta 23: 82.

CASSEY, P., T. M. BLACKBURN, R. P. DUNCAN & J. L. LOCKWOOD (2005): Lessons from the establishment of exotic species: a meta-analytical case study using birds. J. Anim. Ecol. 74: 250–258.

CLAVELL, J., E. MARTORELL, D. M. SANTOS & D. SOL (1991): Distribució de la Cotorreta de Pit Gris *Myiopsitta monachus* a Catalunya. Butlletí del Grup Català d'Anellament 8: 15–18.

CLEMENT, J. F. (2000): Birds of the world: a checklist. Pica Press, Robertsbridge.

CLEMENT, P. & S. GANTLETT (1993): The origin of species. Birding World 6: 206–213.

CLOUT, M. (1995): Introduced species: The greatest threat to global biodiversity? Species 24: 34–36.

COBLENTZ, B. E. (1990): Exotic organisms: a dilemma for conservation biology. Conserv. Biol. 4: 261–265.

Commission internationale des noms français des oiseaux (1993): Noms français des oiseaux du monde. Editions Chabaud, Bayonne.

COSGROVE, P. (2003): Mandarin Ducks in northern Scotland and the potential consequences for breeding Goldeneye. Scottish Birds 24: 1–10.

COSTA, H., G. L. ELIAS & J. C. FARINHA (1997): Exotic birds in Portugal. Brit. Birds 90: 562–568.

CRIADO, J. (1997): Urgent action needed to save the White-headed Duck. TWSG News 10: 16–17.

D'AMICO, S., M. PUIGCERVER, J. D. RODRIGUEZ-TEIJEIRO, S. GALLEGO & E. RANDI (1999): Ibridazione ed introgressione di popolazioni naturali di Quaglia commune con quaglie giapponesi allevate. S. 67 in: Atti IV Convegno Nazionale dei Biologi della Selvaggina, Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica, Riassunto.

DAVIES, A. K. (1988): The distribution and status of the Mandarin Duck *Aix galericulata* in Britain. Bird Study 35: 203–208.

DE SCHAETZEN, R. & J. P. JACOB (1985): Installation d'une colonie de perriches jeune-veuve (*Myiopsitta monachus*) à Bruxelles. Aves 22: 127–129.

DELANY, S. N. (1993): Introduced and escaped geese in Britain in summer 1991. Brit. Birds 86: 591–599.

DEL HOYO, J., A. ELLIOTT & J. SARGATAL (eds) (1992): Handbook of the birds of the world. Vol. 1, Ostrich to Ducks. Lynx, Barcelona. – (1994): Handbook of the birds of the world. Vol. 2, New World Vultures to Guineafowl. Lynx, Barcelona. – (1997): Handbook of the birds of the world. Vol. 4, Sandgrouse to Cuckoos. Lynx, Barcelona.

DEREGNAUCOURT, S., J.-C. GUYOMARC'H & N. J. AEBISCHER (2002): Hybridization between European Quail *Coturnix coturnix* and Japanese Quail *Coturnix japonica*. Ardea 90: 15–21.

DEREGNAUCOURT, S., J.-C. GUYOMARC'H & M. BELHAMRA (2005): Comparison of migratory tendency in European Quail *Coturnix c. coturnix*, domestic Japanese Quail *Coturnix c. japonica* and their hybrids. Ibis 147: 25–36.

DOMÈNECH, J., J. CARRILLO & J. C. SENAR (2003): Population size of the Monk Parakeet *Myiopsitta monachus* in Catalonia. Rev. Catal. Ornitol. 20: 1–9.

DUBOIS, P. J. & P. LE MARÉCHAL (1995): En direction de la CAF et du CHN: Justification des nouvelles catégories de la liste des Oiseaux de France. Ornithos 2: 82–88.

DUBOIS, P. J. & C. PERENNOU (1997): Protection d'un oiseau menacé, l'Erismature à tête blanche *Oxyura leucocephala*. Le problème de l'Erismature rousse *Oxyura jamaicensis*. Ornithos 4: 49–53.

DUBRAY, D. & D. ROUX (1989): Le Colin de Californie acclimaté en Corse: quel avenir? Bull. mens. Off. natl. chasse 131: 21–22.

DUNCAN, R. P., T. M. BLACKBURN & D. SOL (2003): The ecology of bird introductions. Ann. Rev. Ecol. Evol. Syst. 34: 71–98.

DVORAK, M., A. RANNER & H.-M. BERG (1993): Atlas der Brutvögel Österreichs. Umweltbundesamt, Wien.

EBENHARD, T. (1988): Introduced birds and mammals and their ecological effects. Swed. Wildl. Res. 13 (4): 1–107.

ERNST, U. (1995): Afro-asiatische Sittiche in einer mitteleuropäischen Grossstadt: Einnischung und Auswirkungen auf die Vogelwelt. Jahrb. Papagei-

bdv_S153-180.indd 175 25.08.2005 07:51:06

enkunde 1: 23–114.
ERSKINE, A. J. (1979): Man's influence on potential nesting sites and populations of swallows in Canada. Can. Field-Nat. 93: 371–377.
FABRICIUS, E. (1983): Kanadagåsen i Sverige. Statens naturvårdsverk PM 1678: 1–85.
FABRICIUS, E., A. BYLIN, A. FERNÖ & T. RADESÄTER (1974): Intra- and interspecific territorialism in mixed colonies of the Canada Goose *Branta canadensis* and the Greylag Goose *Anser anser*. Ornis Scand. 5: 25–35.
FASOLA, M. & A. GARIBOLDI (1987): Il Colino della Virginia (*Colinus virginianus*) in Italia. Riv. Ital. Ornitol. 57: 3–13.
FEARE, C. (1996): Rose-ringed parakeet *Psittacula krameri*: a love-hate relationship in the making? S. 107–112 in: J. S. HOLMES & J. R. SIMONS (eds): The introduction and naturalisation of birds. Stationery Office (HMSO), London.
FERRAND, Y. (1986): Le prélèvement cynégétique de Cailles des blés en France. Saison 1983–1984. Bull. mens. Off. natl. chasse 108: 43–45.
FOURNIER, O. & J.-C. ROUSSELOT (1975): Bilan des études sur l'acclimatisation du Colin de Virginie, *Colius virginianus*, en France. Bull. mens. Off. natl. chasse, No. spéc. sci. et techn. 4: 136–169.
FRÉMONT, J.-Y. (1991): Mise au point sur les observations d'Ibis sacrés (*Threskiornis aethiopicus*) dans la nature, en France. Alauda 59: 247. – (1995): L'Ibis sacré *Threskiornis aethiopicus*: une nouvelle espèce nicheuse pour la France. Ornithos 2: 44–45.
GEBHARDT, H., R. KINZELBACH & S. SCHMIDT-FISCHER (Hrsg.) (1996): Gebietsfremde Tierarten. Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope, Situationsanalyse. Ecomed, Landsberg.
GEISTER, I. (1995): Ornitološki Atlas Slovenije. DZS, Ljubljana.
GENOVESI, P. & C. SHINE (2004): European strategy on invasive alien species. Nature and environment No. 137. Convention on the Conservation of European Wildlife and Habitats (Bern Convention), Council of Europe, Strasbourg.
GERRITSEN, G. J. (2001): Zomerconcentraties van ruim 1000 Nijlganzen *Alopochen aegyptiacus* in Zwolle. Limosa 74: 27–28.
GERRITSEN, G. J. & W. VAN DEN BERGH (1995): Een populatie Mandarijneenden *Aix galericulata* op de Noord-Veluwe. Limosa 68: 163–164.
GIBBONS, D. W., J. B. REID & R. A. CHAPMAN (1993): The new atlas of breeding birds in Britain and Ireland: 1988–91. Poyser, London.
GILLESPIE, G. D. (1985): Hybridisation, introgression, and morphometric differentiation between mallard (*Anas platyrhynchos*) and grey duck (*Anas superciliosa*) in Otago, New Zealand. Auk 102: 459–469.
GILPIN, M. (1990): Ecological prediction. Science 248: 88–89.
GLINKA, S., A. MÜLLER, E. KRETZSCHMAR & R. KOOPMANN (2000): Avifaunistischer Jahresbericht 1999 für Nordrhein-Westfalen. Charadrius 36: 143–200.
GOODWIN, D. (1992): Should exotic birds be condemned or cherished? Brit. Birds 85: 334–335.
GREEN, A. J. & B. HUGHES (1996): Action plan for the White-headed Duck *Oxyura leucocephala*. S. 119–146 in: B. HEREDIA, L. ROSE & M. PAINTER (eds): Globally threatened birds in Europe. Council of Europe.
GREENWOOD, J. J. D. (1995): Unwelcome immigrants? Trends Ecol. Evol. 10: 395–396.
GRIESOHN-PFLIEGER, T. (1995): Flamingos brüten in Deutschland. Falke 95: 205–209.
GROOT, H. (1997): Het voorkomen van de Rosse Stekelstaart *Oxyura jamaicensis* in Nederland. Limosa 70: 27–32.
GUERRERO, J., F DE LOPE & C. DE LA CRUZ (1989): Un nouvel Estrildae nicheur dans le sud-ouest de l'Espagne: *Estrilda astrild*. Alauda 57: 234.
GUYOMARC'H, J.-C., S. SPANÒ, S. DEREGNAUCOURT, A. ARILLO, A. LATTES, M. C. DANI & A. RISSO (1999): Rischi di inquinamento genetico per le popolazioni migratrici di Quaglia europea *Coturnix c. coturnix* a seguito dei lanci di quaglie di allevamento. S. 66 in: Atti IV Convegno Nazionale dei Biologi della Selvaggina, Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica, Riassunto.
HADDON, M. (1984): A re-analysis of hybridization between Mallards and Grey Ducks in New Zealand. Auk 101: 190–191.
HAGEMEIJER, W. J. M. & M. J. BLAIR (eds) (1997): The EBCC atlas of European breeding birds. Their distribution and abundance. Poyser, London.
HARTERT, E. (1912–1921): Die Vögel der paläarktischen Fauna. Band 2. Friedländer, Berlin.
HEGGBERGET, T. M. (1991): Establishment of breeding populations and population development in the Canada Goose *Branta canadensis* in Norway. Ardea 79: 365–370.
HILL, D. A. & P. A. ROBERTSON (1988): The Pheasant: ecology, management and conservation. Blackwell, Oxford.
HOLMES, J. S. & D. A. STROUD (1995): Naturalised birds: feral, exotic, introduced or alien? Brit. Birds 88: 602–603.
HUGHES, B. (1992): The ecology and behaviour of the Ruddy Duck *Oxyura jamaicensis jamaicensis* Gmelin in Great Britain. PhD Thesis, Univ. Bristol. – (1996a): The Ruddy Duck (*Oxyura jamaicensis*) in Europe and the threat to the White-headed Duck (*Oxyura leucocephala*): a review, an evaluation and conservation actions. S. 1127–1141 in M. BIRKAN, J. VAN VESSEM, P. HAVET, J. MADSEN, B. TROLLIET & M. MOSER (eds): Proceedings of the Anatidae 2000 Conference, Strasbourg, France, 5–9 December 1994, Gibier Faune Sauvage, Game Wildl. 13. – (1996b): The feasibility of control measures for North American ruddy ducks *Oxyura jamaicensis* in the United Kingdom. Department of Environment, Bristol, 153 S.
HUGHES, B., J. CRIADO, S. DELANY, U. GALLO-ORSI, A. J. GREEN, M. GRUSSU, C. PERRENOU & J. A.

bdv_S153-180.indd 176 25.08.2005 07:51:07

TORRES (1999a): The status of the North American Ruddy Duck *Oxyura jamaicensis* in the Western Palearctic: towards an action plan for eradication. Report by the Wildfowl & Wetlands Trust to the Council of Europe.

HUGHES, B., J. KIRBY & J. M. ROWCLIFFE (1999b): Waterbird conflicts in Britain and Ireland: Ruddy Ducks *Oxyura jamaicensis*, Canada Geese *Branta canadensis*, and Cormorants *Phalacrocorax carbo*. Wildfowl 50: 77–99.

HUGHES, B., M. UNDERHILL & S. DELANY (1998): Ruddy Ducks breeding in the United Kingdom in 1994. Brit. Birds 91: 336–353.

HUGHES, S. W. M. & A. B. WATSON (1996): The distribution, status and movements of Sussex Canada geese. Sussex Bird Report 38: 85–94.

HUMMEL, D. (1981): Das Auftreten von Wildgänsen in der Bundesrepublik Deutschland vom 1.9.1977 bis 31.8.1978. Ber. Dt. Sekt. Intern. Rat Vogelsch. 21: 53–76.

HUSTINGS, F. & J.-W. VERGEER (2002): Atlas van de Nederlandse Broedvogels. Nederlandse Fauna deel 5. J. Krikken (Nationaal Natuurhistorisch Museum Naturalis), Utrecht. 584 S.

IUCN (1999): IUCN Guidelines for the prevention of biodiversity loss due to biological invasions. Species 31/32: 28–42.

JACOB, J.-P. (1988): Perruche à collier. S. 166–167 in: P. DEVILLERS, W. ROGGEMAN, J. TRICOT, P. DEL MARMOL, C. KERWIJN, J.-P. JACOB & A. ANSELIN (eds): Atlas des oiseaux nicheurs de Belgique. Institut Royal des Sciences Naturelles de Belgique, Bruxelles.

JOHNSGARD, P. A. (1960): Hybridization in the Anatidae and its taxonomic implications. Condor 62: 25–33.

KAHL-DUNKEL, A. (2002): Warum konnte Köln zur Hochburg der Halsbandsittiche (*Psittacula krameri*) in Deutschland werden? Charadrius 38: 162–168.

KAYSER, Y., D. CLÉMENT & M. GAUTHIER-CLERC (2005): L'Ibis sacré *Threskiornis aethiopicus* sur le littoral méditerranéen français: impact sur l'avifaune. Ornithos 12: 84–86.

KEGEL, B. (1999): Die Ameise als Tramp. Von biologischen Invasionen. Ammann, Zürich.

KEIJL, G. O. (2001): Halsbandparkieten *Psittacula krameri* in Amsterdam, 1976–2000. Limosa 74: 29–32.

KESTENHOLZ, M. (1997): Status der Mandarinente *Aix galericulata* in der Schweiz. Ornithol. Beob. 94: 53–63.

KINZELBACH, R. (1972): Einschleppung und Einwanderung von Wirbellosen in Ober- und Mittelrhein (Coelenterata, Plathelminthes, Annelida, Crustacea, Mollusca). Mainzer naturwiss. Archiv 11: 109–150.

KOKES, O. (1977): Bazant Kralovsky (*Syrmaticus reevesii* Gray 1823) in CSSR. Folia Venatoria 7: 304–311.

KOWARIK, I. (2003): Biologische Invasionen: Neophyten und Neozoen in Mitteleuropa. Ulmer, Stuttgart.

LANTERMANN, W. (1999): Import, Handel und Haltung von Pfirsichköpfchen (*Agapornis fischeri*) in der Bundesrepublik Deutschland. Ber. Vogelschutz 37: 93–98.

LENSINK, R. (1996): De opkomst van exoten in de Nederlandse avifauna; verleden, heden en toekomst. Limosa 69: 103–130. – (1998): Temporal and spatial expansion of the Egyptian goose *Alopochen aegyptiacus* in The Netherlands, 1967–94. J. Biogeogr. 25: 251–263. – (1999): Aspects of the biology of Egyptian Goose *Alopochen aegyptiacus* colonizing The Netherlands. Bird Study 46: 195–204.

LEVER, C. (1977): The naturalized animals of the British Isles. Hutchinson, London. – (1987): Naturalized birds of the world. Longman, Harlow. – (1994): Naturalized animals. Poyser, London.

LODGE, D. M. (1993): Biological invasions: lessons for ecology. Trends Ecol. Evol. 8: 133–137.

LONG, J. L. (1981): Introduced birds of the world. David & Charles, London.

LOPE, F. DE, J. GUERRERO & C. DE LA CRUZ (1984): Une nouvelle espèce à classer parmi les oiseaux de la Péninsule Ibérique: Estrilda (*Amandava amandava* L.) (Ploceidae, Passeriformes). Alauda 52: 312.

LOPE, F. DE, J. GUERRERO, C. DE LA CRUZ & E. DA SILVA (1985): Quelques aspects de la biologie du bengali rousse (*Amandava amandava* (L.)) dans le bassin du Guadiana (Extrémadoure, Espagne). Alauda 53: 167–180.

MARION, L. & P. MARION (1994): Première installation spontanée d'une colonie d'Ibis sacré *Threskiornis aethiopicus* au Lac de Grand-Lieu. Alauda 62: 275–280.

MARTENS, U. (1994): Halsbandsittiche – Exoten mit neuem Revier. Kosmos 6/94: 10.

MCNEELY, J. A., L. E. NEVILLE & M. REJMÁNEK (eds) (2001): Global strategy on invasive alien species. IUCN SSC Invasive Species Specialist Group. Gland and Cambridge.

MEZZAVILLA, F. & U. BATTISTELLA (1987): Nuove ricerche sulla presenza del bengalino comune, *Amandava amandava*, in provincia di Treviso. Riv.Ital. Ornitol. 57: 33–40.

MICHELS, H. (1992): Zur Situation und Verbreitung des Halsbandsittichs *Psittacula krameri* im Raum Düsseldorf. Charadrius 28: 195–196.

MILSOM, T. P. (1990): The use of bird strike statistics to monitor the hazard and evaluate the risk on UK civil aerodromes. Proc. 20th Birdstrike Committee Europe, Helsinki: 303–320.

MOOIJ, J. H. (1998): Die Nilgans – ein etablierter Neubürger in Westeuropa. Falke 45: 338–343.

MOONEY, H. A. & E. E. CLELAND (2001): The evolutionary impact of invasive species. Proc. Nat. Acad. Sci. USA 98: 5446–5451.

MORGAN, D. H. W. (1993): Feral Rose-ringed Parakeets in Britain. Brit. Birds 86: 561–564.

MÜLLER, A., E. KRETZSCHMAR & S. GLINKA (1999): Avifaunistischer Jahresbericht 1998 für Nord-

bdv_S153-180.indd 177 25.08.2005 07:51:07

rhein-Westfalen. Charadrius 35: 135–174.
MURGUI, E. (2000): Naturalised birds in the city of Valencia. Brit. Birds 93: 340–341.
NIEDERWOLFSGRUBER, F. (1990): Halsbandsittich *Psittacula krameri* Brutvogel in Innsbruck/Tirol. Monticola 6: 122–124.
NIETHAMMER, G. (1963): Die Einbürgerung von Säugetieren und Vögeln in Europa. Parey, Hamburg.
OGILVIE, M. & the Rare Breeding Birds Panel (2002): Non-native birds breeding in the United Kingdom in 2000. Brit. Birds 95: 631–635. – (2003): Non-native birds breeding in the United Kingdom in 2001. Brit. Birds 96: 620–625. – (2004): Non-native birds breeding in the United Kingdom in 2002. Brit. Birds 97: 633–637.
OLIVER, W. R. B. (1955): Birds of New Zealand. Read, Wellington.
ORLENEVA, O. G. & S. M. KUDRIAVTSEV (1988): Population of Ruddy Shelduck in Moscow – ecology of populations. Proc. All-Union Conf., Novosibirsk 104–105.
ORSINI, P. (1994): Les oiseaux du Var. Muséum d'Histoire Naturelle de Toulon, Toulon.
ORUETA, J. F. & Y. A. RAMOS (1998): Methods to control and eradicate non native terrestrial vertebrate species. Standing Committee of the Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats. T-PVS (98) 67. Council of Europe, Strasbourg.
OTTENS, G. & E. VAN WINDEN (2003): Casarca's in Nederland: wild of verwilderd? SOVON-Nieuws 16: 3–4.
PANNACH, G. (1999): Der Schwarzschwan *Cygnus atratus* in Europa. Teil 1: Nachweise aus West-, Nord- und Mitteleuropa. Ornithol. Mitt. 51: 202–211. – (2000): Der Schwarzschwan *Cygnus atratus* in Europa. Teil 2: Nachweise aus Mitteleuropa (Österreich und Schweiz). Ornithol. Mitt. 52: 96–102.
PIETRI, C. (1993): Le Colin de Californie *Callipepla californica* (Shaw) 1738. Historique, distribution et habitat en Corse. Diplôme de l'Ecole Pratique des Hautes Etudes, Montpellier. – (2001): Acclimatation du colin de Californie (*Callipepla californica*) dans le bassin méditerranéen et en Europe. Game Wildl. Sci. 18: 263–271.
PITHON, J. A. & C. DYTHAM (1999): Census of the British Ring-necked Parakeet *Psittacula krameri* populations by simultaneous counts of roosts. Bird Study 46: 112–115.
POKORNY, F. & J. PIKULA (1987): Artificial breeding, rearing and release of Reeves pheasant (*Syrmaticus reevesii*) (Gray 1929) in Czechoslovakia. World Pheasant Association Journal 12: 75–80.
REICHHOLF, J. H. (1996): In dubio pro reo. Mehr Toleranz für fremde Arten. Nationalpark 2/96: 21–26.
REINO, L.M. & T. SILVA (1996): Distribution and expansion of the common waxbill *Estrilda astrild* in Portugal. S. 103–106 in: J. S. HOLMES & J. R. SIMONS (eds): The introduction and naturalisation of birds. Stationery Office (HMSO), London. – (1998): The distribution and expansion of the Common Waxbill (*Estrilda astrild*) in the Iberian Peninsula. Biol. cons. Fauna 102: 163–167.
RHYMER, J. M., M. J. WILLIAMS & M. J. BRAUN (1994): Mitochondrial analysis of gene flow between New Zealand mallards (*Anas platyrhynchos*) and grey ducks (*Anas superciliosa*). Auk 111: 970–978.
RINGLEBEN, H. (1975): Nilgans und Rostgans als freilebende Brutvögel in Mitteleuropa. Falke 22: 230–233.
ROOBROUCK, A., J.-C. BRUN, C. MARCHANDEAU & F. BIADI (1987): Statut du Faisan vénéré en France. Enquête nationale 1987. Bull. mens. Off. natl. chasse 128: 10–14.
RUFINO, R. (1989): Atlas das aves que nidificam em Portugal Continental. Casa Portuguesa, Lisboa.
SCHMID, H., M. BURKHARDT, V. KELLER, P. KNAUS, B. VOLET & N. ZBINDEN (2001): Entwicklung der Vogelwelt in der Schweiz. Avifauna Report Sempach 1, Annex. Schweizerische Vogelwarte, Sempach.
SCOTT, D. A. & P. M. ROSE (1996): Atlas of Anatidae populations in Africa and Western Eurasia. Wetlands International Publication No. 41. Wetlands International, Wageningen.
SHEHATA, C., L. FREED & R. L. CANN (2001): Changes in native and introduced bird populations on O'ahu: Infectious diseases and species replacement. Studies Avian Biol. 22: 264–273.
SMITH, G. C., I. S. HENDERSON & P. A. ROBERTSON (2005): A model of ruddy duck *Oxyura jamaicensis* eradication for the UK. J. Appl. Ecol. 42: 546–555.
SOL, D., D. M. SANTOS, E. FERIA & J. CLAVELL (1997): Habitat selection by the monk parakeet during colonization of a new area in Spain. Condor 99: 39–46.
SOL, D., S. TIMMERMANS & L. LEFEBVRE (2002): Behavioural flexibility and invasion success in birds. Anim. Behav. 63: 495–502.
SOL, D., R. P. DUNCAN, T. M. BLACKBURN, P. CASEY & L. LEFEBVRE (2005): Big brains, enhanced cognition, and response of birds to novel environments. Proc. Nat. Acad. Sci. 102: 5460–5465.
SOULÉ, M. E. (1990): The onslaught of alien species, and other challenges in the coming decade. Conserv. Biol. 4: 233–239.
SPANÒ, S. & G. TRUFFI (1986): Il parrochetto dal collare, *Psittacula krameri*, allo stato libero in Europa, con particolare riferimento alle presenze in Italia, e primi dati sul papagallo monaco, *Myiopsitta monachus*. Riv. Ital. Ornitol. 56: 231–239.
SPITTLER, H. (1998): 40 Jahre Wildtruthühner im Kottenforst. Rhein.-Westf. Jäger 4/98: 16–17.
SPOSIMO, P. & G. TELLINI (1995): Valutazione della situazione dell'avifauna in Toscana. Lista rossa degli uccelli nidificanti. Regione Toscana.
SUTHERLAND, W. J. & G. ALLPORT (1991): The distribution and ecology of naturalized Egyptian Geese *Alopochen aegyptiacus* in Britain. Bird Study 38: 128–134.

bdv_S153-180.indd 178 25.08.2005 07:51:08

ŠTASTNÝ, K., V. BEJČEK & K. HUDEC (1996): Atlas hnízdního rozšíření ptákù v České republice 1985–1989. Praha.
TEGELSTRÖM, H. & G. SJÖBERG (1995): Introduced Swedish Canada geese (*Branta canadensis*) have low levels of genetic variation as revealed by DNA fingerprinting. J. evol. Biol. 8: 195–207.
TEMPLE, S. (1992): Exotic birds: a growing problem with no easy solution. Auk 109: 395–397.
THIBAULT, J. C. & G. BONACCORSI (1999): The Birds of Corsica. BOU Checklist No. 17.
TREEP, J. M. (2000): Flamingos presumably escaped from captivity find suitable habitat in Western Europe. Waterbirds 23 (Special Publication 1): 32–37.
URDIALES, C. & P. PEREIRA (1993): Identification key of *O. jamaicensis*, *O. leucocephala* and their hybrids. ICONA, Madrid.
VAN DIJK, K. (1998): Ruiende Zwarte Zwanen *Cygnus atratus* op het IJsselmeer. Limosa 71: 78–80.
VAN HORSSEN, P. & R. LENSINK (2000): Een snelle toename van de Indische Gans *Anser indicus* in Nederland. Limosa 73: 97–104.
VAN RIPER III, C., S. G. VAN RIPER & W. R. HANSEN (2002): Epizootiology and effects of avian pox on Hawaiian forest birds. Auk 119: 929–942.
VASLIN, M. (2005): Prédation de l'Ibis sacré *Threskiornis aethiopicus* sur des colonies de sternes et guifettes. Ornithos 12: 106–109.
VERMEERSCH, G., A. ANSELIN, K. DEVOS, M. HERREMANS, J. STEVENS, J. GABRIËLS & B. VAN DER KRIEKEN (2004): Atlas van de Vlaamse Broedvogels 2000–2002. Mededelingen van het Instituut voor Natuurbehoud 23. Brussel.
VINICOMBE, K. E. & A. H. J. HARROP (1999): Ruddy Shelducks in Britain and Ireland, 1986–1994. Brit. Birds 92: 225–255.
VON WICHT, U. (1999): Beobachtungen über das Brüten der Rostgans *Tadorna ferruginea* am Untersee. Ornithol. Beob. 96: 37–40.
WARNER, R. E. (1968): The role of induced diseases in the extinction of the endemic Hawaiian avifauna. Condor 70: 101–120.
WATOLA, G., J. R. ALLAN & C. J. FEARE (1996): Problems and management of naturalised introduced Canada geese *Branta canadensis* in Britain. S. 71–77 in: J. S. HOLMES & J. R. SIMONS (eds): The introduction and naturalisation of birds. Stationery Office (HMSO), London.
WEISERBS, A. & J.-P. JACOB (1999): Etude de la population de Perriche jeune-veuve (*Myiopsitta monachus*) à Bruxelles. Aves 36: 207–223.
WELLS, J. H. & P. SMIDDY (1995): The status of the Ruddy Duck in Ireland. Irish Birds 5: 279–284.
WINKLER, R. (1999): Avifauna der Schweiz. Ornithol. Beob. Beiheft 10.
WITT, K. (2003): Mandarinente *Aix galericulata*, ein etabliertes Neozoon in Deutschland. Vogelwelt 124: 17–24.
YEATMAN-BERTHELOT, D. & G. JARRY (1994): Nouvel Atlas des Oiseaux Nicheurs de France 1985–1989. Société Ornithologique de France, Paris.
YÉSOU, P. (2005): L'Ibis sacré *Threskiornis aethiopicus* dans l'Ouest de la France: historique et statut actuel. Ornithos 12: 81–83.
ZANETTI, M. (ed.) (2000): Flora e fauna della pianura veneta orientale. OFV, San Donà di Piave. 141 S.
ZINGEL, D. (1993): Zum Vorkommen des Halsbandsittichs im Schlosspark von Wiesbaden/Biebrich. Gef. Welt 117: 64–65 und 117: 96–98.
ZUBKO, V., V. HAVRILENKO & N. SEMENOV (2001): Restoration of the Ruddy Shelduck *Tadorna ferruginea* population in «Ascania Nova» nature reserve (Southern Ukraine). Acta Ornithol. 36: 97–100.

Manuskript eingegangen 11. April 2005
Bereinigte Fassung angenommen 26. Juli 2005

bdv_S153-180.indd 179 25.08.2005 07:51:09

Anhang. Deutsche, lateinische, englische und französische Namen der besprochenen Vogelarten. Die Namen der Nonpasseriformes stammen aus dem «Handbook of the birds of the world» (Bde. 1–9, del Hoyo et al. 1992–2004), die englischen Namen der Passeriformes aus Clement (2000), die französischen Namen der Passeriformes aus Commission internationale des noms français des oiseaux (1993). – *German, scientific, English, and French names of the bird species discussed.*

Name deutsch	lateinisch	englisch	französisch
Heiliger Ibis	*Threskiornis aethiopicus*	Sacred Ibis	Ibis sacré
Schwarzschwan	*Cygnus atratus*	Black Swan	Cygne noir
Streifengans	*Anser indicus*	Bar-headed Goose	Oie à tête barrée
Kanadagans	*Branta canadensis*	Canada Goose	Bernache du Canada
Nilgans	*Alopochen aegyptiacus*	Egyptian Goose	Ouette d'Egypt
Rostgans	*Tadorna ferruginea*	Ruddy Shelduck	Tadorne casarca
Mandarinente	*Aix galericulata*	Mandarin Duck	Canard mandarin
Moschusente	*Cairina moschata*	Muscovy Duck	Canard musqué
Schwarzkopfruderente	*Oxyura jamaicensis*	Ruddy Duck	Erismature rousse
Schopfwachtel	*Callipepla californica*	California Quail	Colin de Californie
Virginiawachtel	*Colinus virginianus*	Northern Bobwhite	Colin de Virgine
Königsfasan	*Syrmaticus reevesii*	Reeves's Pheasant	Faisan vénéré
Fasan	*Phasianus colchicus*	Ring-necked Pheasant	Faisan de Colchide
Goldfasan	*Chrysolophus pictus*	Golden Pheasant	Faisan doré
Diamantfasan	*Chrysolophus amherstiae*	Lady Amherst's Pheasant	Faisan de Lady Amherst
Japanwachtel	*Coturnix japonica*	Japanese Quail	Caille du Japon
Wildtruthuhn	*Meleagris gallopavo*	Wild Turkey	Dindon sauvage
Halsbandsittich	*Psittacula krameri*	Rose-ringed Parakeet	Perruche à collier
Mönchssittich	*Myiopsitta monachus*	Monk Parakeet	Conure veuve
Graukehl-Papageimeise	*Paradoxornis alphonsianus*	Ashy-throated Parrotbill	Paradoxornis à gorge cendrée
Wellenastrild	*Estrilda astrild*	Common Waxbill	Astrild ondulé
Tigerfink	*Amandava amandava*	Red Avadavat	Bengali rouge

bdv_S153-180.indd 180 25.08.2005 07:51:09