

Rozdział I

INWAZJE BIOLOGICZNE – NARASTAJĄCY PROBLEM WSPÓŁCZESNEGO ŚWIATA

Biological invasions – increasing problem of the present world

Zbigniew Głowaciński

Institut Ochrony Przyrody Polskiej Akademii Nauk,
al. Mickiewicza 33, 31-120 Kraków;
e-mail: glowacinski@iop.krakow.pl

Rozdziały:

1. Wstęp
2. Dlaczego inwazje obcych gatunków są problemem
3. W jaki sposób gatunki introdukowane wpływają na różnorodność biologiczną
4. Rozpoznawanie ekologicznego i ekonomicznego ryzyka
5. Rejestracja gatunków wysokiego ryzyka
6. Kilka spektakularnych przypadków
7. Czego uczyć nas dotychczasowe introdukcje
8. Działania rozpoznawcze i wdrożeniowe

Literatura

Streszczenie / Summary

Wstęp

Odkąd trwa globalizacja i międzynarodowy handel promujący wolny przepływ produktów rolnych po całym świecie, zagrożenia gatunkami inwazyjnymi nasilają się i będą wzrastały. Wagę tego problemu dostrzegły rządy i strony Konwencji o Różnorodności Biologicznej (Rio de Janeiro 1992, Haga 2002). Aktualności nadał mu także Światowy Kongres IUCN, zwołany kilkanaście lat temu w Montrealu (Caring for the Earth-WCC workshops, 1996), który przywoływał do gruntowniejszego rozpoznania problemu i zapobiegania niekontrolowanej introdukcji gatunków z odrębnych stref biogeograficznych. W tym samym roku (1996) pod auspicjami ONZ w Trodheim (Norwegia), odbyła się konferencja poświęcona gatunkom inwazyjnym. Natomiast IUCN / Species Survival Commission powołała specjalną Grupę Ekspertów (Invasive Species Specialist Group – ISSG) dla kontroli zjawiska inwazji i ekologicznych skutków oddziaływania egzotycznych taksonów na lokalne populacje oraz zespoły zwierząt i roślin (por. Clout i Lowe 1996). W ostatnich latach różne organizacje zajmujące się inwazyjnymi gatunkami obcymi, m. in. ISSG, UNEP, Scientific Committee on Problems of the Environment (SCOPE) i Center for Agriculture and Biosciences International (CABI), połączyły swe siły tworząc GISP – Global Invasive Species Programme, który obecnie odgrywa kluczową rolę w rozwiązywaniu omawianego problemu. Poza tym w Europie realizowany jest wielki międzynarodowy program ewidencji i oceny gatunków obcych (ryc. 1) pod akronimem DAISIE (Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe), którego efek-

tem jest monografia (Drake 2009) wydana w czasie składania niniejszych opracowań do druku. Trwa zatem szeroka mobilizacja środowisk naukowych, jak też resortów gospodarczych, służby zdrowia i służb sanitarnych w kierunku rozpoznania, czy choćby częściowego opanowania w praktyce problemu zawlekania gatunków obcych, zwłaszcza obcych inwazyjnych

Dlaczego inwazje obcych gatunków są problemem

W przyrodzie zdecydowana większość organizmów zwierzęcych migruje. Ta cecha jest niejako wpisana w strategię przeżywania gatunku. Także zmiany zasięgów geograficznych roślin i zwierząt są zjawiskiem zupełnie naturalnym, zachodzącym w każdym obszarze i czasie. Ich nasilenie zależy od stabilności (zmienności) środowiska życia, a także od zdolności reprodukcyjnych i migracyjnych poszczególnych gatunków.

Współczesne zmiany arealów wielu gatunków roślin i zwierząt w części przypadków stały się efektem celowego działania człowieka (introdukcja zamierzona), a na pewno w nie mniejszej części są zmianami przypadkowymi, związanymi z rozwojem transportu, handlu i wymianą produktów (Elton 1958, 1967; Nowak 1971; Williamson 1996; McNeely 2001; Kowarik 2003; Tokarska-Guzik 2005 i inni; Simberloff i Rejmanek 2011).

Jeśli więc przyroda jest dynamiczna i zmiany w zasięgach gatunków są zjawiskiem naturalnym, to siłą rzeczy nasuwa się pytanie – dlaczego zajmujemy się gatunkami obcymi i na czym polega problem gatunków pochodzących z innych stref biogeograficznych? Odpowiedź można sformułować następująco: silny wzrost populacji ludzkiej i globalizacja sprawiły, że człowiek uruchomił procesy i zjawiska związane z szerokim zakresem jego oddziaływania na przyrodę, polegające przede wszystkim na łamaniu wielu barier geograficznych i ekologicznych, co spowodowało i często powoduje dotkliwie w skutkach wymieszanie się gatunków powstałych – w drodze selekcji naturalnej i długotrwałej ewolucji – w odrębnych warunkach przyrodniczych. Niemal na naszych oczach dochodzi do gigantycznej homogenizacji fauny i flory oraz do nieprzewidywalnego zachowania się egzotycznych taksonów w zupełnie nowej rzeczywistości. Jeśli tylko świadomie decydujemy się na introdukcję obcych taksonów, podobnie jak wprowadzanie do „wolnej przyrody” organizmów genetycznie zmodyfikowanych (GMO), tym samym uruchamiamy ekologiczną ruletkę (Carlton i Geller 1993). W wielu przypadkach efekty takiej decyzji nie są już później do opanowania (np. introdukcja i hybrydyzacja pszczoły afrykańskiej *Apis mellifera scutellata* i europejskiej *A.m. ligustica* w Brazylii, wprowadzenie norki amerykańskiej *Mustela vison* i wiewiórki szarej *Sciurus carolinensis* do Europy). Wprawdzie nie wszystkie introdukcje są szkod-

liwe, wiele z nich przyniosło człowiekowi niezaprzeczalne korzyści (zob. np. Gniazdowska 2005), jednak przypadki wprowadzenia nie dość rozpoznanych organizmów inwazyjnych prawie zawsze niosą zagrożenia dla rodzimej różnorodności biologicznej i powodują poważne koszty społeczne (Holdgate 1986; Pimentel 2002; Genovesi i Shine 2004; Gederas i in. 2007; Kettunen i in. 2008; Rabitsch i in. 2008; Moroń i in. 2009). Koszty te najdotkliwiej przejawiają się w (1) zmniejszeniu plonów w gospodarce rolnej, leśnej i hodowlanej, (2) niszczeniu urządzeń wodnych i transportu morskiego oraz (3) w zaburzeniach krajobrazu, m.in. zniszczeniach okolicznych alei i drzewostanów parkowych wskutek gradacji zawleczonych owadów.

W jaki sposób gatunki introdukowane wpływają na różnorodność biologiczną?

Próbie odpowiedzi na to pytanie znajdziemy w niektórych, co ważniejszych publikacjach syntetyzujących (np. Williamson 1966; Weidema 2000; Simberloff i Rejmanek 2011). Istnieje powszechna zgodność badaczy tego zagadnienia, że oddziaływanie gatunków obcych na miejscową różnorodność biologiczną polega na tym, że:

- 1/ zmieniają strukturę ekosystemów, wchodzą w lokalną sieć pokarmową, stając się w niej destruentami, roślinożercami, drapieżnikami i pasożytami;
- 2/ konkurują o zasoby z organizmami rodzimymi, zajmują ich nisze i miejsce w łańcuchu pokarmowym, często wypierając w ten sposób zbliżone pod względem systematycznym i ekologicznym populacje miejscowe;
- 3/ ściągają za sobą faunę egzotycznych pasożytów oraz groźne dla ludzi i zwierząt patogeniczne ustroje; stają się często wektorami nowych patogenów;
- 4/ niekiedy oddziałują toksycznie na lokalne gatunki (nie wyłączając człowieka), wypierając je tym sposobem z różną skutecznością;
- 5/ krzyżują się z bliskimi populacjami rodzimymi, co prowadzi niekiedy do wytworzenia agresywnych hybrydów bądź rozcieńczenia (*diluting*) puli genowych populacji lokalnych, a także do zatracenia tożsamości krzyżujących się gatunków i utraty przez mieszańców zdolności przystosowawczych.

Końcowym skutkiem naporu gatunków introdukowanych są ekstynkcje gatunków natywnych (Williamson 1996). W każdym razie tak wyniszczający efekt grozi rodzimej faunie (i florze) ze strony gatunków obcych silnie inwazyjnych. Wśród polskich introdukowanych gatunków zwierząt (zob. tab. 1, Głowaciński i in. 2008) trudno znaleźć gatunek sprowadzony, który byłby całkowicie pozbawiony wymienionych wyżej wpływów na rodzimą przyrodę.

Istnieje pogląd, że ekosystemy o większej różnorodności mają większą zdolność skutecznego oparcia się inwazji gatunków obcych. Tłumaczy to wywodząca się od Eltona (1958) hipoteza „wypełnianych nisz” (*niche filling*) zakładająca, że zespoły o większej różnorodności pełniej wykorzystują dostępne zasoby, stwarzają silniejszy opór konkurencyjny i zwalniają mniej nisz dla obcych kolonizatorów, niż zespoły uboższe. Jest też przyjmowana hipoteza odwrotna, wedle której inwazje taksonów egzotycznych mogą reduko-

wać rodzimą różnorodność. Założenia Eltona (1958) opierają się na domniemanych własnościach niszy ekologicznej i wysokiego rodzimego bogactwa gatunkowego, innymi słowy na interakcjach między osobnikami i gatunkami. Hipotezy te poddawane są sprawdzaniu empirycznemu i w drodze badań teoretycznych (Levine i D'Antonio 1999; Fridley i in. 2004). Ostatnie badania nie dają jednoznacznych odpowiedzi na pytania dotyczące relacji między natywnym bogactwem gatunkowym, a tempem napływu gatunków obcych. Odpowiedzi zależą od tego, jak dużego i strukturalnie zróżnicowanego obszaru dotyczą. W większych jednostkach przestrzennych, w skali regionalnej czy fizjocenozy, wbrew oczekiwaniom („*invasion paradox*”), notuje się dodatnie korelacje między różnorodnością gatunków lokalnych i obcych, co znaczy, że tereny bogate w gatunki, a także kolonizacji gatunków obcych, stają się jeszcze bogatsze („*the rich get richer*” – Stohlgren i in. 2003; Fridley i in. 2007; zob także Andrzejewska i in. 2011). „Gorące plamy” rodzimej różnorodności są więc często „gorącymi plamami” inwazyjności. Według Stohlgrena (2008), problem tych zależności leży w skali wielkości terenu, bądź systemu ekologicznego.

Rozpoznawanie ekologicznego i ekonomicznego ryzyka

Zjawisko inwazji gatunków obcych najłatwiej jest śledzić w obrębie organizmów wyższych, jakkolwiek jego skala i oddziaływanie mogą być większe w świecie bezkręgowców, grzybów, a zwłaszcza mikroorganizmów (pierwotniaki, bakterie, wirusy), które były i są przyczyną wielkich klęsk ekologicznych, chorób epidemicznych i pandemicznych, jakie w minionych wiekach zdziesiątkowały m.in. populację ludzką, stały się czynnikiem sprawczym ogromnych strat w hodowlach i uprawach rolnych. Straty gospodarcze w niektórych znanych dziś przypadkach liczy się w setkach milionów dolarów; łącznie na świecie szacuje się je o 1-2 rzędy wielkości wyżej (mat. IUCN – draft 1995). W samych tylko Stanach Zjednoczonych roczne straty powodowane przez inwazyjne gatunki obce, ocenia się na 120-137 miliardów dolarów (Baskin 2002; Pimentel i in. 2004). W Europie natomiast, według wstępnych, najprawdopodobniej silnie zaniżonych szacunków z ostatnich lat, roczne koszty związane z gatunkami inwazyjnymi wyniosły około 12 (9,6-12,7) mld euro (Kettunen i in. 2008). W Niemczech, w ostatnich latach straty gospodarcze, spowodowane przez jedynie 20 wybranych gatunków obcych, oszacowano na 156 mln. euro rocznie (Rabitsch i in. 2008). W ochronie przyrody i gospodarce szczególne znaczenie ma prewencyjne zabezpieczenie oraz minimalizowanie skutków oddziaływania gatunków sprowadzonych lub zawleczonych na nowe tereny (zob. Global Biodiversity Assessment 1995).

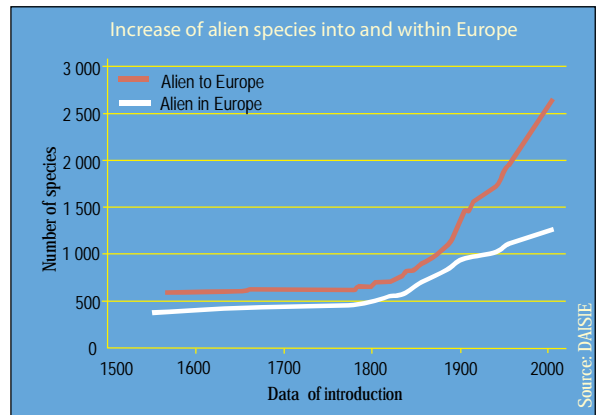
W skali świata najbardziej zagrożone inwazjami są biocenozy i endemizm wysp oceanicznych (m.in. Galapagos, Maskareny, Hawaje, N. Zelandia) oraz wielkich jezior interiorowych kontynentalnych (m.in. jez. Malawi, jez. Wiktorii, Bajkał (Mooney i Drake 1986; Macdonald i in. 1989; McNeely i in. 1995). W środkowej Europie wpływ organizmów obcych inwazyjnych na rodzime populacje i gatunki różnych grup zwierząt, notowany jest od niepamiętnych czasów, jakkolwiek wiele wcześniejszych introdukcji nie zostało udokumentowanych w źródłach pisanych. Słabo śledzony jest

rozmiar zmian genetycznych wśród rodzimych zwierząt dziko żyjących, jakie powstały w wyniku obniżenia się ich liczebności oraz hybrydyzacji z osobnikami sprowadzonymi z odległych populacji (np. hybrydyzacja łososi *Salmo salar* w zlewni bałtyckiej). W niektórych przypadkach inwazje te spowodowały lokalne zjawiska klęskowe, bądź przyczyniły się do zmian stosunków międzygatunkowych w faunie (np. wpływ norki amerykańskiej, babki byczej *Neogobius melanostomus* w Zatoce Gdańskiej, racicznicy *Dreissena polymorpha*, raków amerykańskich *Pacifastacus leniusculus*, *Orconectes limosus*, żebroplawa *Mnemiopsis leidyi*) i rzutują na kierunki zmian w polskich ekosystemach. Najczęściej są to zmiany prowadzące do trywializacji i kosmopolityzacji rodzimych zespołów i biocenoz.

W niektórych krajach badania obcych gatunków wyszły już znacznie poza podstawową inwentaryzację i ogólne opisy zjawiska. Ze zrozumiałych względów silny nacisk położono w nich również na ocenę roli i skutków oddziaływań gatunków obcych. Np. w Norwegii, gdzie do maja 2007 roku odnotowano 2483 gatunki obce zwierząt i roślin, na prawie 10 procentowej próbce tych gatunków podjęto analizy ekologicznego ryzyka wyselekcjonowanych gatunków introdukowanych, pomijając na razie związane z nimi efekty ekonomiczne i zdrowotnościowe. Pierwsze wyniki tych badań przedstawia „norweska czarna lista” (Gederaas i in. 2007), która z próbki 217 gatunków aż 93 (43%) gatunki zwierząt i roślin klasyfikuje w kategorii wysokiego ryzyka. W przypadku 76 gatunków wykazano negatywny wpływ na gatunki rodzime, 32 obce gatunki negatywnie oddziaływały na różnorodność genetyczną, a 18 zaklasyfikowano do grupy stwierdzonych i możliwych wektorów pasożytów i chorób. Warto dodać, że około 40% gatunków z kategorii wysokiego ryzyka przypadało na owady, a większość analizowanych gatunków obcych wtargnęła do Norwegii w ostatnich 150 latach. Tylko 10% wprowadzono ich do roku 1850, co dobrze koresponduje z oceną tempa natchodzenia obcych przybyszów, przeprowadzoną na zwierzętach w Polsce (por. Głowaciński i Pawłowski 2008).

Rejestracja gatunków wysokiego ryzyka

Ocenę ryzyka, jakie wnoszą gatunki inwazyjne, prowadzi się lokalnie, w poszczególnych krajach, ale też w skali globalnej. Podjęto próbę (Invasive Species Specialist Group IUCN 2007-2008) stworzenia listy 100 najbardziej groźnych i dokuczliwych gatunków inwazyjnych w skali świata (Lowe i in. 2000; www.issg.org/database). Ranking ten oparto na dwóch kryteriach: (1) sile oddziaływania gatunku inwazyjnego na lokalną różnorodność biologiczną i życie ludzkie oraz (2) wyeksponowaniu jego roli w ważnych wydawnictwach traktujących o inwazjach biologicznych. Z metodycznego i faunistycznego punktu widzenia lista ta budzi jednak poważne zastrzeżenia. Nie wydaje się, aby w dotychczasowej wersji (2007-2008 r.) była ona dokumentem w pełni przekonującym. Kontrowersję budzi przede wszystkim to, że wśród kilkudziesięciu wyszczególnionych w niej taksonów zwierzęcych, zbyt wiele jest rodzimych gatunków europejskich i eurazjatyckich, które z europejskiego punktu widzenia trudno nazwać ekstremalnie inwazyjnymi (np. gronostaj *Mustela erminea*, lis *Vulpes vulpes*, dzik *Sus*



Rycina 1. Wykres przedstawiający wzrost wykładniczy gatunków obcych w Europie. Wzrost ten dotyczy zarówno gatunków wprowadzonych do Europy z innych obszarów świata (alien to Europe), jak i gatunków pochodzenia europejskiego przemieszczonych w obrębie kontynentu (alien in Europe); wg DAISIE project (Natura 2000-European Commission 2008).

Figure 1. The graph shows the exponential growth of alien species both into Europe and within Europe according to DAISIE data (Natura 2000- European Commission 2008).

scrofa, jeleni szlachetny *Cervus elaphus*, szpak *Sturnus vulgaris*, czy chociażby silnie uzależniony od hodowców karp *Cyprinus carpio*). Można wskazać szereg innych gatunków (np. wspomniana już pszczoła afrykańska, dalej biedronka azjatycka *Harmonia axyridis*, kilka gatunków silnie patogennych i inwazyjnych pasożytów, jak np. tasiemiec *Khawia sinensis*, które w skali globalnej wnoszą więcej zagrożeń niż niektóre z podanych na cytowanej wyżej liście. Trzeba mieć jednak na względzie fakt, że niektóre eurazjatyckie gatunki wymienione na liście, dzięki człowiekowi, efektywnie opanowały niektóre rejony Ameryki (np. eurazjatycka brudnica nieparka *Lymantria dispar* szpak sprowadzony z Europy do wschodniej części Stanów Zjednoczonych AP), Australii (np. południowoeuropejski dziki królik *Oryctolagus cuniculus*), czy Nowej Zelandii (np. eurazjatycki jeleni *Cervus elaphus*), powodując poważne zamieszanie i destrukcję w tamtejszych ekosystemach (Elton 1958; Krebs 1997).

Kilka spektakularnych przypadków

Istnieje w świecie co najmniej kilkadziesiąt dobrze udokumentowanych i bardzo pouczających przykładów inwazji zwierząt introdukowanych w ostatnim stuleciu (Elton 1958; Nowak 1971; Lever 1985, 1987; Drake 2009).

Jeden z najbardziej znanych i aktualnych przykładów, w którym dobrze uwidoczniają się mechanizmy i skutki hybrydyzacji odrębnych populacji, odnosi się do historii krzyżowania znanej ze swej agresywności pszczoły miodnej afrykańskiej *Apis mellifera scutellata* z łagodniejszą pszczołą miodną europejską *A. m. ligustica*. Nie jest to zresztą historia zamknięta. Prowadzone w Brazylii hodowle i eksperymentalne krzyżówki obu podgatunków, zmierzały

do wytworzenia w tym kraju nowej, żywotnej odmiany pszczoły, wysoko wydajnej pod względem produkcji miodu. Eksperyment wymknął się jednak spod kontroli, a powstałe tam hybrydy (1956 r.), odznaczające się niespotykaną wśród tego gatunku agresywnością, zaczęły skutecznie kolonizować Amerykę Południową i Środkową. Nowy, niemal bez oporu środowiskowego rozwijający się szczep „pszczoł zabójców”, w przeciętnym tempie 110 km na rok (Krebs 1997; wg Pullina 2002 – do 400 km/rok), przesunął się na północ kontynentu, przekraczając Kanał Panamski (1982), granice Kostaryki (1984), Meksyku (1989) i Stanów Zjednoczonych. Następnie pojawił się w Teksasie (1990; Krebs 1997), Arizonie (1993), Nowym Meksyku (1993) i w Kalifornii (Kubiak J.- Polityka.onet.pl 2004). Odnotowano wiele śmiertelnych ofiar wśród ludności, a przy tym nie widać sposobu na powstrzymanie tej inwazji.

Agresywne mieszańce wyniszczyły ponadto miejscowe kolonie pszczoł, zubożyły poważnie regionalny przemysł pszczelarski. Straty gospodarcze i ekologiczne, spowodowane choćby wypieraniem lokalnych pszczoł i zaburzeniami w zapyłaniu roślin, są trudne do oszacowania. Wiadomo tylko, że należy je liczyć w miliardach (Pullin 2002), i to prawdopodobnie w dziesiątkach miliardów dolarów. Istnieje obawa, że „zafrkanizowane” pszczoły wygrają w konkurencji nawet z bardziej wyspecjalizowanymi gatunkami czy podgatunkami pszczoł rodzimych, co może dramatycznie odbić się na zapyłaniu i stanie niezwykle bogatej roślinności Neotropików (Pullin 2002).

Drugim takim dobrze prześledzonym przypadkiem jest sprowadzenie na Wyspy Brytyjskie i do Europy kontynentalnej amerykańskiej wiewiórki *Sciurus carolinensis*, pochodzącej z północno-wschodnich Stanów Zjednoczonych i południowo-wschodniej Kanady. Pod koniec XIX wieku (od 1828 r.) sprowadzono ją z Ameryki najpierw do Walii i Anglii (Lever 1977, 1985), gdzie szybko rozprzestrzeniła się (w 1876 roku pierwsze uwolnione osobniki), wypierając lokalnie rodzimą wiewiórkę europejską *S. vulgaris*. Później introdukowano ją do Afryki Południowej (po 1900 r.) i Włoch, gdzie w północno-zachodnich rejonach gatunek szybko się rozprzestrzenił. Tam natomiast, gdzie zasięg wiewiórki amerykańskiej nakładał się z zasięgiem wiewiórki europejskiej, gatunek wprowadzony skutecznie wyparł gatunek rodzimy. Dla jego ratowania podjęto więc próby wyeliminowania silniejszej konkurencyjnie wiewiórki amerykańskiej (Bertolino i Genovesi 2003). Skutek tych interwencji nie jest na razie znany. Nie udało się natomiast introdukcja wiewiórki amerykańskiej w Australii (Lever 1985). Szczegółowe badania relacji między oboma gatunkami wiewiórek w Anglii (Reynolds 1985 - za Pullinem 2004, Usher i in. 1992) wskazują jednak, że w niektórych siedliskach leśnych (bory sosnowe) miejscowy gatunek może się oprzeć silniejszemu intruzowi, który jednak uzyskuje przewagę w innych siedliskach (lasy liściaste). Ten przykład dobrze ilustruje efekt konkurencyjności między dotychczas izolowanymi wikariantami, sprowadzający się do lokalnych ekstynkcji rodzimego gatunku. Lokalny gatunek jest wypierany bezpośrednio (np. wpływanie intruza na przeżywalność młodych) i pośrednio (np. odporność na choroby) przez silniejszy gatunek wprowadzony. Przykład ten wska-

zuje też na istotną rolę środowiska w tego rodzaju międzygatunkowych relacjach. Jak się wydaje, podobne relacje zachodzą pomiędzy ustępującą w środkowoeuropejskim obszarze geograficznym norcą europejską *Mustela lutreola*, a silniejszą fizycznie i bardziej agresywną, introdukowaną norcą amerykańską *M. vison* (Sidorovich i in. 1999).

Inwazja stonki ziemniaczanej *Leptinotarsa decemlineata* jest powszechnie znanym i klasycznym przykładem zawleczenia do Europy z Ameryki Północnej gatunku owada (np. Nowak 1971, Tischler 1971), który na nowych terenach spowodował dotkliwie szkody gospodarcze, niszcząc uprawy ziemniaków (też roślina obca w Europie). Jednak historia rozprzestrzeniania się tego gatunku spod Gór Skalistych (stan Colorado), a żywicielsko związanego z roślinami psiankowatymi *Solanaceae*, nie jest u nas dostatecznie znana. Jej pełniejszy opis znajdziemy w osobnym opracowaniu poświęconym gatunkom inwazyjnym (Pawłowski 2008), w tym miejscu warto jednak zwrócić uwagę na ogromne, choć trudno policzalne koszty społeczne tej przypadkowej (niezamierzonej) introdukcji owada oraz na wielką trudność i nikłe skutki jego zwalczania. Nie zapobiegły inwazji zabiegi kwarantannowe, ani silne środki chemiczne. Wprawdzie pierwsze XIX wieczne punktowe pojawy stonki udało się w Europie w porę zlikwidować w fazie adaptacji (zob. Shigesada i Kawasaki 1997), ale wystarczyło ugruntowanie się tego gatunku po I wojnie światowej na kilku przyczółkach we Francji, aby wybuchła nie dająca się powstrzymać inwazja „żuka z Kolorado” na całą Europę i zachodnią część Azji (Pawłowski 2008). Stonce ziemniaczanej sprzyjały dwie ważne cechy biologiczne: wielka odporność na pestycydy (tworzenie się form odpornościowych na środki chemiczne) oraz możliwość przenoszenia się na alternatywne rośliny żywicielskie z rodziny psiankowatych *Solanaceae* (pomidory, bakłażany).

Zbliżony przebieg inwazji wykazuje w ostatnich latach amerykańska stonka kukurydziana *Diabrotica virgifera*, bardzo groźny szkodnik kukurydzy, który kilkanaście lat temu został zawleczony do Europy (chronologicznie: Bałkany, Półwysep Apeniński, Europa Zachodnia). W 2005 roku wtargnęła ona do Polski, w okolice Rzeszowa, a dwa lata później pojawiła się już we wszystkich południowych województwach (Kałmuk i Pawłowski 2008).

W obu przypadkach znamienne jest to, że zarówno główne rośliny żywicielskie, jak i żerujące na nich fitofagi są gatunkami w przyrodzie polskiej obcymi. Oba przypadki mają miejsce w ekosystemach sztucznych - kulturach rolnych.

Nie mniej spektakularne przypadki „zaśmieciania” ekosystemów i narażania introdukcjami lokalnych populacji dotyczą też środowisk wodnych. Przykładowo, akweny Morza Śródziemnego i M. Czarnego opanowane zostały przez około 1000 gatunków obcych, w tym setki inwazyjnych (CIESM 2002). Napływowi gatunków obcych nie oparł się także Bałtyk. Morze to „zainfekowane” jest dziś przez ponad 100 obcych gatunków różnych organizmów, od planktonowych, aż po zwierzęta kręgowce (Skóra 2008). Część z nich, być może około 10% (zob. sugestia „reguły dziesiątek”; Williamson i Fitter 1996) należy do gatunków inwazyjnych wysokiego ryzyka i kwalifikuje się na „czarną

listę” gatunków obcych (Nehring i Klingenstein 2008). Ich masowa obecność prowadzi do nieodwracalnych zmian ekologicznych w akwenie i ogromnych strat gospodarczych. Eksplozywne rozmnażanie się w Bałtyku pąkli *Balanus improvisus*, która porasta wszystko co zanurzone (Jurasz 2008), w tym burty statków i kutrów rybackich, znacząco podnosi koszty eksploatacji jednostek pływających, uderza finansowo we wszystkich armatorów. Obecność w Bałtyku takich „inwaderów”, jak babka bycza *Neogobius melanostomus*, krab wełnistoreki *Eriocheir sinensis*, czy bardzo drobna wioślarka kaspijska *Cercoipagis pengoi*, destruktywnie wpływa na efekty osiągane przez rybołówstwo (szczegóły zob. np. Grabowski 2006, 2008; Skóra 2008a, b). Gatunki te silnie zmieniają strukturę ekosystemu morskiego, przede wszystkim jego sieci troficzne, jak też obieg pierwiastków i energii przez system ekologiczny. Praktycznie są one nie do wyeliminowania. Ze zmianą struktury biocenotycznej wiąże się m.in. konkurencyjne wypieranie przez gatunki obce inwazyjne gatunków rodzimych, zajmujących podobne nisze ekologiczne (Jażdżewski i in. 2004; Skóra 2008b). Np. babka bycza, wkraczając masowo w nisze niektórych przedstawicieli rodzimej ichtiofauny, ogranicza ich rozród i bazę pokarmową, a w konsekwencji prowadzi do regresu lokalnych populacji ryb.

Czego uczą nas dotychczasowe introdukcje

Konsekwencje ekologiczne i społeczne wykazanych w świecie introdukcji gatunków obcych, w mniejszym lub większym zakresie zostały opisane w co ważniejszych podręcznikach ekologii i tematycznych monografiach naukowych (Elton 1958; Nowak 1971, 1974; Lever 1977, 1985; Krebs 1997; Simberloff i Rejmanek 2011). Wiele już wiadomo o mechanizmach inwazji gatunków obcych. Najczęściej wiedza ta oparta jest na przykładach najbardziej spektakularnych.

Światowe fakty pouczają, że najbardziej wrażliwymi terenami na inwazje obcych gatunków są archipelagi i wyspy oceaniczne, z ich oryginalną i endemiczną fauną i florą. Gatunki wprowadzone z kontynentów, zwłaszcza szczury i wszelkie drapieżniki, łatwo wyniszczały i wypierały gatunki lokalne, pozbawiane instynktu i zdolności obronnych przed agresywnymi intruzami.

Liczne fakty dowodzą poza tym, że wprowadzone gatunki nie muszą być agresywnymi drapieżnikami. Wystarczy, że będą z nimi skutecznie konkurować o te same zasoby, aby z czasem zdominować je i wyprzeć.

Gatunek wprowadzony do nowego środowiska, aby utrwalił swój byt i dokonać kolonizacji, musi przekroczyć szereg barier ekologicznych i fizjologicznych. Decydująca jest faza założycielska tego procesu, w której efekt utrwalania się zależy od wielkości populacji (demografia, genetyka), oporu środowiska (m.in. siła konkurencji gatunków lokalnych) i zjawisk losowych.

Większość gatunków inwazyjnych, po opanowaniu nowego terenu, jest trudna do eliminacji, a najczęściej jest już praktycznie nieusuwalna. Dotyczy to zwłaszcza zawleczonych szczurów i innych gryzoni, a także niektórych owadów fitofagicznych, mięczaków, skorupiaków wodnych, drobnych ryb oraz dużej grupy pasożytów. Znane są tylko

nieliczne przypadki udanego ograniczenia populacji gatunków obcych inwazyjnych, przez wprowadzenie ich biologicznych antagonistów.

Przykład z drapieżną ropuchą olbrzymią (inaczej aga) *Bufo marinus*, sprowadzoną z Ameryki Południowej do Australii (Queensland) jako broń biologiczną przeciwko szkodnikom, jest bardzo przemawiającym ostrzeżeniem. Introdukowany gatunek niewiele pomógł w zwalczaniu plagi owadów niszczących plantacje trzciny cukrowej (szkodniki zasiedlające łądygi okazały się mało dostępne dla ropuchy), natomiast wkrótce wyszedł poza plantacje i zagroził pozostałej lokalnej faunie, wyżerując tak bezkręgowce jak i drobne gady, ptaki czy nawet ssaki. Osobniki dorosłe, kijanki i jaja tej ropuchy są silnie toksyczne, powodując wysoką śmiertelność wśród zwierząt próbujących je zjadać (Low 2011; Strauss 2011, www.australia.com.pl) 1. Jeśli wziąć też pod uwagę pozatroficzne kłopoty z uciążliwą ropuchą (np. zatrucia wody pitnej i produktów żywnościowych), można tu mówić o katastrofie ekologicznej, przypominającej skutki wprowadzenia na ten kontynent dzikich królików.

Okazuje się, że oddziaływanie gatunku obcego inwazyjnego, takiego jak ropucha olbrzymia, może być tak silne, że doprowadza do nadzwyczaj szybkich zmian ewolucyjnych w rodzimych populacjach będących jego ofiarami (Strauss 2011). Zmiany takie zachodzą też w dostosowujących się populacjach obcych inwazyjnych (Lee 2011). Pozostaje jednak pytanie, czy wszystkie sprowadzone gatunki są zagrożeniem dla lokalnych społeczności i przyrody? Zdania naukowców i praktyków na ten temat bywają podzielone. Na przykład Lugo (1992) uważa, że do roli egzotów na nowych terenach należy podchodzić bez zbytnich uprzedzeń i nie przesądzać w ocenie pochodzenia gatunków (egzotyczne, rodzime). Według tego autora nie wszystkie gatunki obce zasługują na tępienie. Należy zakładać, że niektóre z nich w zmieniającym się świecie, tam gdzie wpływ człowieka na krajobraz staje się wszechobecny, będą odgrywały istotną rolę w nowych kombinacjach gatunkowych i ekosystemach przyszłości. Padają częste głosy, aby nie demonizować roli wszystkich gatunków egzotycznych, jako że niewiele z nich odnosi sukces kolonizacyjny (*established species*; Lever 2005), część z nich przynosi nawet korzyści dla człowieka (Lugo 1992), a poza tym eradykacja gatunków obcych nie zawsze musi być przedsięwzięciem beznadziejnym. Według Simberloffa (2008) pesymistyczne podejście do zwalczania, czy choćby ograniczania inwazji gatunków obcych, jest nieuzasadnione, a praktyka dowodzi, że w wielu przypadkach akcje przeciwko inwazjom dają nadspodziewanie dobre efekty. Tyle, że najczęściej sukcesy te nie są podawane do publicznej wiadomości. Wielu zwraca uwagę, że w działaniach przeciw inwazyjnym gatunkom egzotycznym, liczy się bardzo wczesne ostrzeżenie i szybkość interwencji. Nehring i Klingenstein (2008) podają stosunkowo świeży i pouczający przykład (lata 1990.) niefrasoobliwego wpuszczenia amerykańskiej żaby ryczącej *Rana catesbeiana* do stawu w pobliżu Karlsruhe (SW Niemcy). Wkrótce w okolicznych naturalnych stawach i jeziorach pojawiło się kilka wolno żyjących populacji, które zdecydowano się zniszczyć dopiero po kilku latach (po 2001) od

ugruntowania się populacji. Po kilkuletnich i wielokrotnych zabiegach (wypompowywanie wody i stosowanie innych środków technicznych), zlikwidowano w końcu ognisko inwazyjne żaby, a cała operacja kosztowała około 1 miliona euro. Gdyby przeprowadzono ją zaraz po wykryciu rozmnażających się wpuszczonych osobników wystarczyłoby, jak twierdzą cytowani autorzy, jedynie jedna akcja o drastycznie niższych kosztach.

Działania rozpoznawcze i wdrożeniowe

Strategie postępowania z gatunkami obcymi inwazyjnymi w Europie wypracowały tylko niektóre kraje, m.in. W. Brytania, Niemcy i Holandia. Dobre rozpoznanie problemu gatunków introdukowanych i wizję praktycznego postępowania mają też kraje nordyckie (Weidema 2000). Z inicjatywy GISP powstała globalna strategia rozwiązywania tego problemu Global Strategy on Alien Invasive Species (McNeely i in. 2001), obejmująca całokształt zagadnień, począwszy od ocen naukowych i regulacji prawnych, a kończąc na metodach zwalczania agresywnych obcych taksonów, przynoszących straty ekologiczne i gospodarcze. Jest oczywiste, że w przedsięwzięciach takich niezbędna jest odpowiednia wiedza faktograficzna, oparta na solidnych badaniach terenowych i monitoringu, a także na znajomości podstaw teoretycznych w zakresie ekologii i innych nauk biologicznych. Na tej bazie przygotowywana jest strategia działania prewencyjnego i łagodzenia wpływu inwazji gatunków obcych z myślą o całej Europie (Genovesi 2005). Przekonujące są poglądy wielu badaczy (np. Nehring 2005), że – w zależności od gatunków obcych, na których się koncentrujemy – nasz wysiłek powinien być skierowany na jedną z czterech kategorii postępowania: 1) akceptacja zaadaptowanego już gatunku nieinwazyjnego, 2) zapobieganie introdukcjom przez oświecenie i regulacje, 3) monitorowanie występowania, rozprzestrzeniania się i oddziaływania na otoczenie, 4) minimalizacja oddziaływania przez tępienie lub kontrolę. Poza tym jako zasadę należy przyjąć, że każda z tych akcji powinna się opierać na indywidualnym przypadku decyzyjnym.

Praktyka potwierdza banalną prawdę, że szybkie i trafne rozpoznanie zjawiska, jego fachowa interpretacja i staranny, często indywidualny dobór metod, to duża część sukcesu w działaniach na rzecz ograniczenia zjawiska, jakim jest inwazja gatunków obcych.

Literatura

- Andrzejewska L., Kajak A., Wasilewska L. 2011. Jakie warunki decydują o sukcesie gatunków inwazyjnych. W: Z. Głowaciński (red.); Gatunki obce w faunie Polski. II Zagadnienia problemowe i syntezy. Wyd. Instytutu Ochrony Przyrody PAN w Krakowie: 639-650.
- Baskin Y. 2002. A plague of rats and rubbervines. Island Press, Washington, DC: 1-377.
- Bertolino S., Genovesi P. 2003. Spread and attempted eradication of the grey squirrel (*Sciurus carolinensis*) in Italy, and consequences for the red squirrel (*Sciurus vulgaris*) in Eurasia. *Biological Conservation* 19: 351-358.
- Carlton J.T., Geller J. 1993. Ecological roulette: the global

transport and invasion of nonindigenous marine organisms. *Science* 261: 78-82.

- CIESM 2002. Alien marine organisms introduced by ships in the Mediterranean and Black seas. CIESM Workshop Monographs 20, Monaco: 1-136. [Internet: www.ciesm.org/publications/Istanbul102.pdf].
- Clout M., Lowe S. (comp.) 1996. Draft IUCN guidelines for the prevention of biodiversity loss due to biological invasion. IUCN/SSC Invasive Species Specialist Group.
- Drake A.J. (ed.) 2009. Handbook of alien species in Europe; project DAISIE. *Invading Nature*; Springer series in invasion ecology 3: 1-399.
- Elton Ch.S. 1958. The ecology of invasions by animals and plants. Methuen & Co LTD, London.
- Elton Ch.S. 1967. Ekologia inwazji zwierząt i roślin. Państwowe Wyd. Rolnicze i Leśne, Warszawa.
- Fridley J.D., Brown R.L., Bruno J.F. 2004. Null models of exotic invasion and scale-dependent patterns of native and exotic species richness. *Ecology* 85(12): 3215-3222.
- Fridley J.D., Stachowicz J.J., Naeem S., Sax D.F., Seabloom E.W., Smith M.D., Stohlgren T.J., Tilman D., Von Holle B. 2007. The invasion paradox: reconciling pattern and process in species invasions. *Ecology* 88(1): 3-17.
- Gederaas L., Salvesen I., Viken Å. (red.) 2007. Norsk svarteliste 2007 – Økologiske risikovurderinger av fremmede arter/ 2007 Norwegian black list – ecological risk analysis of alien species. Artsdatabanken, Norway: 1-151.
- Genovesi P. 2005. A strategy to prevent and mitigate the impacts posed by invasive alien species in Europe. In: Nentwig W. et al. (eds.); *Biological invasions – from ecology to control*. *Neobiota* 6: 145-147.
- Genovesi P., Shine C. 2004. European strategy on invasive alien species. Council of Europe Publ., Strasbourg. *Nature and environment* 137: 1-67.
- Global Biodiversity Assessment 1995 (V.H. Heywood – exec.ed., R.T. Watson – chair), Publ. United Nations Environment Programme-UNEP, Cambridge University Press, Cambridge, UK: 1-1140.
- Głowaciński Z., Pawłowski J. 2008. Podsumowanie i komentarz. W: Z. Głowaciński, H. Okarma, J. Pawłowski, W. Solarz (red.); *Księga gatunków obcych inwazyjnych w faunie Polski*. Wyd. internetowe Instytutu Ochrony Przyrody PAN w Krakowie, www.iop.krakow/gatunkiobce. *
- Głowaciński Z., Okarma H., Pawłowski J., Solarz W. (red.) 2008. *Księga gatunków obcych inwazyjnych w faunie Polski*. Wyd. internetowe Instytutu Ochrony Przyrody PAN w Krakowie. www.iop.krakow/gatunkiobce.
- Gniazdowska A. 2005. Oddziaływania allelopatyczne – „nowa broń” roślin inwazyjnych. *Kosmos. Problemy Nauk Biologicznych. Polskie Tow. Przyrodników im. Kopernika*, 54, 2-3: 221-226.
- Grabowski M. 2006. Rapid colonization of the Polish Baltic coast by an Atlantic palaemonid shrimp *Palaemon ele-*

* Opracowania zamieszczone też w tomie I niniejszej publikacji

- gans* Rathke, 1837. *Aquatic Invasions* 1, 3: 116–123.
- Grabowski M. 2008. *Cercopagis pengoi* (Ostroumov, 1891). W: Z. Głowaciński, H. Okarma, J. Pawłowski, W. Solarz (red.); *Księga gatunków obcych inwazyjnych w faunie Polski*. Wyd. internetowe Instytutu Ochrony Przyrody PAN w Krakowie, www.iop.krakow/gatunkiobce.
- Holdgate M.W. 1986. Summary and conclusions: characteristics and consequences of biological invasions. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 314: 733–742.
- Jażdżewski K., Konopacka A., Grabowski M. 2004. Recent drastic changes in the gammarid fauna of the Vistula River deltaic system in Poland caused by alien invaders. *Diversity & Distributions* 10, 2: 81–88.
- Jurasz W. 2008. *Balanus improvisus* Darwin, 1854. W: Z. Głowaciński, H. Okarma, J. Pawłowski, W. Solarz (red.); *Księga gatunków obcych inwazyjnych w faunie Polski*. Wyd. internetowe Instytutu Ochrony Przyrody PAN w Krakowie, www.iop.krakow/gatunkiobce. *
- Kałmuk J., Pawłowski J. 2008. *Diabrotica virgifera* Le Conte, 1868. W: Z. Głowaciński, H. Okarma, J. Pawłowski, W. Solarz (red.); *Księga gatunków obcych inwazyjnych w faunie Polski*. Wyd. internetowe Instytutu Ochrony Przyrody PAN w Krakowie, www.iop.krakow/gatunkiobce. *
- Kettunen M., Genovesi P., Gollasch S., Pagad S., Starfinger U., Brink P., Shine C. 2008. Assessment of the impacts of IAS in Europe and the EU (June 2008). After: European Commission DG ENV Nature Newsletter – *Natura 2000 (Invasive Alien Species)* 25: 3–5.
- Kovarik I. 2003. Biologische Invasionen: Neophyten und Neozoen in Mitteleuropa. Verlag Eugen Ulmer GmbH&Co., Stuttgart.
- Krebs Ch.J. 1997. *Ekologia. Eksperymentalna analiza rozmieszczenia i liczebności*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- Lee C.E. 2011. Evolution of invasive populations. In: D. Simberloff, M. Rejmanek (eds); *Encyclopedia of biological invasions*. University of California Press; Berkeley, Los Angeles, London: 215–222.
- Lever Ch. 1977. *The naturalized animals of the British Isles*. Hutchinson & Co (Publishers) Ltd., London: 1–600.
- Lever Ch. 1985. *Naturalized mammals of the World*. Longman, London-N.York: 1–487.
- Lever Ch. 1987. *Naturalized birds of the world*. Longman Scientific&Technical, Burnt Mill, Harlow, England: 1–615.
- Levine J.M., D'Antonio C.M. 1999. Elton revisited: a review of evidence linking diversity and invisibility. *Oikos* 87: 15–26.
- Low T. 2011. Australia: Invasions. In: D. Simberloff, M. Rejmanek (eds); *Encyclopedia biological invasions*. University of California Press, Berkeley, Los Angeles, London: 36–42.
- Lowe S.J., Browne E., Boudjelas S., De Poorter M. 2000. 100 of the world's worst invasive alien species: A selection from the Global Invasive Species Database. IUCN/SSC Invasive Species Specialist Group (ISSG), Auckland, New Zealand: 1–12 (available at www.issg.org).
- Lugo A.E. 1992. More on exotic species. *Conservation Biology* 6, 1: Letters 6.
- Macdonald I.A.W., Loope L.L., Usher M.B., Hamann O. 1989. Wildlife conservation and the invasion of nature reserves by introduced species: a global perspective. In: L.A. Drake, F. Money, di R.H. Castori, R.H. Groves, F.J. Kruger, M. Rejmanek, M. Williamson (eds); *Biological invasions: A global perspective*. SCOPE, John Wiley, Chichester. New York: 37: 215–255.
- McNeely J.A. (ed.) 2001. *The great reshuffling: human dimensions of invasive alien species*. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK: 1–242.
- McNeely J.A., Gadgil M., Leveque C., Padoch C., Redford K. 1995. Human influences on biodiversity. In: Heywood V.H. (ex. ed.), Watson R.T. (chair ed.); *Global biodiversity assessment*. Publ. United Nations Environment Programme UNEP, Cambridge Univ. Press, Cambridge, UK: 711–821.
- McNeely J.A., Mooney H.A., Neville L.E., Schei P.J., Waage J.K. (eds.) 2001. *A global strategy on invasive alien species*. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK in collaboration with the Global Invasive Programme.
- Nehring S. 2005. International shipping – a risk for aquatic biodiversity in Germany. In: W. Nentwig, S. Bacher, M.J.W. Cock, H. Dietz, A. Gigon, R. Wittenberg (eds.); *Biological invasions – from ecology to control*. *Neobiota* 6: 125–143.
- Mooney H.A., Drake J.A. (eds) 1986. *Ecology of biological invasions of North America and Hawaii*. *Ecological Studies*, vol.58. Springer-Verlag. New York.
- Nehring S., Klingenstein F. 2008. Aquatic alien species in Germany – Listing system and options for action. In: W. Rabitsch, F. Essl, F. Klingenstein (eds.); *Biological invasions – from ecology to conservation*. *Neobiota* 7: 19–33.
- Nowak E. 1971. O rozprzestrzenianiu się zwierząt i jego przyczynach. *Zeszyty Naukowe Instytutu Ekologii PAN* 3: 1–255.
- Nowak E. 1974. *Zwierzęta w ekspansji*. Biblioteka Wiedzy Powszechnej. Omega. Warszawa: 1–184.
- Pawłowski J. 2008. *Leptinotarsa decemlineata*. W: Głowaciński Z., Okarma H., Pawłowski J., Solarz W. (red.); *Gatunki obce w faunie Polski. I. Przegląd i ocena stanu*. Wyd. internetowe Instytutu Ochrony Przyrody PAN w Krakowie, www.iop.krakow.pl/gatunki_obce. *
- Pimentel D. (ed.) 2002. *Biological invasions; economics and environmental costs of alien plant, animal, and microbe species*. CRC Press, Boca Raton, London, New York, Washington, DC: 1–369.
- Pimentel D., Zuniga R., Morrison D. 2004. Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. *Ecological Economics* 52: 273–288.
- Pullin A.S. 2002. *Conservation biology*. Cambridge Univ. Press, Cambridge (UK).
- Pullin A.S. 2004. *Biologiczne podstawy ochrony przyrody*. Wydawnictwo Naukowe PWN S.A., Warszawa: 1–393.
- Rabitsch W., Essl F., Klingenstein F. (eds.) 2008. *Biological in-*

- vasions – from ecology to conservation. *Neobiota* (Berlin) 7: 3–4 (Resolution adopted by the participants of the 4th European Conference on Biological Invasions of the working group Neobiota).
- Shigesada N., Kawasaki K. 1997. *Biological invasions: theory and practice*. Oxford Univ. Press, Oxford, N. York, Tokyo: 1–205.
- Sidorovich V., Kruuk H., Macdonald D.W. 1999. Body size, and interactions between European and American mink (*Mustela lutreola* and *M. vison*) in Eastern Europe. *Journal of Zoology* 248: 521–527.
- Simberloff D. 2008. We can stop the invasion juggernaut! – High- and low-tech success stories. In: W. Rabitsch, F. Essl, F. Klingenstein (eds.); *Biological invasions – from ecology to conservation*. *Neobiota* 7: 5–18.
- Simberloff D., Rejmanek M. 2011. *Encyclopedia of biological invasions*. University of California Press, Berkeley, Los Angeles, London.
- Skóra K.E. 2008a. *Neogobius melanostomus*. W: Z. Głowaciński, H. Okarma, J. Pawłowski, W. Solarz (red.); *Księga gatunków obcych inwazyjnych w faunie Polski*. Wyd. internetowe Instytutu Ochrony Przyrody PAN w Krakowie, www.iop.krakow/gatunkiobce. *
- Skóra K.E. 2008b. Nowy front walki – nie tylko dla armii. Żywe śmieci. Internet: <http://hel.univ.gda.pl/aktu/2002/front.htm>.
- Stohlgren T.J. 2008. Invasions patterns: theory and scale. In: P. Pyšek, J. Pergl (eds); *Neobiota: Towards a synthesis*. 5th European Conference on Biological Invasions, Prague 23–26. September 2008; Book of abstracts.; Institute of Botany Průhonice. Academy of Sci., Czech Republic: 14.
- Stohlgren T.J., Barnett D.T., Kartesz J.T. 2003. The rich get richer: patterns of plant invasions in the United States. *Frontiers in Ecology and Environment*: 1, 11–14.
- Strauss S.Y. 2011. Evolutionary response, of natives to invaders. In: D. Simberloff, M. Rejmanek (eds); *Encyclopedia of biological invasions*. University of California Press, Berkeley, Los Angeles, London: 213–215.
- Tischler W. 1971. *Agroekologia*. Państwowe Wyd. Rolnicze i Leśne – PWRiL, Warszawa: 1–485.
- Tokarska-Guzik B. 2005. The establishment and spread of alien plant species (kenophytes) in the flora of Poland. Wyd. Uniwersytetu Śląskiego, Katowice: 1–192.
- Usher M.B., Crawford T.J., Banwell J.L. 1992. An American invasion of Great Britain: The case of the native and alien squirrel (*Sciurus*) species. *Conservation Biology* 6, 1: 108–115.
- Weidema I. R. (ed.) 2000. *Introduced species in the Nordic countries*. 13, Nordic Council of Ministers, Copenhagen: 1–242.
- Williamson M. 1996. *Biological invasions*. Chapman and Hall, London: 1–244.
- Williamson M., Fitter A. 1996. The varying success of invaders. *Ecology* 77, 6: 1661–1666.

Summary

The problem of biological invasions is strictly connected with globalization, intensive development of international trade, and breaking all geographical and ecological barriers (through different means of transport, connection of drainage basins by canals etc.) which until recently had maintained biological formations and species in isolation for many hundred years. In other words, the development of human population triggered new processes and phenomena of unpredictable effects. As shown in many examples, it has come to strong homogenization of the fauna and flora over large areas and to „demographic explosions” of alien species, causing disasters and incurring huge economic and social costs, which have already been estimated in some countries (e.g. in the USA). The initiatives of many countries and specialized international organizations (among others, IUCN and UNEP) are aimed to address this problem. There were established groups of experts for monitoring the cases of biological invasions (e.g. ISSG) and designing integrated preventive programs (e.g. GISP). These activities have been initiated also in Poland.

Among the hypotheses describing the phenomenon of alien species introductions and colonization of new areas by these species, the most frequently quoted is Elton's hypothesis (1958) about “niche filling”. In the light of this hypothesis, the greater is local biodiversity (ensuring stronger resistance of autochthonous species in maintaining their ecological niches), the smaller is a chance of successful alien species invasions. There are also reasons (see: Convention on Biological Diversity) to claim that alien species decrease native biodiversity.

According to the opinion of many researchers alien species affect local biodiversity through (1) entering in food webs, (2) competition for resources, (3) toxic influence, (4) transmission dangerous pathogens, and (5) hybridization with local populations. Ecosystems and species that are most threatened by invasions on the world scale are the ecosystems of oceanic islands and the large lakes of continental interior (e.g. African Lake Victoria). In Europe, including Poland, the invasions of alien (introduced) species have been noted for several centuries, mainly in the past century, and it is a process of exponential growth (see: www.iop.krakow.pl/gatunkiobce, also vol. I of the parallel issue 2008). In some cases alien species invasions have caused strong transformations and disasters in agriculture (*Leptinotarsa decemlineata*, *Diabrotica virgifera*, *Arion lusitanicus*), cultural landscape (*Cameraria ohridella*) and in water environment (*Mnemiopsis leidyi*, *Dreissena polymorpha*, *Balanus improvisus*, *Pacifastacus leniusculus*, *Cercopagis pengoi*). In Poland the list of extremely invasive alien animal species is much longer (see: vol. I, 2011) and includes highly pathogenic parasites, posing a serious threat to the lives of humans and animals (e.g. *Khawia sinensis*).

Strategies aimed at preventing and controlling invasive alien species have been developed only in few countries. In Poland these activities are in a phase of organization and are addressed mainly to prevent invasions. Eradication of some introduced and already established invasive alien species (e.g. *Dreissena polymorpha*, *Orconectes limosus*, *Eriocheir sinensis*, *Neogobius melanostomus*, *Mustela vison*) seems to be practically impossible.