

Obce gatunki inwazyjne – identyfikacja zagrożeń w celu ochrony bioróżnorodności

Invasive Alien Species – identification of threats to protect biodiversity

Jakub Skorupski, Magdalena Szenejko, Przemysław Śmietana, Remigiusz Panicz, Sławomir Keszka, Przemysław Czerniejewski, Marianna Soroka, Lidia Orłowska, Marzena Albrycht, Magdalena Zatoń-Dobrowolska, Magdalena Moska, Lucyna Kirczuk, Anna Rymaszewska





Polskie Towarzystwo
Genetyki Konserwatorskiej LUTREOLA

Federacja Zielonych „GAJA”
Green Federation „GAIA”

Polskie Towarzystwo Genetyki Konserwatorskiej LUTREOLA
Polish Society for Conservation Genetics LUTREOLA

Obce gatunki inwazyjne – identyfikacja zagrożeń w celu ochrony bioróżnorodności

*Invasive Alien Species – identification
of threats to protect biodiversity*

Jakub Skorupski, Magdalena Szenejko, Przemysław Śmietana, Remigiusz Panicz,
Sławomir Keszka, Przemysław Czerniejewski, Marianna Soroka, Lidia Orłowska,
Marzena Albrycht, Magdalena Zatoń-Dobrowolska, Magdalena Moska,
Lucyna Kirczuk, Anna Rymaszewska

Szczecin 2017

Autorzy / Authors

dr inż. Jakub Skorupski, Federacja Zielonych „GAJA”, Uniwersytet Szczeciński, Wydział Biologii, Katedra Ekologii i Ochrony Środowiska

dr Magdalena Szenejko, Uniwersytet Szczeciński, Wydział Biologii, Katedra Ekologii i Ochrony Środowiska

dr hab. inż. Przemysław Śmietana, prof. US, Uniwersytet Szczeciński, Wydział Biologii, Katedra Ekologii i Ochrony Środowiska

dr inż. Remigiusz Panicz, Zachodniopomorski Uniwersytet Technologiczny w Szczecinie, Wydział Nauk o Żywności i Rybactwa, Katedra Technologii Mięsa

dr inż. Sławomir Keszka, Zachodniopomorski Uniwersytet Technologiczny w Szczecinie, Wydział Nauk o Żywności i Rybactwa, Zakład Akwakultury

dr hab. inż. Przemysław Czerniejewski, Zachodniopomorski Uniwersytet Technologiczny w Szczecinie, Wydział Nauk o Żywności i Rybactwa, Zakład Gospodarki Rybackiej

dr hab. Marianna Soroka, prof. US, Uniwersytet Szczeciński, Wydział Biologii, Katedra Genetyki

dr Lidia Orłowska, Uniwersytet Pedagogiczny im. KEN w Krakowie, Wydział Geograficzno-Biologiczny, Instytut Biologii

dr Marzena Albrycht, Uniwersytet Pedagogiczny im. KEN w Krakowie, Wydział Geograficzno-Biologiczny, Instytut Biologii

dr inż. Magdalena Zatoń-Dobrowolska, Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu, Wydział Biologii i Hodowli Zwierząt, Katedra Genetyki

dr Magdalena Moska, Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu, Wydział Biologii i Hodowli Zwierząt, Katedra Genetyki

dr Lucyna Kirczuk, Uniwersytet Szczeciński, Wydział Biologii, Katedra Zoologii Ogólnej

dr hab. Anna Rymaszewska, Uniwersytet Szczeciński, Wydział Biologii, Katedra Genetyki

Zespół recenzentów / Reviewers

dr hab. inż. Jacek Sadowski, prof. ZUT

dr hab. Helena Węclaw, prof. US

dr hab. Dariusz Wysocki, prof. US

dr hab. Andrzej Zawal, prof. US

Redakcja naukowa / Scientific editors

dr inż. Jakub Skorupski

dr inż. Remigiusz Panicz

dr Magdalena Szenejko

Skład, projekt okładki i druk / Typesetting, cover design and printing

mgr inż. Radosław Nagay

drukarnia Kadruk, Szczecin

Zdjęcie na okładce / Cover photo

Rak sygnałowy, fot. **Przemysław Śmietana**

Wydawca / Publisher

Federacja Zielonych „GAJA” & Polskie Towarzystwo Genetyki Konserwatorskiej
LUTREOLA

ISBN: 978-83-944300-2-3

© Federacja Zielonych „GAJA”

Spis treści

Table of Contents

Wstęp	7
Introduction	9
Obecność obcych gatunków inwazyjnych w krajowych łowiskach na przykładzie jenota azjatyckiego <i>Nyctereutes procyonides</i> Gray, 1834	10
Presence of invasive alien species in the national hunting ground, on the example of raccoon dog <i>Nyctereutes procyonoides</i> Gray, 1834	23
Problem inwazji norki amerykańskiej <i>Neovison vison</i> Schreb. 1777 w Polsce	31
Problem of invasion of the American mink <i>Neovison vison</i> Schreb. 1777 in Poland	38
Inwazyjne, obce i nierodzone gatunki ryb na Pomorzu Zachodnim – mechanizmy rozprzestrzeniania i monitoring genetyczny	43
Non-native and invasive fish species in West Pomeranian Voivodeship	60
Wpływ gatunków obcych na stan populacji raków słodkowodnych w Polsce – historia i stan obecny	70
The impact of alien species on the state of the population of freshwater crayfish in Poland – history and present state	90
Nierodzone kraby w wodach przybrzeżnych Bałtyku – stan obecny i wpływ na siedliska rodzimych gatunków fauny wodnej	102
Non-native crabs in the Baltic coastal waters: current situation and effect on the habitats of native aquatic fauna species	118
Szczękuje chińska <i>Sinanodonta woodiana</i> (Lea, 1834) w Europie	128
Chinese pond mussel <i>Sinanodonta woodiana</i> (Lea, 1834) in Europe	137
Inwazyjne rośliny obcego pochodzenia w Polsce	143
Invasive alien plant species in Poland	161
Streszczenia rozdziałów w języku islandzkim	172
Summaries of chapters in Icelandic	
Samantekt á köflum á íslensku	172

Wstęp

Problem obcych gatunków inwazyjnych jest obecnie jednym z największych zagrożeń dla rodzimych biotopów. Gatunki te generują znaczne straty ekonomiczne, a często również zagrożenie dla zdrowia i życia ludzi. Pomimo próby wprowadzania rozwiązań systemowych, zarówno na poziomie krajowym, jak i międzynarodowym, wciąż brak jest skutecznych metod wielkoskalowej eradykacji i kontroli wielu obcych gatunków inwazyjnych (Park 2004, Skorupski 2016). Problem ten dotyczy nie tylko gatunków reprezentujących różne grupy systematyczne, ale również ich części lub wytwory zdolne do przetrwania i rozmnażania. Nadrzędnym dokumentem prawnym prawodawstwa Unii Europejskiej, a tym samym polskiego systemu prawnego, w zakresie obcych gatunków inwazyjnych jest Rozporządzenie Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) NR 1143/2014 z dnia 22 października 2014 r. w sprawie działań zapobiegawczych i zaradczych w odniesieniu do wprowadzania i rozprzestrzeniania inwazyjnych gatunków obcych. Rozporządzenie to definiuje gatunek obcy, jako każdego żywego osobnika gatunku, podgatunku lub niższego taksonu zwierząt, roślin, grzybów lub drobnoustrojów wprowadzonego poza jego naturalny zasięg, włączając wszelkie części, gamety, nasiona, jaja lub diaspory tych gatunków, jak również hybrydy, odmiany lub rasy zdolne do przeżycia i rozmnażania. Obcymi gatunkami inwazyjnymi są z kolei te gatunki obce, których introdukcja lub rozprzestrzenianie się zagraża bioróżnorodności i powiązanim usługom ekosystemowym lub oddziałuje na nie w niepożądany sposób (Rozporządzenie Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) NR 1143/2014).

Spośród około 12 000 gatunków obcych stwierdzonych w Europie, jedynie 10-15% to obce gatunki inwazyjne (Sundseth 2014). Ten pozornie niewielki odsetek odpowiedzialny jest jednak za straty gospodarcze na poziomie około 12 miliardów euro (Kettunen i in. 2009). Szkody wyrządzane przez obce gatunki inwazyjne w sensie przyrodniczym są dużo trudniejsze do oszacowania w sensie monetarnym. Dla przykładu wiadomo jednak, że obce gatunki inwazyjne związane są z 54%-ami wymarcie zwierząt, dla których przyczyny wymarcia zostały zidentyfikowane. W 20%-ach przypadków obce gatunki inwazyjne były jedyną przyczyną ekstynkcji (Clavero i García-Berthou 2005). Bezpośrednimi przyczynami zagrożenia ze strony obcych gatunków inwazyjnych dla bioróżnorodności i powiązanych usług ekosystemowych jest ich wpływ na zmianę siedlisk, drapieźnictwo (żerowanie) na gatunkach autochtonicznych, konkurencję międzygatunkową, przenoszenie chorób, zastępowanie gatunków rodzimych w znacznej części ich zasięgu, a także hybrydyzację (Sundseth 2014). Przyniesione fakty obrazują skalę problemów związanych z inwazjami biologicznymi gatunków obcych.

W monografii „Obce gatunki inwazyjne – identyfikacja zagrożeń w celu ochrony bioróżnorodności” opisano przykłady obcych gatunków inwazyjnych w Polsce, reprezentujących różne grupy systematyczne, o różnych przyczynach i ścieżkach introdukcji, a także różnej historii inwazji, stopniu rozprzestrzenienia na terenie kraju, statusie i odmiennej skali negatywnego oddziaływania na faunę i florę autochtoniczną. Celem opracowania jest nie tylko opis samego zjawiska inwazji biologicznych,

ale również podanie przykładów przeciwdziałania im, opartych na najlepszych praktykach wspartych rezultatami badań naukowych.

Publikacja niniejszej monografii stanowi wypełnienie jednego z zadań międzynarodowego projektu „Wymiana wiedzy, doświadczeń i najlepszych praktyk w badaniach i kontroli populacji obcych gatunków inwazyjnych w Polsce i na Islandii” (ang. “Exchange of knowledge, experiences and best practices in study and control of the invasive alien species populations in Iceland and Poland”), finansowanego ze środków Mechanizmu Finansowego Europejskiego Obszaru Gospodarczego 2009-2014 oraz Narodowego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej. Liderem projektu jest szczecińska organizacja pozarządowa – Federacja Zielonych „GAJA”, a partnerem reprezentującym kraje darczyńców – islandzki w partnerstwie z Centrum Badań Przyrodniczych Islandii Zachodniej (isl. Náttúrustofa Vesturlands). Partnerem wspierającym projektu jest Polskie Towarzystwo Genetyki Konserwatorskiej LUTREOLA, Zachodniopomorski Uniwersytet Technologiczny w Szczecinie oraz Fundacja AQUARIUS.

Bibliografia

- Clavero M., García-Berthou E. 2005. Invasive species are a leading cause of animal extinctions. *Trends in Ecology and Evolution* 20(3): 110
- Kettunen M., Genovesi P., Gollasch S., Pagad S., Starfinger U., Brink P., Shine C. 2009. Technical support to EU strategy on invasive species (IAS) – Assessment of the impacts of IAS in Europe and the EU. Final report for the European Commission, Institute for European Environmental Policy (IEEP). Brussels
- Park K. 2004. Assessment and management of invasive alien predators. *Ecology and Society* 9(2): 12
- Rozporządzenie Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) NR 1143/2014 z dnia 22 października 2014 r. w sprawie działań zapobiegawczych i zaradczych w odniesieniu do wprowadzania i rozprzestrzeniania inwazyjnych gatunków obcych
- Skorupski J. 2016. Nature conservation and invasion of the American mink (*Neovison vison*) in Poland – a critical analysis. *Sylvan* 160(1): 79-87
- Sundseth K. 2014. Invasive Alien Species. A European response. European Commission. Brussels
- Vitousek P.M., D'Antonio C.M., Loope L.L., Westbrooks R. 1996. Biological invasions as global environmental change. *American Scientist* 84: 468-478

Introduction

The problem of invasive alien species is currently one of the greatest threats to native biotopes and generates significant economic losses and often also risks to human health and life (Vitousek et al. 1996, Regulation... 2014). Despite efforts to implement systemic solutions at both national and international levels, there are still no effective methods for large scale eradication and control of many invasive alien species (Park 2004, Skorupski 2016). This problem concerns not only species representing different systematic groups, but also their parts or products capable of survival and reproduction. The overarching legal document of the European Union is the Regulation (EU) No 1143/2014 of the European Parliament and of the Council of 22 October 2014 on the prevention and management of the introduction and spread of invasive alien species. This Regulation defines an alien species as any live specimen of a species, subspecies or lower taxon of animals, plants, fungi or micro-organisms introduced outside its natural range; it includes any part, gametes, seeds, eggs or propagules of such species, as well as any hybrids, varieties or breeds that might survive and subsequently reproduce (Regulation... 2014). Invasive alien species means an alien species whose introduction or spread has been found to threaten or adversely impact upon biodiversity and related ecosystem services (Regulation ... 2014).

Of the 12,000 alien species found in Europe, only 10-15% are invasive (Sundseth 2014). This apparently small proportion is responsible for economic losses of around € 12 billion (Kettunen et al. 2009). The damage caused by invasive alien species in the natural sense is much more difficult to estimate in the monetary sense. For example, it is known that invasive alien species are associated with 54% extinctions of animals for which the causes of extinction have been identified. In 20% of cases, invasive alien species were the only cause of extinction (Clavero and García-Berthou 2005). The immediate causes of the threat of invasive alien species to biodiversity and related ecosystem services are their impact on habitat change, predation on indigenous species, cross-species competition, disease transmission, substitution of native species for much of their range, and hybridization (Sundseth 2014). Abovementioned facts illustrate the scale of the problem of biological invasions of alien species.

In the monograph „Invasive alien species – identification of threats to protect biodiversity” are presented examples of invasive alien species in Poland, representing various systematic groups, with different causes and pathways for introduction, as well as different history of invasions, degree of spread across the country, status and scale of negative impact on native fauna and flora. The aim of the publication is not only to describe the phenomenon of biological invasions, but also to provide examples of counter-measures based on the best practices supported by scientific research.

The monograph is published within the international project “Exchange of knowledge, experiences and best practices in study and control of the invasive alien species populations in Iceland and Poland”, financed by the Financial Mechanism of the European Economic Area (EEA) 2009-2014 and the National Fund for Environmental Protection and Water Management (Poland), and implemented by the Green Federation “GAIA” in partnership with the West-Iceland Nature Research Centre and in cooperation with the Polish Society for Conservation Genetics LUTREOLA, West Pomeranian University of Technology, Szczecin and the Foundation AQUARIUS.

References

See page 8.

Obecność obcych gatunków inwazyjnych w krajowych łowiskach na przykładzie jenota azjatyckiego *Nyctereutes procyonides* Gray, 1834

Streszczenie

Jenot azjatycki *Nyctereutes procyonoides* jest drapieżnikiem, który wywołuje wiele kontrowersji. Jest gatunkiem bardzo elastycznym w kwestii wyboru środowiska bytowania oraz oportunistą pokarmowym z dużym potencjałem rozrodczym. Te czynniki powodują jego szybkie tempo rozprzestrzeniania się. Z tego względu został też uznany za gatunek inwazyjny. Brak jest jednak rzetelnych danych, które wyraźnie wskazywałyby, iż obecność jenota wpływa w sposób negatywny na rodzimą faunę. Chociaż przy wysokich zagęszczeniach może on konkurować o zasoby środowiska z innymi drapieżnikami i wpływać na populacje ofiar, których liczebności nie są wysokie. W celu poznania faktycznego wpływu tego gatunku potrzebne są rzetelne badania dotyczące jego występowania oraz rozprzestrzeniania się, a także składu pokarmu z różnych rejonów Polski. Konieczny jest stały monitoring populacji jenotów oraz gatunków o podobnych niszach ekologicznych, ze względu na skomplikowane zależności troficzne i różnorodność czynników wpływających na poszczególne elementy ekosystemu. Monitoring ten należałoby prowadzić wzdłuż naturalnych korytarzy migracji gatunku, takich jak np. ciekłowodne. Dodatkowo należy otoczyć szczególną opieką te rodzime gatunki, które są narażone na negatywny wpływ jenotów, szczególnie poprzez ochronę ich siedlisk. Istotnym elementem jest również edukacja ekologiczna społeczeństwa dotycząca wpływu gatunków obcych na rodzimą przyrodę.

Słowa kluczowe

jenot azjatycki, monitoring, *Nyctereutes procyonoides*, oportunistyka pokarmowa, odstrzał redukcyjny

Wstęp

W rodzimej faunie spotykamy gatunki obce, które mogą stanowić zagrożenie dla rodzimych gatunków bądź siedlisk. Gatunki te, przy celowym bądź niezamierzonym udziale człowieka, zostały przeniesione (introdukowane) poza obszar swojego naturalnego występowania. Dotyczy to dorosłych osobników, ich stadiów rozwojowych (nasion, jaj, larw) oraz części służących do rozmnażania (rozłogów, rozmnożek, bulw) (Głowaciński i in. 2011).

W niektórych przypadkach introdukowane gatunki obce „wtapiają” się w środowisko, nie wywołując zmian. Mają one nawet pozytywny wpływ na gospodarkę obszarów, na które zostały wprowadzone, np. rośliny uprawne i zwierzęta hodowlane (Solarz 2007). Niestety są wśród nich również i takie, których obecność zdecydowanie negatywnie wpływa na nowe środowisko. Mogą one stanowić także zagrożenie dla zdrowia lub życia ludzi i powodują straty w gospodarce. Ich wpływ na przyrodę jest różny, od zjadania rodzimych gatunków (drapieżnictwo, roślinożerność) poprzez nosicielstwo oraz tworzenie hybryd ze spokrewnionymi gatunkami (Solarz 2012). Szacuje się, że w Europie szkody powodowane przez gatunki inwazyjne wynoszą co najmniej 12 mld EUR rocznie i koszty te stale rosną (Gwiazdowicz 2014).

Według Głowacińskiego i Pawłowskiego (2011) w polskiej faunie jest około 300 gatunków obcych, zawleczonych lub sprowadzonych przez człowieka, z których 134 zostało uznanych za inwazyjne,

a wśród nich 76 gatunków, których inwazyjność została określona jako intensywna. Obce gatunki w polskiej faunie należą do wszystkich gromad występujących w Polsce, oprócz płazów. Spośród ssaków na tej liście znalazły się, między innymi, gatunki z rzędu zajacokształtnych (Lagomorpha) – królik europejski *Oryctolagus cuniculus*, gryzoni (Rodentia) – piżmak amerykański *Ondatra zibethicus*, drapieżnych (Carnivora) – szop pracz *Procyon lotor*, jenot azjatycki *Nyctereutes procyonoides*, norka amerykańska *Neovison vison* oraz parzystokopytnych (Artiodactyla) – jelen sika *Cervus nippon*, daniel zwyczajny *Dama dama* oraz muflon śródziemnomorski *Ovis aries musimon*. Pierwsze wsiadlenie, obcego gatunku (daniel) na ziemiach polskich, miało miejsce już prawdopodobnie w XIII wieku, na tereny Śląska (Włodek 1979).

Niektóre spośród tych gatunków, po upływie wielu lat od ich introdukcji na teren Polski zostały zaliczone do zwierząt łownych (w roku 1995), chociaż wywierają negatywny wpływ na rodzimą faunę (np. jenot azjatycki *Nyctereutes procyonoides*, norka amerykańska *Neovison vison*). W 2005 roku (Dz. U. nr 45 poz. 433) do listy zwierząt łownych dodano szopa pracza *Procyon lotor*. Obecnie te drapieżniki nie posiadają okresu ochronnego i mogą być pozyskiwane przez cały rok na terenie całego kraju (Rozporządzenie MŚ Dz. U. 2009 nr 163 poz. 1303), dopuszczono również chwytanie ich w pułapki żywołowne (Rozporządzenie MŚ Dz. U. 2009 nr 167 poz. 1321).

Biologia gatunku

Jenot azjatycki jest średniej wielkości drapieżnikiem (Carnivora), należącym do rodziny psowatych (Canidae). Długość ciała dorosłych osobników osiąga do 80 cm, a puszystego ogona do 25 cm, głowa jest mała z krótkim, szpiczastym pyskiem i zaokrąglonymi uszami, a włosy na bokach głowy i policzkach kształtują się w charakterystyczne bokobrody. Dorosłe osobniki wiosną osiągają masę 4,0-7,3 kg, natomiast jesienią, gdy gromadzą rezerwy tłuszczowe przed zimą, ich masa dochodzi do 10 kg (Natumow i Ławrow 1948, Kowalczyk 2011). Charakterystyczną cechą jenota jest futro, które w okresie zimowym składa się z włosów ościstych, których długość dochodzi do 12 cm oraz gęstych włosów puchowych. Latem, z kolei, futro jest jaśniejsze i pozbawione włosów puchowych.

Jenoty łączą się w pary i żyją na wspólnym areale bytowania, są monogamiczne. Samce i samice wspólnie żerują, odpoczywają i wychowują szczenięta (Kowalczyk i in. 2000). Zaobserwowano u nich terytorializm, jednak mniej wyraźny, niż u innych psowatych (Drygala i in. 2008, Wilson i Mittermeier 2009).

Jenot azjatycki jest gatunkiem o wysokim potencjale rozrodczym. Sezon godowy trwa, w zależności od warunków pogodowych i szerokości geograficznej, od lutego do kwietnia. Po ciąży trwającej 59-70 dni na świat przychodzi zwykle 6-7 ślepych jeszcze szczeniąt, ale w miocie może być nawet 15-16 młodych (Frisow 1929). Młode osobniki, do 1 roku życia, charakteryzuje duża śmiertelność – 50 do 80% (Żurowski 1989, Kauhala 1992). Według Kowalczyka i in. (2009) największą śmiertelność sięgającą 61% zanotowano u szczeniąt w pierwszych 3 miesiącach życia.

Laktacja trwa do 60 dni, ale po ukończeniu 1 miesiąca szczenięta zaczynają się odżywiać pokarmem przyniesionym przez rodziców. Po około 5 miesiącach osiągają wielkość osobników dorosłych, a przed ukończeniem 1 roku życia są dojrzałe płciowo (Żurowski 1989). W przyrodzie jenoty dożywają około 8 lat, natomiast w warunkach hodowlanych nawet do 14 lat (Ward i Wurster-Hill 1990). W okresie zimy i na czas wychowania potomstwa jenoty chronią się w norach, czasem kopią krótkie nory z jednym korytarzem, niedaleko zbiorników wodnych, jednak częściej wykorzystują nory lisów lub borsuków. Nory zamieszkiwane przez jenoty są utrzymywane w czystości, odchody są gromadzone na kopczykach, w miejscach zwanych latrynami, zarówno w norach, jak i poza nimi (Kowalczyk i in. 2004).

Jenot azjatycki, jako jedyny przedstawiciel rodziny Canidae może hibernować (Mustonen i in. 2007). Dzieje się tak, gdy temperatura powietrza spada poniżej -10°C , pokrywa śnieżna przekracza 35 cm, a dzień jest krótszy niż 7 godzin (Kauhala i in. 2007). Wtedy obniżają temperaturę ciała o 1,4 do $2,1^{\circ}\text{C}$ (Mustonen i in. 2007). Zgromadzone przed zimą rezerwy tłuszczowe mogą podwoić masę jenota (Kauhala 1993). Gromadzenie rezerw tłuszczowych i hibernacja są regulowane hormonalnie, gdy temperatura spada poniżej -5°C , poziom hormonów tarczycy spada, jenoty tracą wtedy apetyt i zapadają w zimowy sen (Korhonen 1988, Nieminen i in. 2002). Jest to przystosowanie do długiego okresu z ograniczoną dostępnością pożywienia podczas ostrych zim (Asikainen i in. 2002). W cieplejszych okresach zimy sen jest przerywany na poszukiwanie pokarmu (Ward i Wurster-Hill 1990). Na południowych obrzeżach zasięgu występowania, na przykład na Bałkanach, jenoty nie zapadają w sen zimowy (Ward i Wurster-Hill 1990), podobnie w Niemczech nie hibernują (Drygala i in. 2008). Z kolei w Finlandii zimowy sen jenotów trwa od listopada do marca (Kauhala i in. 2007). W Polsce jenoty najczęściej na miejsce hibernacji wybierają nory borsuków (Kowalczyk i in. 2008).

Jenoty są typowymi oportunistami pokarmowymi. Żywią się pokarmem aktualnie najbardziej dostępnym, są wszystkożerne. W diecie jenota występują drobne ssaki – gryzonie i owadożerne, ptaki i ich jaja, gady, płazy, owady, jak również pokarm roślinny, a szczególnie owoce i nasiona oraz padlina, zwłaszcza w czasie zimy. Jenoty są również spotykane na karmiskach i nęciskach dla zwierząt łownych (Żurowski 1989, Baltrunaite 2002, Sutor i in. 2010).

Dieta jenota jest determinowana przez środowisko bytowania. Według badań Sutora i in. (2010) w diecie jenotów żyjących w wilgotnych środowiskach, w sąsiedztwie zbiorników wodnych, dominują płazy (50%) i ryby (11%). Z kolei na terenach byłego Związku Radzieckiego w całorocznej diecie jenota, według badań Popowa z 1956 roku, występowały gryzonie (19%), owady (15%), mięczaki (13%), płazy (12%), gady (7%), ssaki owadożerne (7%), ryby (6%), ptaki (5%) oraz pokarm roślinny (16%). Z kolei z analiz Iwanowej (1962) wynika, iż gryzonie stanowią 50% diety jenota, podczas gdy padlina, owady, ptaki, płazy i pokarm roślinny stanowią odpowiednio 14%, 11%, 7%, 3% i 15% (Żurowski 1989 za Popow 1956, Żurowski 1989 za Iwanowa 1962).

Jenoty to zwierzęta prowadzące nocny tryb życia. Najchętniej występują w wilgotnych siedliskach, takich jak wilgotne lasy, zadrzewienia i zarośla w dolinach rzek i jezior, szuwały, trzcinowiska, torfowiska, łąki i inne tereny podmokłe (Ward i Wurster-Hill 1990). Według Sutor i Schwarz (2013) jenoty zasiedlają również siedliska w krajobrazie rolniczym, ale w pracy Nowaka (1993) udowodniono, że tereny rolnicze i duże borowe kompleksy leśne nie są preferowane przez ten gatunek. Występowanie jenota jest limitowane przez wysokość od 800 m n.p.m., natomiast północny zasięg występowania jest determinowany przez klimat. Jenoty żyją na terenach o średniorocznej temperaturze przekraczającej 0°C , grubość pokrywy śnieżnej nie przekracza 80 cm, a okres jej zalegania jest poniżej 175 dni (Ławrow 1971).

Do naturalnych wrogów mogących zredukować liczebność jenotów zaliczają się niedźwiedzie, wilki, rysie i większe ptaki drapieżne, na przykład bielik, a dla szczeniąt również lisy i borsuki (Sidorovich i in. 2000) a także psy (Kowalczyk i in. 2009).

Jenoty są rezerwuarem wielu pasożytów i chorób zakaźnych, jak wścieklizna, paratyfus, piroplazmoza (Holmala i Kauhala 2006). Z badań prowadzonych na terenie byłego Związku Radzieckiego wynika, iż jenoty są nosicielami 32 gatunków pasożytów wewnętrznych (na przykład włośnia), 6 gatunków pcheł i 5 gatunków kleszczy (Żurowski 1989, Mulder 2012). Wśród zwierząt przenoszą wściekliznę. Przed rozpoczęciem akcji szczepień ochronnych przeciwko wściekliznie wśród jenotów notowano wysoki odsetek zwierząt zarażonych tym wirusem. Dodatkowo są wektorem świerzbu, bąblowca oraz włośnia (Westerling 1991, Oivanen i in. 2002), na przykład w Finlandii wykazano związek między zagęszczeniem jenotów, a poziomem zainfekowania rysy przez larwy włośni (Oksanen i in. 1998). Jenoty są także

pośrednio odpowiedzialne za roznoszenie chorób i pasożytów groźnych dla człowieka (Duscher i in. 2017).

Jenot azjatycki w Europie

Pierwotny zasięg występowania gatunku obejmował Daleki Wschód, od subtropikalnych regionów Japonii, północnego Wietnamu i południowych Chin i Koreę, po ostry klimat kontynentalny z mroźnymi zimami w Mongolii i południowo-wschodniej Syberii (Kauhala i Saeki 2004).

Pierwsze introdukcje jenota z rejonów południowo-wschodniej Rosji (rejon dorzecza Amuru i Ussuri), w ramach wzbogacania łowisk w nowe gatunki zwierząt futerkowych oraz tworzenia hodowli zamkniętych miały miejsce od 1928 roku. Jenoty hodowano dla cennych futer, które wykorzystywano do produkcji kombinezonów lotniczych (Pielowski 2003). W latach 1928-1957 w europejskiej części byłego ZSRR wpuszczono łącznie do środowiska około 9 000 osobników, które sukcesywnie zasiedlały centralną i północną Europę (Nowak i Pielowski 1964). Dodatkowo do środowiska naturalnego przedostawali się uciekinierzy z ferm, którzy trafiali w dogodne miejsca dając początek nowym, rozprzestrzeniającym się populacjom (Heltai i in. 2000). W latach 1928-1929 sprowadzono je na tereny obecnej Ukrainy, Gruzji Armenii i Azerbejdżanu, Abchazji i Osetii, w latach 30-tych XX w., m. in. w rejony Leningradu, Nowogrodu, Kaliningradu, Moskwy oraz do Mołdawii, a w pierwszej połowie lat 50-tych na tereny Estonii i Archangielska oraz Karelii, blisko granicy z Finlandią. W 1963 roku 100 osobników zostało wypuszczonych na terenach dzisiejszej Białorusi.

Jenoty introdukowane w europejskiej części byłego Związku Radzieckiego bardzo dobrze się zaaklimatyzowały, a ich liczebność szybko rosła, skąd rozprzestrzeniły się w kierunku północnym i zachodnim dzięki dużej plastyczności adaptacji do różnych warunków środowiskowych oraz klimatycznych. Według Ławrova (1971) populacja jenota rozprzestrzeniała się w tempie 40 km na rok, a w niektórych przypadkach nawet 120 km rocznie poza rejony introdukcji. Na północy, na Litwie jenoty pojawiły się w 1948 roku, w latach 50-tych ubiegłego wieku. były już na terenie całego kraju, jednak ich liczebność nie wzrastała, ze względu na obecność takich drapieżników jak ryś i wilk. W Finlandii pierwsze osobniki notowane były już w latach 1935-1939 (Kauhala 1996, Kowalczyk i Zalewski 2011). W połowie lat 50-tych rozpoczęła się prawdziwa kolonizacja, ale dopiero 10 lat później zaobserwowano szybki wzrost populacji, natomiast w latach 70-tych jenoty występowały już w większości południowych i centralnych rejonów Finlandii. Przez kolejne 10-15 lat następowały fluktuacje liczebności tego gatunku, po czym znowu doszło do wzrostu populacji i obecnie wciąż rośnie i jest najczęściej występującym średniej wielkości drapieżnikiem. Pozyskanie jenota w Finlandii w sezonie łowieckim 1970/71 wynosiło 818 osobników, a w roku 2009 osiągnęło wartość 172 tys. osobników (Helle i Kauhala 1991, Kauhala i Kowalczyk 2011). W Szwecji pierwsze osobniki były notowane w 1945 roku, ale do ekspansji doszło niedawno, natomiast pierwsze informacje o występowaniu jenotów w Norwegii pochodzą z 1983 roku, a kolejne dopiero z zimy 2007/08. Pierwsze informacje o obecności jenotów na terenie Niemiec pochodzą z 1961 roku. W sezonie łowieckim 1995/96 pozyskano tam 398 jenotów, a w sezonie 2000/01 pozyskanie osiągnęło już wartość 11,7 tys. osobników (Kauhala i Kowalczyk 2011).

Z południa Europy pierwsze informacje pochodzą z Rumunii, z 1952 roku, natomiast w 1959 obserwowano jenoty na Słowacji (Kauhala 1996, Kowalczyk 2011). W kolejnych latach (1962) pojawiły się na terenach Austrii i Węgier, na przełomie lat 70-tych i 80-tych XX w. były obserwowane we Francji, Bośni i Hercegowinie oraz Serbii i Chorwacji, a na przełomie wieków w Szwajcarii, w północnych Włoszech i Macedonii. W 2008 roku jeden osobnik był widziany również w Hiszpanii (Kauhala i Kowalczyk 2011).

Jenot azjatycki w Polsce

W Polsce pierwszego jenota odnotowano w 1955 r., w Puszczy Białowieskiej oraz w okolicach Hrubieszowa na Zamojszczyźnie (Dehnel 1956). Do naszego kraju gatunek ten dotarł z Białorusi, Litwy i Ukrainy. Z terenów Polski północno-wschodniej jenoty wędrowały w kierunku zachodnim i południowo-zachodnim. Pod koniec lat 50-tych XX w. pojawiły się na Suwalszczyźnie, Pojezierzu Mazurskim oraz w okolicach Łomży, natomiast w 1963 r. pojedyncze osobniki były notowane na terenie wszystkich województw (Kowalczyk 2011). Do lat 80-tych ubiegłego wieku jenoty najliczniej występowały w północno-wschodniej Polsce, a od początku lat 90-tych XX w. na tych terenach nastąpił wzrost zagęszczeń. Równocześnie zaobserwowano jenoty na południu Polski, w okolicach Krakowa, na terenie Puszczy Niepołomickiej. Obecnie jenot, według Atlasu ssaków Polski, występuje w całym kraju z wyjątkiem Tatr oraz pasma Bieszczadów (Kowalczyk 2017).

Status jenota azjatyckiego

Status jenota azjatyckiego w Polsce ulegał zmianie na przestrzeni lat. Jako zwierzę łowne gatunek został wymieniony w ustawie z dnia 17 czerwca 1959 roku, o hodowli, ochronie zwierząt łownych i prawie łowieckim (Dz. U. 1959 nr 56, poz. 226). W 1995 roku gatunek został wpisany na listę zwierząt łownych z okresem ochronnym trwającym od 16 kwietnia do 10 sierpnia, a już w 1996 roku z tej listy go usunięto. Ponownie status zwierzęcia łownego jenot uzyskał w 2001 roku, tym razem z okresem ochronnym trwającym od 1 kwietnia do 31 lipca, w 2004 roku okres ten został skrócony o miesiąc i rwał od 1 kwietnia do 30 czerwca, ponadto na terenie obwodów łowieckich, na których występował cietrzew i głuszec na jenota można było polować przez cały rok (Solarz 2012, Dz. U. 2004, nr 76, poz. 729). W 2009 roku zniesiono okres ochronny, co umożliwiło pozyskiwanie jenota w przeciągu całego roku (Dz. U. 2009, nr 163, poz. 1303), dozwolone jest również odławianie w pułapki żywołowne (Dz. U. 2009, nr 167, poz. 1321).

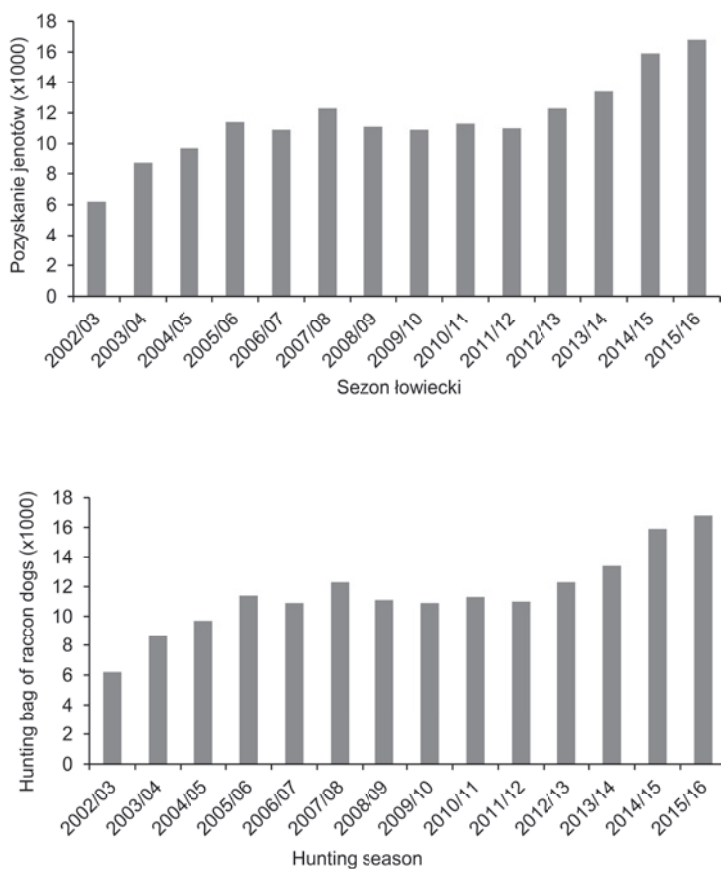
Jenot azjatycki jest drapieżnikiem, na którego można polować zbiorowo, indywidualnie, przy norach, przy stogach i przy nęciskach. Jednak najczęściej polowanie na te drapieżniki odbywa się przy okazji polowań na inne gatunki, na przykład podczas polowania na lisy z norowcami. Na wysokość pozyskania jenotów, stosunkowo niewielką w porównaniu z lisem, wpływa również fakt, iż jest to zwierzę o nocnym trybie życia a jego żerowanie odbywa się często w wilgotnych, trudnodostępnych dla myśliwych terenach. Dodatkowo brak zainteresowania naturalnymi futrami powoduje, iż jenot nie jest atrakcyjnym zwierzęciem dla myśliwych.

Na terenie większości parków narodowych w naszym kraju istnieje możliwość pozyskiwania jenota w ramach odstrzału redukcyjnego z uwagi na zagrożenie rodzimych gatunków zwierząt przez gatunki obce; w celu ochrony ptaków i drobnych ssaków (Kampinoski Park Narodowy – Dz. Urz. MŚ i GIOŚ 2010, nr 1, poz. 13), z uwagi na zagrożenie dla ptaków lęgowych (Park Narodowy Ujście Warty – Zarządzenie MŚ nr. 3 z 2014 r.) oraz ze względu rozprzestrzenianie się obcych gatunków zwierząt (Woliński Park Narodowy – Dz. U. MŚ 2016, poz. 13).

Na terenach, gdzie jest prowadzona reintrodukcja cietrzewia i głuszca oraz w ostojach cietrzewia i ich sąsiedztwie wskazany jest ciągły, intensywny odstrzał redukcyjny jenota. Takie redukcje drapieżników prowadzi się na terenach Puszczy Solskiej, na terenach Borów Dolnośląskich oraz Puszczy Augustowskiej (Zawadzka 2014).

W 2014 r. w projekcie rozporządzenia Ministra Środowiska (MŚ 2014) jenot znalazł się na liście gatunków, które w przypadku uwolnienia do środowiska przyrodniczego mogą zagrozić gatunkom rodzimym.

Jenot azjatycki jest gatunkiem, o którego rozprzestrzenianiu się oraz o trendach liczebności wnioskuje się w oparciu o statystyki łowieckie, a zwłaszcza o pozyskanie łowieckie. Dane z terenu kraju pokazują, iż pozyskanie łowieckie od 1959 r. wzrastało stopniowo do sezonu łowieckiego 1987/88. Pozyskano wtedy 728 jenotów z 7% obwodów łowieckich (Kamieniarski i Panek 2008). Na początku lat 90. XX wieku pozyskanie jenotów wynosiło około 500 osobników rocznie. Z lat 1997-2001 brak danych, ponieważ jenot został skreślony z listy gatunków łownych i zniknął ze statystyk łowieckich (Kamieniarski i Panek 2008). W tym czasie musiał nastąpić znaczny wzrost liczebności populacji, ponieważ w sezonie 2002/03 pozyskano już 6 200 osobników. Wzrost pozyskania obserwowano do sezonu łowieckiego 2005/06, kiedy to ustabilizowało się na poziomie 11-12 tys. osobników rocznie. W kolejnych sezonach od 2008/09 do 2011/12 zanotowano niewielki spadek pozyskania. Od tamtego czasu pozyskanie jenota ponownie wzrasta i w sezonie 2015/16 przekroczyło 16 tys. osobników (Ryc. 1).

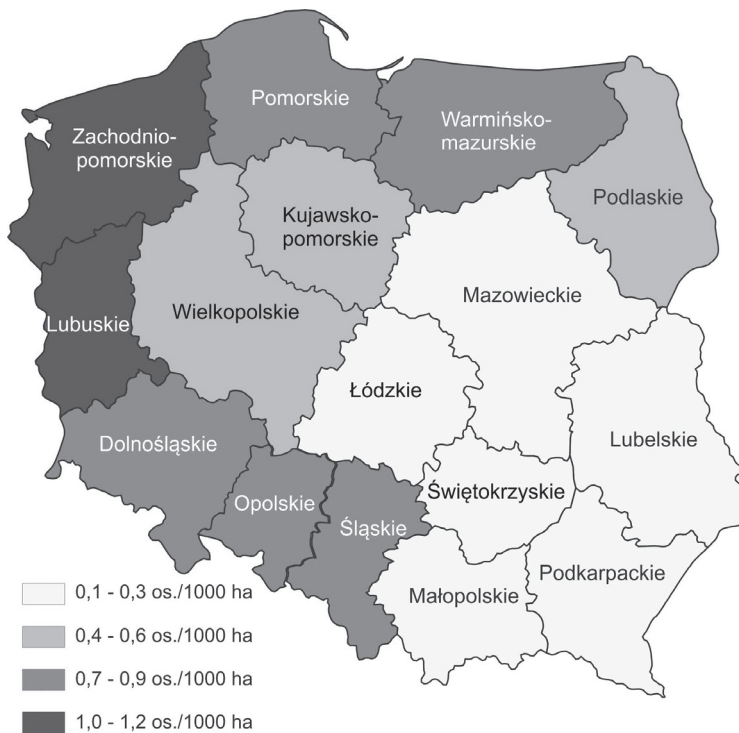


Ryc. 1. Dynamika pozyskania jenotów w Polsce w sezonach łowieckich od 2002/03 do 2015/16 na podstawie danych sprawozdawczości łowieckiej (źródło: Stacja Badawcza PZŁ Czempień 2012, 2016)

Fig. 1. The dynamic of hunting bag of raccoon dogs in Poland in hunting seasons 2002/03 – 2015/16 based on hunting reporting (source: Czempień Research Station of the Polish Hunting Association 2012-2016)

Istnieje przestrzenne zróżnicowanie pozyskania jenota w Polsce (Ryc. 2). Najwięcej osobników tego gatunku w przeliczeniu na 1 000 ha powierzchni pozyskuje się w Polsce północnej oraz północno-zachodniej. Jest to najprawdopodobniej odzwierciedleniem różnic w zagęszczeniu tego gatunku w po-

szczególnych województwach. Może to wynikać z odmiennych warunków środowiskowych panujących na terenie województw, sprzyjających bytowaniu jenotów. Liczebność jenotów w naszym kraju wciąż wzrasta. Obliczono średnie skończone tempo wzrostu liczebności populacji jenota λ ($\lambda = N_t / (N_{t-1})$) (Caughey 1977) na podstawie pozyskania z lat 2002-2016 (Anon 2012, Anon 2016). Wartość λ wynosi 1,09, co oznacza, iż populacja jenotów wzrasta o 9% rocznie.



Ryc. 2. Średnie (5 sezonów łowieckich) pozyskanie jenotów w przeliczeniu na 1 000 ha powierzchni obwodów łowieckich w województwach, na podstawie danych sprawozdawczości łowieckiej (źródło: Stacja Badawcza PZŁ Czempień 2012, 2016)

Fig. 2. The mean (5 hunting seasons) hunting bag of raccoon dogs converted on 1 000 ha of hunting districts in voivodeships based on hunting reporting. Os. – individuals (source: Czempień Research Station of the Polish Hunting Association 2012-2016)

Wpływ jenota azjatyckiego na faunę rodzimą

Wpływ jenotów na rodzimą faunę nie jest jeszcze dokładnie poznany. Istniejące prace dotyczące diety oraz interakcji z innymi drapieżnikami skupiają się wokół terenu Puszczy Białowieskiej (Jędrzejewska i Jędrzejewski 2001, Kowalczyk i in. 2008).

Analiza Borowskiego (2006) dotycząca interakcji pomiędzy jenotem, a borsukiem i lisem wykonana w oparciu o dane zebrane w Puszczy Białowieskiej nie wykazała, aby dochodziło do konkurencji pomiędzy tymi drapieżnikami. Nie wykazano nakładania się ani nisz troficznych, ani nisz środowiskowych. Wskaźnik Pianki nakładania się nisz troficznych wynosił dla terenu Puszczy Białowieskiej 0,35 (zakres ten może wynosić od 0 – niszze zupełnie rozłączne, do 1 – niszze identyczne), co świadczy o niskim stopniu pokrywania się tych nisz, pomimo pewnych podobieństw w zjadanym pokarmie po-

między borsukiem, a jenotem. Z kolei w przypadku wybiórczości środowiska jenot okazał się gatunkiem najmniej selektywnym. Wartość indeksu Levisa wyniosła $B=4,45$ (skala od 1 – nisza najwęższa do 6 – najszersza nisza), u lisa wskaźnik przyjął wartość $B=3,97$ a u borsuka $B=1,75$. Z kolei w pracy Kowalczyka i in. (2008) wykazano, że jenoty oraz lisy wykorzystują nory borsuka jako miejsca schronienia, rozrodu oraz miejsca zimowania.

Analizując statystyki łowieckie dotyczące pozyskania 3 drapieżników (lisa, jenota i borsuka) z ostatnich 5 sezonów (2011/12 - 2015/16) (Ryc. 3) nie stwierdzono spadku pozyskania ani borsuka, ani lisa na terenie kraju, pomimo ciągłego wzrostu pozyskania jenota. Spadku rodzimych drapieżników nie stwierdzono również analizując pozyskanie w obrębie poszczególnych województw. Sugeruje to, iż obecność jenota, pomimo jego dużej liczebności, nie przeszkadza ani lisowi, ani borsukowi (Anon 2012, Anon 2016).

Do takich wniosków doszli również Jędrzejewscy (1998); jenoty mogą współegzystować na tym samym terenie z borsukami przy minimalnej konkurencji, jak również z lisami (Zoller 2006) oraz według badań litewskich, z lisami i kunami (Baltrunaite 2006).

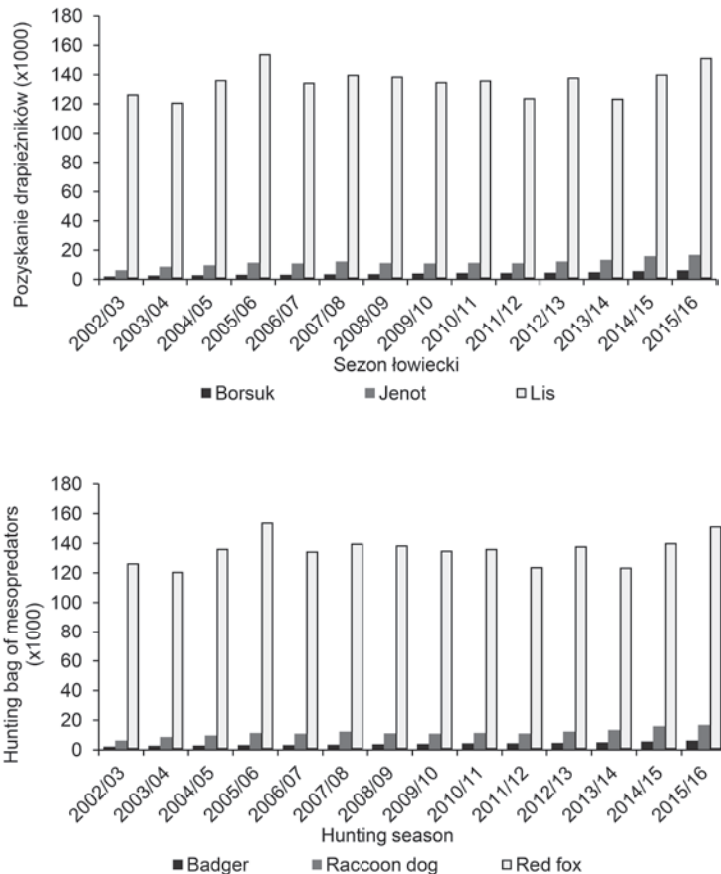
Niektórzy autorzy (Żurowski 1989, Jędrzejewska i Jędrzejewski 1998) stwierdzają, iż jenoty powodują znaczne straty w koloniach lęgowych ptactwa wodnego i błotno-wodnego oraz mogą być czynnikiem ograniczającym populację kuraków leśnych. Mogą się również przyczyniać do śmiertelności kuropatw, zajęcy i bażantów. Wielu jednak nie podziela tego zdania. Według Kauhala i in. (1993) jenoty poruszają się znacznie wolniej, niż lisy, czego konsekwencją jest niewielka efektywność jenotów w polowaniu na dorosłe osobniki kuraków i zajęcy. Badania innych autorów potwierdzają tę hipotezę. Według Reiga i Jędrzejewskiego (1988) ptaki zdarzają się rzadko w diecie jenotów w porównaniu z dietą lisów. Naaber (1971) uznał, iż w Estonii jenoty mają nieznaczny wpływ na populację kuraków i zajęca, a z badań Kauhala (2004) wynika, iż brak jest dowodów na wpływ jenota na lęgi kaczek w Finlandii. Jednak, jak podkreśla Sutor i in. (2010), przy dużych liczebnościach populacji jenotów mogą one ograniczać sukces lęgowy ptaków zakładających gniazda na ziemi.

Wiele prac dotyczących wpływu średnich drapieżników na zwierzynę polną pokazuje, że jenoty przyczyniają się do jej regresu. Ponadto do drapieżników zagrażających zwierzynie drobnej zaliczane są ssaki drapieżne, tj. lisy, kuny, łasice, norki amerykańskie, czy borsuki, a także ptaki drapieżne (Panek 1990, Pielowski i Pinkowski 1995, Potts 1986, Dziedzic i in. 2000, Bro 2008, Wiśniewski 2011). Za główną przyczynę wzrostu liczebności średniej wielkości drapieżników uważa się podawanie szczepionek przeciwko wściekliźnie (Flis 2009, Freuling 2011, Kamieniarz i in. 2011), ale również ich możliwości przystosowawcze do życia w środowisku polnym. Do rozrodu dochodzi wówczas w remizach śródpolnych, stogach, urządzeniach melioracyjnych, czy na miedzach. W warunkach zapewniających odpowiednią bazę pokarmową w jednym miocie liczba młodych może być większa, niż w środowisku leśnym (Goszczyński 1994, Dziedzic i in. 2000).

Podsumowanie

Jenot azjatycki jest gatunkiem bardzo elastycznym w kwestii wyboru środowiska bytowania, ponadto jest oportunistą pokarmowym o dużym potencjale rozrodczym (Mulder 2012), średnioroczny przyrost populacji jenota w naszym kraju wynosi 9%. Wszystkie te cechy i niewielka liczba naturalnych wrogów oraz ograniczenie wścieklizny przez wprowadzenie szczepionek w latach 90-tych XX w. spowodowały, iż w krótkim okresie czasu doszło do ekspansji jenota w naszym kraju. Jako gatunek obcy może wywierać wpływ na rodzime gatunki, może powodować zmianę lokalnych zależności troficznych oraz konkurencję o podobne nisze ekologiczne. Jenot może ograniczać liczebności rodzimych gatunków będących jego potencjalnymi ofiarami. Populacje jenotów o wysokich zagęszczeniach mogą

negatywnie wpływać szczególnie na populacje ofiar, których liczebności nie są wysokie. Nie można jednak stwierdzić, iż jenot jest głównym winowajcą regresu wielu gatunków. Analiza Borowskiego (2006) nie wykazała konkurencji o nisze ekologiczne z lisem i borsukiem, co potwierdzają wysokie pozyskania w/w gatunków, a szczególnie lisa, którego liczebność stale wzrasta (Ryc. 3). Chociaż niektórzy autorzy (Sidorovich i in. 2008) podają, że wzrost populacji jenota może powodować spadek liczebności rodzimych drapieżników, tj. lisa oraz kuny. Według Kauhala (2004) w północnej Europie jenot może konkurować z lisem i borsukiem o zasoby środowiskowe.



Ryc. 3. Pozyskanie 3 gatunków drapieżników w sezonach łowieckich 2002/03 do 2015/16 na podstawie danych sprawozdawczości łowieckiej (źródło: Stacja Badawcza PZŁ Czempień 2012, 2016)

Fig. 3. The hunting bag of three species of mesopredators in hunting seasons 2002/03-2015/16 based on hunting reporting (source: Czempień Research Station of the Polish Hunting Association 2012-2016)

Jenoty są nosicielami wielu czynników chorobotwórczych niebezpiecznych dla gatunków autochtonicznych i człowieka (Kauhala i Kowalczyk 2011, Mulder 2012). Wykorzystując nory rodzimych drapieżników, np. borsuka, mogą powodować zarażanie tych zwierząt przenoszonymi przez siebie pasożytami i chorobami.

Według strategii Polskiego Związku Łowieckiego ze względu na negatywny wpływ na rodzime gatunki jenoty na terenach, gdzie się pojawiają, powinny być bezzwłocznie pozyskiwane, bez konieczności zamieszczania ich w rocznych planach łowieckich, czyli bez konieczności posiadania upoważnienia

do ich pozyskania. W takich przypadkach powinien wystarczyć wpis o dokonanym pozyskaniu przez osobę mającą zezwolenie do przebywania z bronią myśliwską w obwodzie łowieckim (Zalewski 2012).

W projekcie nowego rozporządzenia wykonawczego Komisji Europejskiej aktualizującego i zmieniającego wykaz inwazyjnych gatunków obcych uznanych za stwarzające zagrożenie dla Unii, jenoty na nowych obszarach występowania stanowią zagrożenie różnorodności biologicznej i powinny podlegać zwalczaniu (www.circabc.europa.eu), zgodnie z rozporządzeniem Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) nr 1143/2014 z 22 października 2014. Obecnie w Polsce trwają konsultacje społeczne dotyczące wpisania jenota na unijną listę inwazyjnych gatunków obcych, w sprawie działań zapobiegawczych i zaradczych w odniesieniu do wprowadzania i rozprzestrzeniania się inwazyjnych gatunków (Rozporządzenie Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) nr 1143/2014).

W celu poznania faktycznego wpływu jenotów na rodzimą faunę potrzebne są rzetelne badania dotyczące występowania tego gatunku, jego preferencji środowiskowych i pokarmowych, a także zwiększenia areału występowania. Konieczny jest stały monitoring populacji jenotów oraz gatunków o podobnych niszach ekologicznych oraz ich potencjalnych ofiar, ze względu na skomplikowane zależności troficzne i różnorodność czynników wpływających na poszczególne elementy ekosystemu. Monitoring jenotów powinien być prowadzony wzdłuż naturalnych korytarzy migracji, takich jak na przykład doliny rzeczne, tereny podmokłe oraz bagienne. Dodatkowo należy otoczyć szczególną opieką te rodzime gatunki, które są narażone na negatywny wpływ jenotów, szczególnie poprzez ochronę ich siedlisk (Solarz 2011). Istotnym elementem jest również edukacja ekologiczna społeczeństwa dotycząca wpływu gatunków obcych na rodzimą przyrodę (Solarz i Okarma 2011).

Bibliografia

Analiza ryzyka do rozporządzenia Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) nr 1143/2014 z dnia 22 października 2014 r. w sprawie działań zapobiegawczych i zaradczych w odniesieniu do wprowadzania i rozprzestrzeniania inwazyjnych gatunków obcych [dostęp: 15.05.2017].

<<https://circabc.europa.eu/faces/jsp/extension/wai/navigation/container.jsp>>

Anon 2016. Zestawienia danych sprawozdawczości łowieckiej 2016 rok. Stacja Badawcza PZŁ. Czempień

Anon 2012. Zestawienia danych sprawozdawczości łowieckiej 2012 rok. Stacja Badawcza PZŁ. Czempień

Asikainen J., Mustonen A.-M., Nieminen P., Pasanen S., Aarajärvä-Matilainen H. 2002. Reproduction of the raccoon dog *Nyctereutes procyonoides* after feeding or food deprivation in winter. *Journal of Animal Physiology and Animal Nutrition* 86: 367-375

Baltruonaite L. 2002. Diet composition of the red fox (*Vulpes vulpes* L.), pine marten (*Martes martes* L.) and raccoon dog (*Nyctereutes procyonoides* Gray) in Clay plain Landscape, Lithuania. *Acta Zoologica Lituanica* 12(4): 362-368

Baltruonaite L. 2006. Diet and winter habitat use of the red fox, pine marten and raccoon dog in Dzūkija National Park, Lithuania. *Acta Zoologica Lituanica* 16(1): 46-53

Borowski Z. 2006. Interakcje pomiędzy trzema gatunkami ssaków drapieżnych: jenotem, borsukiem i lisem – konkurencja czy koegzystencja? *Sylwan* 1: 58-66

Bro E., Reitz F., Clobert J., Migot P., Massot M. 2008. Diagnosing the environmental causes of the decline in Grey Partridge *Perdix perdix* survival in France. *Ibis* 143: 120-132

Caughley E. 1977. *Analysis of vertebrate populations*. Willey and Sons. London-New York-Sydney-Toronto

Dehnel A. 1956. Nowy ssak dla fauny polskiej *Nyctereutes procyonoides* (Gray). *Chrońmy Przyrodę Ojczystą* 12(6): 17-21

Drygala F., Stier N., Zoller H., Mix H.M., Bögelsack K. 2008. Spatial organisation and intra-specific relationship of the raccoon dog *Nyctereutes procyonoides* in Central Europe. *Wildlife Biology* 14: 457-466

Duscher T., Hodzic A., Glawischig W., Duscher G.G. 2017. The raccoon dog (*Nyctereutes procyonoides*) and the raccoon (*Procyon lotor*) – their role and impact of maintaining and transmitting zoonotic diseases in Austria, Central Europe. *Parasitology Research* 116: 1411-1416

- Dziedzic R., Kamieniarz R., Dziedzic-Majer B., Wójcik M., Berger S., Flis M., Olczak M., Żontała M. 2000. Przyczyny spadku populacji zająca szaraka w Polsce. Ministerstwo Środowiska, Fundacja Ekonomistów Środowiska i Zasobów Naturalnych. Warszawa
- Flis M. 2009. Efekt szczepień przeciw wścieklicznie a dynamika liczebności lisów. *Medycyna Weterynaryjna* 65(3): 175-178
- Freuling C. 2011. *Rabies-Bulletin-Europe* 34: 4
- Frisow M.A. 1929. Ussurijski jenot, jenotowidnaja sobaka. *Promyszlennoje razwiedzenie. Władiwostok*
- Głowaciński Z., Okarma H., Pawłowski J., Solarz W. 2011. Gatunki obce w faunie Polski. I. Przegląd i ocena stanu. Instytut Ochrony Przyrody PAN. Kraków
- Goszczyński J. 1974. Wpływ drapieżnych ptaków i ssaków na populację ofiar. *Wiadomości Ekologiczne* 20: 207-239
- Gwiazdowicz M. 2014. Inwazyjne gatunki obce. *BAS. Infos* 11(171): 1-4
- Helle E., Kauhala K. 1991. Distribution history and present status of the raccoon dog in Finland. *Holarctic Ecology* 14: 278-286
- Heltai M., Szemethy L., Lanszki J., Csanyi S. 2000. Returning and new mammal predators in Hungary: the status and distribution of the golden jackal (*Canis aureus*), raccoon dog (*Nyctereutes procyonoides*) and raccoon (*Procyon lotor*) in 1997-2000. *Beiträge zur Jagd- und Wildforschung* 26: 95-102
- Holmala K., Kauhala K. 2006. Ecology of wildlife rabies in Europe. *Mammal Review* 36: 17-36
- Jedrzejewska B., Jedrzejewski W. 1998. Predation in vertebrate communities: The Białowieża Primeval Forest as a case study (Ecological Studies). Springer Verlag. Berlin
- Jedrzejewska B., Jedrzejewski W. 2001. Ekologia zwierząt drapieżnych Puszczy Białowieskiej. Wydawnictwo Naukowe PWN. Warszawa
- Kamieniarz R., Panek M. 2008. Zwierzęta łowne w Polsce na przełomie XX i XXI wieku. Stacja Badawcza – OHZ PZŁ. Czemiń
- Kamieniarz R., Panek M., Skorupski M. 2011. Influence of rabies control of foxes on population dynamics of small game in Poland. W: Buner F., Puigcerver M. (red.). Abstracts of XXX-th IUGB Congress and Perdix XIII. Barcelona: 120
- Kauhala K. 1992. Ecological characteristics of the raccoon dog in Finland. Ph D thesis, University of Helsinki. Helsinki: 1-19
- Kauhala K. 1993. Growth, size, and fat reserves of the raccoon dog in Finland. *Acta Theriologica* 38: 139-150
- Kauhala K., Kaunisto M., Helle E. 1993. Diet of the raccoon dog, *Nyctereutes procyonoides*, in Finland. *Zeitschrift für Säugetierkunde* 8: 129-136
- Kauhala K. 1996. Introduced carnivores in Europe – a review. *Wildlife Biology* 2: 197-204
- Kauhala K. 2004. Removal of medium-sized predators and the breeding success of ducks in Finland. *Folia Zoologica* 53: 367-378
- Kauhala K., Saeki M. 2004. Raccoon dogs. W: Sillero-Zubiri C., Hoffmann M., Macdonald D.W. (red.). *Canids: foxes, wolves, jackals and dogs. Status survey and conservation action plan.* IUCN/SSC Canid Specialist Group, Gland. Switzerland and Cambridge (UK): 136-142
- Kauhala K. 2007. The numbers of medium-sized carnivores in Finland. *Riista - ja kalatalous -Selvityksiä* 1: 1-18
- Kauhala K., Kowalczyk R. 2011. Invasion of the raccoon dog *Nyctereutes procyonoides* in Europe: History of colonization, features behind its success, and threats to native fauna. *Current Zoology* 57(5): 584-598
- Korhonen H. 1988. Regulation of energy economy in raccoon dogs and blue foxes: A process of dynamic interactions. *Comparative Biochemistry and Physiology* 91A: 263-268
- Kowalczyk R., Zalewski A., Jedrzejewska B., Jedrzejewski W. 2000. Jenot – ni pies ni borsuk. *Łowiec Polski* 11: 19-20
- Kowalczyk R., Zalewski A., Jedrzejewska B. 2004. Seasonal and spatial pattern of shelter use by badgers *Meles meles* in Białowieża Primeval Forest (Poland). *Acta Theriologica* 48: 75-92
- Kowalczyk R., Jedrzejewska B., Zalewski A., Jedrzejewski W. 2008. Facilitative interactions between the Eurasian badger *Meles meles*, the red fox *Vulpes vulpes* and the invasive raccoon dog *Nyctereutes procyonoides* in Białowieża Primeval Forest, Poland. *Canadian Journal Zoology* 86: 1389-1396

- Kowalczyk R., Zalewski A., Jędrzejewska B., Ansorge H., Bunevich A.N. 2009. Reproduction and mortality of invasive raccoon dogs *Nyctereutes procyonoides* in the Białowieża Primeval forest (eastern Poland). *Annales Zoologici Fennici* 46: 291-301
- Kowalczyk R. 2011. Jenot *Nyctereutes procyonoides* (Gray, 1834). W: Głowaciński Z., Okarma H., Pawłowski J., Solarz W. Gatunki obce w faunie Polski. I. Przegląd i ocena stanu. Instytut Ochrony Przyrody PAN. Kraków: 466-471
- Kowalczyk R., Zalewski A. 2011. Adaptation to cold and predation – shelter use by invasive raccoon dogs *Nyctereutes procyonoides* in Białowieża Primeval Forest (Poland). *European Journal of Wildlife Resources* 57: 133-142
- Kowalczyk R. 2017. Jenot (junat) *Nyctereutes procyonoides* (Gray, 1834). W: Okarma H., Bogdanowicz W., Rychlik L., Zalewski A. Atlas Ssaków Polski. Instytut Ochrony Przyrody PAN. Kraków [dostęp: 15.05.2017]. <<http://www.iop.krakow.pl/ssaki/Gatunek.aspx?spID=103>>
- Ławrow N. P. 1971. Itogi introdukcji jenotowidow sobaki (*Nyctereutes procyonoides*, Gray) w odtelnyje oblasti SSSR. Učenyje Zapiski Moskovskij Gosudarstvennyj Pedagogičeskij Institut 29: 101-160
- Mulder J.L. 2012. A review of the ecology of the raccoon dog (*Nyctereutes procyonoides*) in Europe. *Lutra* 55(2): 101-127
- Mustonen A-M., Asikainen J., Kauhala K., Paakkonen T., Nieminen P. 2007. Seasonal rhythms of body temperature in the free-ranging raccoon dog *Nyctereutes procyonoides* with special emphasis on winter sleep. *Chronobiology International* 24: 1095-1107.
- Naaber J. 1971. Raccoon dog. *Eesti Loodus* 14: 449-455
- Naumow S.P., Ławrow N.P. 1948. Osmowy biologii pomysłowych zwierzej. SSSR. Moskwa
- Nieminen P., Mustonen A-M., Asikainen J., Hyvärinen H. 2002. Seasonal weight regulation of the raccoon dog *Nyctereutes procyonoides*: Interactions between melatonin, leptin, ghrelin, and growth hormone. *Journal of Biological Rhythms* 17: 155-163
- Nowak E., Pielowski Z. 1964. Die verbreitung des marderhundes in polenim zusammenhag mit seiner einburgerung und audbreitung in Europa. *Acta Theriologica* 9: 81-110
- Nowak E. 1971. O rozprzestrzeleniu się zwierząt i jego przyczynach. Instytut Ekologii PAN. Zeszyty Naukowe 3: 1-255
- Nowak E. 1993. *Nyctereutes procyonoides* Gray, 1834– Marderhund. W: Stubbe M., Krapp F. (red.). *Handbuch der Säugetiere Europas*, Band 5: Raubsäuger. Aula Verlag, Wiesbaden: 215-248
- Oivanen L., Kapel C. M. O., Pozio E., La Rosa G., Mikkonen T., Sukura A. 2002. Associations between *Trichinella* species and host species in Finland. *Journal of Parasitology* 88: 84-88
- Oksanen A., Lindgren E., Tunkkari P. 1998. Epidemiology of Trichinellosis in lynx in Finland. *Journal of Helminthology* 72: 47-53
- Panek M. 1990. Czynniki oraz mechanizmy warunkujące i regulujące zagęszczenie kuropatw w Polsce. Rozprawa doktorska. Uniwersytet Wrocławski. Wrocław
- Pielowski Z., Pinkowski M. 1995. A 25-year study a hare population on the hunting grounds of the Research Station at Czempień. *Proceedings of Hare. International Symposium Czempień*: 143-156
- Pielowski Z. 2003. Jenot – gatunek obcy. *Brać Łowiecka* 12: 26-28
- Potts G.R. 1986. *The Partridge. Pesticides, predation and conservation*. Collins. London
- Projekt rozporządzenia Ministra Środowiska w sprawie listy roślin i zwierząt gatunków obcych, które w przypadku uwolnienia do środowiska przyrodniczego mogą zagrozić gatunkom rodzimym lub siedliskom przyrodniczym [dostęp: 15.05.2017]. <<http://legislacja.rcl.gov.pl/projekt/199250>>
- Reig S., Jędrzejewski W. 1988. Winter and early spring food of some carnivores in the Białowieża National Park, Eastern Poland. *Acta Theriologica* 33: 57-65
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 16 marca 2005 r. w sprawie określenia okresów polowań na zwierzęta łowne (Dz. U. 2005 nr 45 poz. 433)
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 19 kwietnia 2004 r. zmieniające rozporządzenie w sprawie ustalenia listy gatunków zwierząt łownych oraz określenia okresów polowań na te zwierzęta (Dz. U. 2004 nr 76 poz.729)
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 22 września 2009 r. zmieniające rozporządzenie w sprawie określenia okresów polowań na zwierzęta łowne. (Dz. U. 2009 nr 163 poz. 1303)

- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 29 września 2009 r. w sprawie stosowania pułapek żywołownych. (Dz. U. 2009 nr 167 poz. 1321)
- Rozporządzenie Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) nr 1143/2014 z dnia 22 października 2014 r. w sprawie działań zapobiegawczych i zaradczych w odniesieniu do wprowadzania i rozprzestrzeniania inwazyjnych gatunków obcych (Dz.U. UE 4.11.2014.L317/35-55)
- Sidorovich V.E., Polozov A.G., Lauzhel G.O., Krasko D.A. 2000. Dietary overlap among generalist carnivores in relation to the impact of the introduced raccoon dog *Nyctereutes procyonoides* on native predators in northern Belarus. *Zeitschrift für Säugetierkunde* 65: 271-285
- Sidorovich V.E., Solovej I.A., Sidorovich A.A., Dyman A.A. 2008. Seasonal and annual variation in the diet of the raccoon dog *Nyctereutes procyonoides* in northern Belarus: the role of habitat type and family group. *Acta Theriologica* 53: 27-38
- Solarz W. 2007. Inwazja obcych. *Academia. Magazyn Polskiej Akademii Nauk* 2(10): 6-9
- Solarz W., Okarma H. 2011. Rekomendacje. W: Głowaciński Z., Okarma H., Pawłowski J., Solarz W. (red.). *Gatunki obce w faunie Polski. I. Przegląd i ocena stanu*. Instytut Ochrony Przyrody PAN. Kraków: 512-520
- Solarz W. 2012. Przyczyny i skutki inwazji biologicznych na świecie i w Polsce. *Studia i materiały CELP w Rogowie R.14.33(4): 9-14*
- Sutor A., Kauhala K., Ansorge H. 2010. Diet of the raccoon dog (*Nyctereutes procyonoides*) – a canid with an opportunistic foraging strategy. *Acta Theriologica* 55(2): 165-176
- Sutor A., Schwarz S. 2013. Seasonal habitat selection of raccoon dogs (*Nyctereutes procyonoides*) in Southern Brandenburg, Germany. *Folia Zoologica* 62(3): 235-243
- Ustawa z dnia 17 czerwca 1959 roku, o hodowli, ochronie zwierząt łownych i prawie łowieckim (Dz. U. 1959 nr 56 poz. 226)
- Ward O., Wurster-Hill D. 1990. Mammalian species *Nyctereutes procyonoides*. *The American Society of Mammalogists* 358: 1-5
- Westerling B. 1991. Rabies in Finland and its control 1988-90. *Suomen Riista* 37: 93-100
- Wilson D.E., Mittermeier R.A. 2009. *Handbook of the Mammals of the World*. Lynx Edicions. Barcelona
- Wiśniewski G. 2011. Wpływ drapieżnictwa na zwierzynę drobną. *Materiały konferencji „Zagrożenia i możliwości odbudowy populacji zwierzyny drobnej”*. Wrocław: 47-50
- Włodek K. 1979. Historia rozprzestrzeniania się daniela europejskiego w czasach nowożytnych i jego rozmieszczenie na świecie. *Przegląd Zoologiczny* 23(1): 84-90
- Zalewski D. 2012. Strategia Polskiego Związku Łowieckiego w postępowaniu z gatunkami obcymi w ekosystemach leśnych. *Studia i materiały CEPL w Rogowie R.14.Z.33.4: 304-318*
- Załączniki do zarządzenia nr 7 Ministra Środowiska z dnia 6 stycznia 2010 r. w sprawie zadań ochronnych dla Kampinoskiego Parku Narodowego (Dz.U. 2010 nr 1 poz.13)
- Zarządzenie Ministra Środowiska z dnia 22 lutego 2017 r. w sprawie zadań ochronnych dla Wolińskiego Parku Narodowego (Dz. U. 2017 poz.15)
- Zarządzenie nr 3 Ministra Środowiska z z dnia 9 stycznia 2014 r. w sprawie zadań ochronnych dla Parku Narodowego „Ujście Warty” (Dz. U. 2014 poz. 3)
- Zawadzka D. 2014. *Podręcznik najlepszych praktyk ochrony głuszca i cietrzewia*. Centrum Koordynacji Projektów Środowiskowych. Warszawa
- Zoller H. 2006. Koexistenz zwischen Enok und Reineke. *Neubürger auf dem Vormarsch. Sonderhe von Unsere Jagd, Pirsch und Niedersächsischer Jäger*: 26
- Żurowski W. 1989. Jenot – *Nyctereutes procyonoides* (Gray, 1843). W: Krupka J., Dzieciółowski R., Fruziński B., Neugebauer Z., Pielowski Z., Pucek Z. (red.). *Łowiectwo*. PWRiL. Warszawa: 215-218

Presence of invasive alien species in the national hunting ground, on the example of raccoon dog *Nyctereutes procyonoides* Gray, 1834

Abstract

Raccoon dog *Nyctereutes procyonoides* is a predator causing numerous controversies. It is a species very flexible on the choice of its living environment, and it is a foraging opportunist with great reproductive potential. All these factors contribute to the rapid spread of the species; therefore, it is regarded as an invasive species. There is no reliable data to clearly indicate that the presence of raccoon dogs adversely affect the native fauna, although in high densities, they can compete with other predators and therefore affect the populations of preys when the latter are not numerous. There is a need for reliable studies on the occurrence and spreading of raccoon dogs as well as on the composition of their diet to be obtained in various regions of Poland. In order to learn the actual impact of this species, a permanent monitoring of the raccoon dog populations is needed as well as of species with similar ecological niches because of the complex nature of trophic relationships and the diversity of factors affecting various parts of the ecosystem. Such monitoring should be conducted along the natural migration corridors of the species (e.g., water courses). Furthermore, the native species, which are particularly exposed on the impact from raccoon dogs, should be taken under protective care, chiefly via the protection of their habitats. Measures should be also undertaken to improve the community awareness of the actual impact of alien species on native fauna.

Keywords

monitoring, foraging opportunist, *Nyctereutes procyonoides*, raccoon dog, reductive harvest rate

Introduction

Besides the native fauna, there are some alien species that can constitute a threat to native species or habitats. With either purposeful or unintentional participation by humans, the alien species were transferred (introduced) outside their natural range of distribution. It pertains to adult individuals, developmental stages (e.g., seeds, eggs, larvae), or the parts helping the reproduction of the species (such as stolons) (Głowaciński et al. 2011).

In some cases, the introduced alien species “melt” into the environment, without causing changes. They can even have positive effects in the economy of the areas into which they had been introduced, e.g., these can be cultivated plants and breeding animals (Solarz 2007). Unfortunately, these species also include some whose presence can bring detriment to the new surroundings. They can also constitute the threat to health or life of people, as well as cause losses in the economy. Their impact on nature can vary, from eating native species (predation, herbivorousness), being vectors to pathogens, to developing hybrids with related species (Solarz 2012). It is estimate that the losses caused by invasive species amount to at least EUR 12 billion per year, and they are permanently on the increase (Gwiazdowicz 2014).

According to Głowaciński and Pawłowski (2011), Polish fauna include approximately 300 alien species, either accidentally or purposefully introduced by humans, of which 134 have been considered

invasive, and among them, 76 species whose invasiveness is termed intensive. In Polish fauna, the alien species belong to all classes occurring in Poland, except amphibians. Among mammals, the list includes, e.g., species from the order of lagomorphs (Lagomorpha) – European rabbit *Oryctolagus cuniculus*, rodents (Rodentia) – muskrat *Ondatra zibethicus*, carnivores (Carnivora) – raccoon *Procyon lotor*, raccoon dog *Nyctereutes procyonoides*, American mink *Neovison vison*, and even-toed ungulates (Artiodactyla) – sika deer *Cervus nippon*, fallow deer *Dama dama*, and mouflon *Ovis aries musimon*. The first introduction of a alien species (fallow deer) in Polish lands occurred probably as early as in the 13th century, in the area of Silesia (Włodek 1979).

Many years after their introduction into the area of Poland, some of these species were included into game species (in 1995) even though they have a detrimental effect on the native fauna (e.g., raccoon dog *Nyctereutes procyonoides*, and American mink *Neovison vison*). In 2005, common raccoon, *Procyon lotor* was added to the list of game species (J. of Laws No. 45 item 433). At present, these predators do not have a closed season and can be hunted during the whole year (Ordinance of the Ministry of the Environment, J. of Laws 2009, No. 163 item 1303), and it is also permitted to catch them in live traps (Ordinance of the Ministry of the Environment, J. of Laws 2009, No. 167 item 1321).

Biology of raccoon dog

Raccoon dog is a medium-size predator (Carnivora) belonging to the canine family (Canidae). The length of the body reaches 80 cm, and it has a furry tail up to 25 cm. Its head is small with short pointed muzzle and rounded ears, and the hairs on the sides of head and cheeks form characteristic sideboards. In spring, the adult individuals reach the body weight of 4.0-7.3 kg, whereas in autumn, when they build up fat reserves prior to winter, their weight reaches up to 10 kg (Naumow and Ławrow 1948, Kowalczyk 2011). A very characteristic feature of a raccoon dog is its fur, which, during winter, is composed of bristle hair of up to 12 cm long and of very dense down hair (undercoat). In summer, the fur is of a lighter colour and lacks down hair.

Raccoon dogs pair and live in a common territory; they are monogamous. Males and females forage, rest, and rear their cubs together (Kowalczyk et al. 2000). Territorialism has been observed, but less marked than in other canines (Drygala i in. 2008, Wilson i Mittermeier 2009).

Raccoon dog is a species with high reproductive potential. Depending on weather conditions and geographical latitude, the mating season lasts from February to April. After pregnancy lasting 59-70 days, usually 6-7 still blind cubs are born, but a litter can have even 15-16 young (Frisow 1929). Young individuals, aged up to one year show great mortality – 50 to 80% (Żurowski 1989, Kauhala 1992). According to Kowalczyk et al. (2009) the highest mortality rate was recorded in the pups, during the first three months (61%).

Lactation lasts up to 60 days, but as early as after the first month of life, the cubs begin to eat food brought by the parents. After approx. 5 months, they reach the size of adults, and before reaching the first year of life, they are sexually mature (Żurowski 1989). In the wild, raccoon dogs live up approx. 8 years, while in breeding conditions, even to 14 years (Ward and Wurster-Hill 1990). During winter and for the period of rearing young, the raccoon dogs hide in burrows, sometimes they dig short burrows with a single corridor, near bodies of water, but more often they used burrows once made by foxes or badgers. The burrows inhabited by raccoon dogs are kept clean, the faeces are gathered in small heaps in places called 'latrines' both within the burrows and outside (Kowalczyk et al. 2004).

Raccoon dog is the only representative of the family of Canidae that is capable of hibernation (Mustonen et al. 2007). It happens when the air temperature drops below -10°C , snow cover exceeds 35 cm, and the day is shorter than 7 hours (Kauhala et al. 2007). At such times, they lower their body tempe-

perature by 1.4 to 2.1°C (Mustonen et al. 2007). The fat reserves accumulated under the skin can double the body weight of a raccoon dog (Kauhala 1993). Accumulating fat reserves and hibernation are regulated hormonally; when temperature drops below -5°C, the level of thyroid hormones decreases, and the raccoon dogs lose appetite and enter winter sleep (Korhonen 1988, Nieminen et al. 2002). It is an adaptation to long periods with limited food availability during severe winters (Asikainen et al. 2002). In the warmer periods of winter, the sleep is interrupted for a period of searching for food (Ward and Wurster-Hill 1990). In the southern fringes of the distribution area, e.g., in the Balkans, raccoon dogs do not enter winter sleep (Ward and Wurster-Hill 1990), similarly, in Germany, they do not hibernate (Drygała et al. 2008). On the other hand, in Finland, the winter sleep of raccoon dogs lasts from November to March (Kauhala et al. 2007). In Poland, the raccoon dogs most often choose badger burrows as the places for hibernation (Kowalczyk et al. 2008).

Raccoon dogs are typical food opportunists. They feed on whatever is most available – they are omnivorous. The diet of raccoon dogs includes small mammals (e.g., rodents) and insectivores (e.g., shrews) birds and their eggs, reptiles, amphibians, insects, as well as fruits and seeds, and carrion, particularly in winter. Raccoon dogs are also often encountered in feeding and baiting stations set for game animals (Żurowski 1989, Baltrunaite 2002, Sutor et al. 2010).

Raccoon dog's diet is determined by the environment where it lives. According to studies by Sutor et al. (2010), the diet of raccoon dogs living in wet environments near bodies of water is predominantly composed by amphibians (50%) and fish (11%). According to data reported by Popov (1956) from the area of the former Soviet Union, the annual diet of raccoon dogs was made of rodents (19%), insects (15%), molluscs (13%), amphibians (12%), reptiles (7%), insectivores (7%), fish (6%), birds (5%), and by 16% of plant food. In turn, the studies by Ivanova (1962) implied that the rodents consist 50% of the diet, whereas carrion, insects, birds, amphibians, and plant food constitute 14%, 11%, 7%, 3%, and 15%, respectively (Żurowski 1989 after Popov 1956, Żurowski 1989 after Iwanowa 1962).

Raccoon dogs are nocturnal animals. They prefer wet habitats, such as moist forests, forest patches and bushes in river and lake valleys, rushes, reeds, peatlands, meadows, and other wetlands (Ward and Wurster-Hill 1990). According to Sutor and Schwarz (2013), raccoon dogs also live in habitats situated in agricultural environments; however, in the study by Nowak (1993), it was proved that the farming areas and the major complexes of coniferous forests are not preferred by the species. The occurrence of raccoon dogs is limited by the elevation below 800 m a.s.l., and its northern limit of distribution is determined by climate. Raccoon dogs live in areas where the mean annual temperature is above 0°C, snow cover depth does not exceed 80 cm, and the period of snow cover is less than 175 days (Ławrow 1971).

The natural enemies of raccoon dogs, which can limit their numbers, include bears, wolves, lynxes, and larger birds of prey, e.g., the white-tailed eagle, and foxes and badgers can take pups (Sidorovich et al. 2000) and dogs (Kowalczyk et al. 2009).

Raccoon dogs are also the reservoirs of many parasites and infectious diseases such as rabies, paratyphoid, and pyroplasmiasis (Holmala and Kauhala 2006). The studies in the area of the former Soviet Union demonstrated that raccoon dogs are carriers of 32 species of internal parasites (e.g., trichina), 6 species of fleas, and 5 species of ticks (Żurowski 1989, Mulder 2012). Among animals, they can transmit rabies. Before the beginning vaccination campaign against rabies, a high percentage of raccoon dogs were found to be infected by this virus. Furthermore, they are vectors of scabies, echinococcosis, and trichinosis (Westerling 1991, Oivanen et al. 2002). For example, in Finland, there is a connection between the population density of raccoon dogs and the level of infection by the larvae of trichinas (Oksanen et al. 1998). Raccoon dogs are also indirectly responsible for transmission of diseases and parasites dangerous to human (Duscher et al. 2017).

Raccoon dog in Europe

The original range of the species included the Far East, from the subtropical regions of Japan, northern Vietnam and southern China and Korea, reaching the area of severe continental climate with chilly winters in Mongolia and south-eastern Siberia (Kauhala and Saeki 2004).

The first introduction of raccoon dogs from south-eastern Russia (the river basins of Amur and Ussuri) under the scheme to enrich hunting units in new fur species, as well as creating closed breeding centres, occurred from 1928 onwards. The raccoon dogs were bred for their valuable furs used for producing flying suits (Pielowski 2003). In 1928-1957, in the European part of the former Soviet Union, approx 9,000 individuals were released, which subsequently colonized central and northern Europe (Nowak and Pielowski 1964). Moreover, the animals escaping from breeding farms also entered the natural environment, reaching suitable places and initiating new, spreading populations (Heltai et al. 2000). In 1928-1929, the raccoon dogs were brought into the areas of present Ukraine, Georgia, Armenia and Azerbaijan, Abkhazia, and in the 1930s, into Ossetia. In the 20th century, the raccoon dogs got to areas of then Leningrad, Novgorod, Kaliningrad, Moscow, as well as to Moldova, while, in the first half of the 1950s, they went into the areas of Estonia and Archangelsk, as well as to Karelia, near the border with Finland. In 1963, some 100 individuals were released in the area of present Belarus.

In the European part of the former Soviet Union, the introduced raccoon dogs acclimatized very well, and their numbers rose quickly. From there, they spread in the northern and western directions, due to their plasticity of adaptation to different environmental and climatic conditions. According to Lavrov (1971), the raccoon dog population spread at the rate of 40 km per year, and in some places, even 120 km outside the area of introduction. In the north, in Lithuania, raccoon dogs appeared in 1948, and by the 1950s, they occurred throughout the country, but their number did not further increase because of the presence of predators, e.g., lynx. In Finland, the first of individuals were noted as early as in 1935-1939 (Kauhala 1996, Kowalczyk and Zalewski 2011). In mid-1950s, the true colonisation began, but only a decade later a rapid growth of the population was observed, and by the 1970s, raccoon dogs occurred in the majority of southern and central regions of Finland. In the subsequent 10-15 years, there have been fluctuations in the population numbers of the species, followed by a repeated increase. The population still grows and presently raccoon dogs are the most numerous medium-size predators. The harvest of raccoon dogs in Finland during 1970-1971 hunting season amounted to 818 individuals, while in 2009, it reached 172 thousand individuals (Helle and Kauhala 1991, Kauhala and Kowalczyk 2011). In Sweden, the first individuals were noted in 1945, but the expansion of the species occurred much more recently. The first information about the occurrence of raccoon dogs in Norway appeared in 1983, while the next records came only from the winter of 2007-2008. The first information on the presence of raccoon dogs in Germany was recorded in 1961. In the 1995-1996 hunting season, 398 raccoon dogs were culled there; however, in the 2000-2001 season, it reached as much as 11,700 individuals (Kauhala and Kowalczyk 2011).

In the south of Europe, the first items of information about raccoon dogs came in 1952 from Romania, and the animals were observed in Slovakia in 1959 (Kauhala 1996, Kowalczyk 2011). In the following years (1962), they appeared in Austria and Hungary. At the end of the 1970s and the beginning of the 1980s, they were observed in Bosnia and Herzegovina as well as in Serbia and Croatia. At the turn of the 21st century, they were reported in Switzerland, northern Italy, and Macedonia. In 2008, a single individual was also spotted in Spain (Kauhala and Kowalczyk 2011).

Raccoon dogs in Poland

In Poland, the first raccoon dog was recorded in 1955 in the Białowieża Primeval Forest, and in the Zamość region (Dehnel 1956). The species arrived in our country from Belarus, Lithuania, and Ukra-

ine. From the areas of north-eastern part of Poland, the raccoon dogs ventured in the western and south-western directions. At the end of the 1950s, they emerged in the Suwałki region, the Masurian Lake District, and in Łomża area; whereas, in 1963, single individuals were recorded in all voivodeships (Kowalczyk 2011). Until the 1980s, the highest numbers of raccoon dogs occurred in north-eastern Poland, and from the 1990s, there was an increase in their population densities there. At the same time, raccoon dogs were observed in the south of Poland, in Kraków region, in the Niepołomice Primeval Forest area. According to the Atlas of Polish Mammals, the raccoon dog occurs throughout Poland, except for the Tatra Mts. and the Bieszczady mountain range (Kowalczyk 2017).

Status of the raccoon dog

The status of the raccoon dog in Poland has been changing over the years. The species was listed as game species in the Act of 17 June 1959 on the breeding and protection of game animals, and hunting law (J. of Laws, 1959 No. 56, item 226). In 1995, the species was added to the list of game animals with the closed season lasting from 16 April to 10 August, but as early as in 1996, it was removed from the list. The status of a game animal was again conferred in 2001; however, this time with a closed season lasting from 1 April to 31 July, and in 2004, the closed season was curtailed by one month, lasting from 1 to 30 June. Moreover, in the hunting units where wild grouse and capercaillie occurred, the raccoon dogs could be hunted throughout the year (Solarz 2012, J. of Laws 2004, No 76. item 729). In 2009, the closed season was abandoned, which permitted hunting raccoon dogs year-round (J. of Laws 2009, No. 163, item 1303), and also the catching in live traps was permitted (J. of Laws 2009, No. 167, item 1321).

Raccoon dog is a predator, and hunting them is allowed collectively, individually, at burrows, near stacks and baiting stations. However, these predators are most often taken while hunting other game, e.g., during fox hunts with burrowing dogs. The low level of raccoon hunting is also affected by the fact that it is a nocturnal animal, and its feeding often takes place in wet places hardly accessible to hunters. Moreover, the lack of interest in natural furs contributes to the fact that the raccoon dog is not an attractive game to hunters.

Within the majority of national parks in Poland, it is possible to hunt raccoon dogs, under reductive harvest rate on account of the threat posed to native species by alien species, i.e. in order to protect birds and small mammals (the Kampinos National Park – Official J. of the Ministry of Env. and the Chief Inspector of Env. Protection, 2010, No. 1, item 13), on account of danger to breeding bird species (the Ujście Warty National Park – Ordinance of the Min. of Env. No. 3 of 2014), and because of the spreading of alien animal species (The Wolin National Park – Official J. of the Min. of Env. 2016, item 13).

In the areas where re-introduction of the wild grouse and capercaillie are conducted, as well as in the refugia of the capercaillie and around them, a permanent, intensive reduction culling of raccoon dogs should be carried out. Such reductions of predators are conducted in the Solska Primeval Forest, the Bory Dolnośląskie Forest, and in the Augustów Primeval Forest (Zawadzka 2014).

In 2014, in the draft ordinance of the Minister of the Environment (ME 2014), the raccoon dog was included in the list of species whose – in the case of the release into the environment – can threaten native species.

The raccoon dog is a species whose spread and population number tendencies can only be concluded on the basis of hunting statistics, and particularly on the data on game harvest. The data from Poland demonstrates that the game harvesting has been gradually increasing from 1959 until the hunting season of 1987-1988. The total number of harvested raccoon dogs was 728 animals from 7% of hunting units (Kamieniarz and Panek 2008). In the early 1990s, the annual harvest was approx. 500 indivi-

duals. For the period of 1997-2001, there is no data, because the raccoon dog was removed from the list of game species, so it disappeared from hunting statistics (Kamieniarz and Panek 2008). A major increase in the population numbers must occurred in those years, because, in the 2002-2003 season, as many as 6 200 individuals were culled. The increased level of harvesting was noted until the 2005-2006 hunting season, where this value stabilised on the level of 11 to 12 thousand per year. In the subsequent seasons between 2008-2009 and 2011-2012, a minor decrease was noted in the level of harvest. Since then, the raccoon dog harvest has increased again to exceed 16 thousand individuals in the 2015-2016 season (Fig. 1). There is a certain spatial diversification in the raccoon dog harvest in Poland (Fig. 2). The highest numbers of the individuals of this species are harvested in northern and north-western Poland. It most likely reflects the differences in population densities of the species in particular voivodeships. It may stem from different environmental conditions prevailing in these voivodeships, beneficial for the presence of racoon dogs. The number of raccoon dogs in Poland is permanently on the increase. The mean finite increase rate of raccoon dog population λ ($\lambda=Nt/Nt-1$) (Caughley 1977) was calculated on the basis of hunting bag in 2002-2016 (Anon 2012, Anon 2016). The value of λ amounts to 1.09 meaning that the population increases by 9% per year.

Impact on native fauna

The impact exerted by raccoon dogs on native fauna has not been known in detail yet. The references already published pertaining on the issue of diet and interactions with other predators concentrate around the area of the Białowieża Primeval Forest (Jędrzejewska and Jędrzejewski 2001, Kowalczyk et al. 2008).

The analysis conducted by Borowski (2006) regarding the interaction between raccoon dogs and badgers and foxes conducted on the basis of data collected in the Białowieża Primeval Forest did not prove the actual competition between these predators. No overlapping between trophic niches or environmental niches was found. In the Białowieża Primeval Forest, the Pianka niche overlap index amounted to 0.35 (its range may span from 0 – completely disjunctive niches, to 1 – identical niches), which signifies the low degree of overlapping between niches, despite certain similarities in food taken by badgers and raccoon dogs. In turn, from the viewpoint of the selectivity of environment, the raccoon dog appeared to be the least selective species. The value of the Lewis' index of selectivity in raccoon dogs amounted to $B=4.45$ (the scale from 1 – the narrowest niche, to 6 – the broadest niche), whereas, in fox, the index value amounted to $B=3.97$, while in badger – $B=1.75$. However, in the study by Kowalczyk et al. (2008), it was found that raccoon dogs and foxes use the badgers' burrows as hidings, places for reproduction, and wintering.

In analyzing game statistics pertaining to the hunting bag of three predators (fox, raccoon dog, and badger) during the last five hunting seasons (2011-2012 and 2015-2016) (Fig. 3), no decreases in the harvest of badgers and foxes were found despite the permanent increase in harvesting raccoon dogs. Again, no reductions in the harvest of native predators were found in the analyses of harvest within particular voivodeships. It suggests that the presence of raccoon dogs, despite their great numbers, does not interfere with foxes and badgers (Anon 2012, Anon 2016).

Jędrzejewska and Jędrzejewski (1998) came to the same conclusions that raccoon dogs can coexist in the same area with badgers, with minimum competition, as well as with foxes (Zoller 2006), and – according to Lithuanian studies (Baltrunaite 2006) – with foxes and martens.

Some authors (Żurowski 1989, Jędrzejewska and Jędrzejewski 1998) found that the raccoon dogs caused considerable losses in breeding colonies of waterfowl and swamp-dwelling water birds, and that they could be a limiting factor towards the population of forest gallinaceous birds. The raccoon dogs could also contribute to the increased mortality among partridges, hares, and pheasants. However,

this opinion is not shared by many researchers. According to Kauhala et al. (1993), the raccoon dogs move much slower than foxes; therefore, their effectiveness in hunting for adult individuals of gallinaceous birds and hares is low. The studies by other authors confirm this hypothesis. According to Reig and Jędrzejewski (1988), birds are rare components in the diet of raccoon dogs when compared with the diet of foxes. Naaber (1971) wrote that, in Estonia, raccoon dogs have only little impact on the populations of gallinaceous birds and hares, whereas the studies by Kauhala (2004) showed no evidence of any impact by raccoon dogs on hatching by wild ducks in Finland. Nevertheless, as emphasised by Sutor et al. (2010), when raccoon dogs occur in high population numbers, they can limit the breeding success of bird nesting on the ground.

Many studies on the impact of middle-size predators on the animals living in farmlands indicate that the raccoon dogs contribute to their decrease. Additionally, the predators endangering small animals include predatory mammals, i.e. foxes, martens, weasels, American mink, or badgers, as well as birds of prey (Potts 1986, Panek 1990, Pielowski and Pinkowski 1995, Dziedzic et al. 2000, Bro 2008, Wiśniewski 2011). The provision of vaccines against rabies is regarded as a chief reason for the numerical increases in middle-size predators (Flis 2009, Freuling 2011, Kamieniarz et al. 2011); however, along with their adaptive capabilities to live in farmland environments, their reproduction can then take place in clumps of trees among fields, haystacks, drainage facilities, or in boundary strips. Under conditions providing the suitable quantity of food, the number of young in a single litter can be higher than in the forest environment (Goszczyński 1994, Dziedzic et al. 2000).

Summary

The raccoon dog is a species showing great flexibility in the choice of living environments, and, moreover, it is a food opportunist, and demonstrates great reproductive potential (Mulder 2012). In Poland, the mean annual population increase in raccoon dogs amounts to 9%. All these features coupled with the small number of natural enemies, as well as reducing the incidence of rabies by introducing vaccines in the 1990s, resulted in rapid expansion of raccoon dogs in Poland. Being an alien species, it can affect the native species, cause changes in local trophic relationships, as well as involve competition for similar ecological niches. The raccoon dog can limit the population numbers of species which are its potential prey. High-density populations of raccoon dogs can adversely affect the populations of prey, particularly those which do not occur in high numbers. One cannot state, however, that the raccoon dog is a main culprit of the regression of many species. The analysis by Borowski (2006) did not prove the competition for ecological niches with foxes and badgers, which is confirmed by the high levels of harvests of the above species, particularly of foxes whose numbers are on permanent increase (Fig. 3). Some authors (Sidorovich et al. 2008), however, report that the increased population of raccoon dogs can cause the drop in numbers of native predators, i.e. foxes and martens. In northern Europe, the raccoon dog can compete for the resources of the environment with foxes and badgers (Kauhala 2004).

Raccoon dogs are carriers of a number of pathogenic factors that are dangerous to autochthonous species and humans (Kauhala and Kowalczyk 2011, Mulder 2012). When using the burrows of native predators, e.g., badgers, they can infect these animals with the parasites and diseases they transmit.

According to the Polish Hunting Association, due to the adverse impact the raccoon dogs have on native species, the raccoon dogs should be hunted immediately whenever they emerge, without the need to include them in annual culling plans, i.e. without the authorisation to hunt them. In such cases, it is enough to record that the culling was done by a person permitted to be present in a given hunting unit bearing a hunting rifle (Zalewski 2012).

In the draft of the new executive regulation of the European Commission, updating and amending the list of invasive alien species regarded as posing a threat in the European Union animal populations,

the raccoon dogs in new areas constitute a threat to biological diversity, and they should, as such, be subject to countermeasures (www.circabc.europa.eu), in line with the Regulation (EU) No 1143/2014 of the European Parliament and of the Council of 22 October 2014. The community consultations are currently going on in Poland on the matter of entering the raccoon dog on the list of invasive alien species in the Regulation (EU) No 1143/2014 of the European Parliament and of the Council on the prevention and management of the introduction and spread of invasive alien species (Regulation (EU) No 1143/2014 of the European Parliament and of the Council).

In order to learn about the actual impact of raccoon dogs on native fauna, there is the need to have reliable studies pertaining to the occurrence of this species, its food and environmental preferences and spreading. Because of the complicated trophic relationships and the diversity of factors affecting the particular elements of the ecosystem, it is necessary to have a permanent monitoring of raccoon dogs and the species with similar ecological niches, as well as of their potential preys. The monitoring of raccoon dogs should be carried out along the natural migration corridors such as river valleys, wetlands, and bogs. Furthermore, care should be exercised towards those native species that are exposed on the adverse effects from the occurrence of raccoon dogs. It should be implemented particularly through the protection of their habitats (Solarz 2011). Work should also be undertaken to increase in community awareness about the actual impact of alien species on the native fauna, as well as on the ways to limit this impact (Solarz and Okarma 2011).

References

See page 19.

Problem inwazji norki amerykańskiej *Neovison vison* Schreb. 1777 w Polsce

Streszczenie

Obce gatunki inwazyjne wywierają istotny, negatywny wpływ na bioróżnorodność, stanowiąc problem nie tylko ekologiczny, ale również ekonomiczny i społeczny. Niektóre z tych gatunków mają jednak również znaczenie gospodarcze, jako zwierzęta hodowlane. Przykładem takiego gatunku jest norka amerykańska *Neovison vison*. Zwierzę to, poczynszy od lat 20-tych XX w. szybko rozprzestrzeniło się na terenach Europy, Azji i Ameryki Południowej, stając się zagrożeniem dla rodzimych gatunków, zwłaszcza tych z którymi konkuruje o bazę pokarmową, czy siedlisko. Bardzo liczne dowody wskazują na ścisły związek ekspansji geograficznej norki amerykańskiej z rozwojem jej użytkowania futrzarskiego. Stosowane są obecnie różne strategie, które mają na celu ograniczenie wielkości populacji dziko żyjącej norki amerykańskiej.

Słowa kluczowe

gatunek inwazyjny, hodowla, *Neovison vison*, norka amerykanka, zarządzanie populacją

Wstęp

Norka amerykańska *Neovison vison* jest gatunkiem, którego naturalnym obszarem występowania są tereny Ameryki Północnej. Zwierzę to jest jednak na tyle plastyczne fenotypowo, że potrafi stosunkowo łatwo i szybko adaptować się do innych warunków życia, w związku z czym dość łatwo zasiedla inne rejony zarówno Ameryk, jak i Europy oraz Azji, gdzie jest zawlekana lub celowo introdukowana w związku z użytkowaniem futrzarskim gatunku (Skorupski 2016). W Europie norka amerykańska stała się istotnym konkurentem w stosunku do wielu gatunków lokalnych, takich jak norka europejska, wydra europejska, czy karczownik ziemnowodny. Największe zagrożenie stanowi jednak dla ptaków wodnych, zwłaszcza gniazdujących na ziemi. Z drugiej strony norka amerykańska jest także ważnym gatunkiem hodowlanym, utrzymywanym w celu pozyskania dobrej skóry wysokiej wartości użytkowej (Zalewski i Brzeziński 2014).

Charakterystyka gatunku

Norka amerykańska należy do rodziny łasicowatych Mustelidae. Wcześniej był klasyfikowany do rodzaju *Mustela*, jednak badania genetyczne, oparte na mitochondrialnym DNA, wykazały, że przedstawiciele rodziny łasicowatych pochodzący z Ameryki Północnej różnią się zasadniczo od gatunków europejskich i tworzą oddzielny kład w taksonomii rodziny. W związku z tym zaproponowano dla nich utworzenie nowego rodzaju (Harding i Smith 2009). W roku 2005 wyróżniano 15 podgatunków norki amerykańskiej (Woznecraft 2005).

Norka amerykańska charakteryzuje się dymorfizmem płciowym. Samce są dłuższe i cięższe niż samice. Długość ciała samca wynosi 34-45 cm, natomiast samicy waha się w przedziale 31-37,5 cm, przy wadze wynoszącej odpowiednio 500-1580 g oraz 400-780 g. Masa ciała dodatkowo istotnie różni się w zależności od sezonu – największą zwierzęta osiągają jesienią. Długość ogona wynosi 15,6-24,7 cm w przypadku samców i 14,8-21,5 cm u samic (Heptner i Sludskii 2002).

Sezon rozrodczy występuje tylko raz w roku, między styczniem i marcem i zależy od obszaru występowania – na południu rozpoczyna się wcześniej, natomiast na północy później (Yamaguchi i Macdonald 2003). Samica po 40-75-ciodniowej ciąży rodzi 4-6 młodych w miocie (Dunstone 1993).

Norka preferuje siedliska nadmorskie o szerokich strefach przybrzeżnych. Może występować także przy ujściach rzek, wzdłuż rzek oraz w okolicach kanałów w pobliżu obszarów miejskich. Występuje na obszarze obejmującym zakres 2-3 km wzdłuż brzegów, maksymalnie do 6 km. Terytoria pojedynczych osobników zazębiają się w niewielkim stopniu, jedynie terytoria osobników płci przeciwnej mogą nakładać się w większym stopniu na siebie. Terytorializm norki jest specyficzny także ze względu na płć, terytoria zajmowane przez samce są większe, niż samic (Yamaguchi i Macdonald 2003, Harrington i Macdonald 2008, Harris i Yalden 2008).

Dieta norki amerykańskiej składa się głównie z gryzoni, ryb, skorupiaków, płazów i ptaków. Jest to zwierzę drapieżne, które zabija gryząc tył głowy bądź kark ofiary (Harris i Yalden 2008). Skład diety różni się w zależności od pory roku, dostępności pożywienia, a także występowania konkurencji w stosunku do tego samego pokarmu (Bonesi i in. 2004). Dostępność pożywienia wpływa znacząco także na biologię gatunku, zwłaszcza na rozród norki amerykańskiej. Brak pokarmu lub jego niewielka ilość, może spowodować, że zwierzę nie przystąpi do rozrodu bądź nie urodzi młodych, natomiast bogactwo pożywienia zwiększa liczebność miotu. Powyżej pewnego limitu liczba młodych nie ulega już zmianie, pomimo zwiększonej bazy pokarmowej i utrzymuje się na maksymalnym poziomie 4-5 młodych (Garcia-Diaz i Lizana 2013).

Wprowadzanie norki amerykańskiej do nowych środowisk ma wpływ na fizjonomię gatunku. Po kilku latach od introdukcji w Hiszpanii zaobserwowano zmniejszenie wymiarów ciała, zarówno w zakresie długości ciała, jak i masy. Być może jest to uwarunkowane nową dietą. Zauważono także zmiany w zakresie dymorfizmu płciowego, który wytwarzał się u osobników nie w pełni dprzających płciowo. Stwierdzono także duże wahania i zmienność parametrów biologicznych w różnych środowiskach (Melero i in. 2012).

Zasięg występowania

Pierwotny zasięg występowania norki amerykańskiej ograniczał się do Ameryki Północnej – całego terytorium Kanady oraz części Stanów Zjednoczonych. Obecnie, jako gatunek obcy i inwazyjny norka amerykańska spotykana jest na rozległych obszarach Europy, ale także Azji i Ameryki Południowej (Bonesi i Palazon 2007).

Rozprzestrzenienie tego obcego gatunku jest ściśle związane z rozwojem hodowli norki jako zwierzęcia futerkowego. Początek hodowli sięga końca XIX w. w Kanadzie, a w początkach XX wieku hodowla ta pojawiła się w Europie (Piórkowska i Kowalska 2014). Analiza występowania norki amerykańskiej w 28 krajach europejskich wykazała, że jest ona obecna prawie we wszystkich spośród nich, jednak istnieje duże zróżnicowanie pomiędzy nimi pod względem wielkości populacji i jej rozprzestrzenienia. Kraje te można podzielić na cztery grupy, uwzględniając jednocześnie dwa aspekty - hodowlę norki oraz występowanie populacji dziko żyjącej. Są kraje takie jak Malta, czy Słowenia, w których nie występuje ani jeden z nich. Są także kraje takie jak Włochy, czy Hiszpania, w których są ферmy hodowlane i występuje stosunkowo mała populacja dziko żyjąca. Trzecią grupę stanowią kraje, w których w przeszłości miała miejsce hodowla nerek, jednak obecnie nie ma już w nich takiej działalności, mają one natomiast szeroko występującą populację norki dziko żyjącej, na przykład Wielka Brytania i Estonia. Czwarta grupa to kraje o dużej liczbie ferm nerek oraz dużej populacji zwierząt dziko żyjących (Dania, Szwecja, Polska) (Bonesi i Palazon 2007).

W Polsce stwierdzono w roku 2014 liczbę samic stada podstawowego na poziomie 583 450 osobników, przy czym 83% populacji zlokalizowana jest w trzech województwach – wielkopolskim, zachodniopomorskim i lubuskim (Jeżewska i in. 2014). Wśród krajów europejskich najwięcej ferm norki amerykańskiej zlokalizowanych jest w krajach skandynawskich oraz Holandii, w związku z czym tam też są największe populacje hodowlane tego gatunku. Może to wynikać z lepszych warunków klimatycznych w tych krajach, co umożliwia uzyskanie lepszych cech okrywy włosowej, a to przekłada się na lepsze efekty ekonomiczne (Bonesi i Palazon 2007).

Oddziaływanie na inne gatunki

Gatunki inwazyjne, jak potwierdza wiele badań, oddziałują niekorzystnie na rodzimą faunę i florę, głównie poprzez drapieżnictwo i konkurencję o siedlisko, czy pokarm. Norka amerykańska nie stanowi w tym zakresie wyjątku. Stwierdzono istotny wpływ populacji norki amerykańskiej zarówno na ssaki (norkę europejską, tchórza zwyczajnego, nornicę rudą, karczownika ziemnowodnego, nornika burego), ptaki gniazdujące na ziemi, jak i wodne (rybitwę rzeczną, łyskę zwyczajną, kokoszkę zwyczajną, rożeńca zwyczajnego) oraz płazy, jak żaba trawna, czy skorupiaki, jak rak strumieniowy (Bonesi i Palazon 2007).

W badaniach na terenie Hiszpanii stwierdzono, iż występuje specyficzna gatunkowo wrażliwość na obecność norki amerykańskiej w danym środowisku. Nie zauważono jednak zmian w populacjach płazów, czy skorupiaków, porównując tereny, na których wprowadzono norkę amerykańską oraz tereny kontrolne. Podobne rezultaty uzyskano dla pluszcza zwyczajnego. Największy wpływ obecności nowego gatunku stwierdzono dla populacji rzęsorka mniejszego oraz karczownika zachodniego, zmniejszył się bowiem ich zasięg występowania (Garcia-Diaz i in. 2013).

Norka amerykańska i wydra charakteryzuje się podobną dietą i zasiedlaniem podobnych siedlisk, przez co stanowią dla siebie silną konkurencję. Badania prowadzone przez Bonesi i in (2004) w okolicach rzeki Teign (Devon, UK) wskazują, że większe zagęszczenie populacji wydry zmienia dietę norki amerykańskiej, zwiększając w niej udział ssaków i ptaków, zmniejszając natomiast udział organizmów wodnych. Zmiany takie zaobserwowano jednak tylko zimą, wiosną dieta nie ulegała zmianie. Dieta wydry pozostawała cały czas nie zmieniona.

W Polsce stwierdzono silne oddziaływanie populacji norki amerykańskiej na stan populacji innych zwierząt, zwłaszcza konkurencyjnych dla tego gatunku. Brzeziński i in. (2010) stwierdzili zależność między zwiększeniem stanu populacji norki amerykańskiej a zmniejszeniem się populacji piżmaka.

Problemy ze zdziczałą norką amerykańską stwierdzono również w Kanadzie, gdzie norki hodowlane, które przedostają się do środowiska naturalnego, poprzez pojawienie się depresji outbredowej (obniżenie żywotności mieszańców), a także wprowadzenie chorób oraz niekorzystnych zachowań, wpływają negatywnie i powodują duże zagrożenie dla populacji norki dzikiej (Bowman i in. 2007). Podobne badania realizowane w Kanadzie wykazały negatywny wpływ zachodzącej hybrydyzacji norki hodowlanej z osobnikami dzikimi, poprzez zmianę genetycznej struktury populacji i wprowadzanie cech niekorzystnych z punktu widzenia życia w naturalnym środowisku, a także choroby oraz silną konkurencję o siedlisko (Kidd i in. 2009).

Różnice między norką dziko żyjącą a hodowlaną

Populacje hodowlane wielu zwierząt, zwłaszcza zwierząt futerkowych, potrafią znacząco różnić się od dziko żyjących pobratymców. Takie różnice stwierdzono zarówno w odniesieniu do morfologii, anatomii, jak i genetyki, czy behawioru (Ślaska 2010, Jeżewska i in. 2012, Bugno i in. 2013, Jakubczak i in. 2014, Kowalska 2014, Kasperek i in. 2015).

Norka hodowlana charakteryzuje się o 19,6% mniejszą wielkością mózgu, mniejszym sercem o 8,1% oraz o 28,2% mniejszą śledzioną w porównaniu z osobnikami dzikimi (Kruska 1996, Kruska i Schreiber 1999). Porównanie czaszek norek dzikich z Kanady oraz osobników z populacji białoruskiej, która swój początek wzięła najprawdopodobniej od zwierząt uwolnionych z ferm radzieckich, wykazało, że czaszki osobników z Białorusi w sposób istotny różnią się zarówno wielkością, jak i kształtem od kanadyjskich (Kruska 2003). Tamlin i in. (2009) w badaniach nad możliwością identyfikacji dzikiej i udomowionej norki na podstawie charakterystyki morfometrycznej czaszki stwierdzili, że czaszka zwierząt udomowionych jest większa i jednocześnie węższa w zwężeniu postorbitalnym. Modelowanie z użyciem dwóch parametrów, długości condylobazalnej i szerokości w zwężeniu postorbitalnym, pozwala, z bardzo wysokim prawdopodobieństwem, właściwie przypisać danego osobnika do populacji fermowej lub dziko żyjącej.

Norki hodowlane charakteryzują się także zmienionym metabolizmem azotu oraz funkcjami przewodu pokarmowego (dłuższy czas pasażu treści pokarmowej przez jelita, wyższa strawność składników pokarmowych oraz wyższa retencja azotu) w porównaniu do zwierząt dziko żyjących (Gugolek i in. 2013).

U norki amerykańskiej można stwierdzić większe zróżnicowanie genetyczne zwierząt dziko żyjących w porównaniu do hodowlanych. Taką zależność stwierdzono podczas badań dotyczących polskiej populacji norki, jak i analiz wykonanych w Szkocji (Zalewski i in. 2009, Zalewski i in. 2010). Analiza struktury genetycznej wykazała, że norka hodowlana stanowiła jeden klaster, odrębny od dziko żyjącej, ale posiadający wiele wspólnych cech genetycznych.

Norka amerykańska w Polsce poddana analizie mitochondrialnego DNA wykazuje dużą różnorodność genetyczną i pochodzenie z różnych populacji źródłowych. Najprawdopodobniej zasiedlanie terenów Polski rozpoczęte zostało przez licznych uciekinierów z ferm oraz przez migrujące osobniki z terenu Białorusi. Obecna struktura genetyczna lokalnych populacji dzikożyjących została ukształtowana przez efekt założyciela oraz wielokrotne wprowadzenie nowych osobników z ferm. Mieszanie się różnych populacji może mieć wpływ na zwiększenie zdolności przystosowawczych (fitness) osobników potomnych i przez to mogło się przyczynić do szybszej inwazji tego gatunku (Zalewski i in. 2011).

Analiza genetyczna populacji norki amerykańskiej w Szkocji wykazała, że populacje tego gatunku, rozdzielone barierami genetycznymi, istotnie różnią się strukturą genetyczną wskutek utrudnionego przepływu genów (Zalewski i in. 2009).

Dyskusja

Problem oddziaływania norki amerykańskiej, jako obcego gatunku inwazyjnego, na rodzimą faunę jest problemem niezwykle istotnym, który dotyka wiele krajów europejskich. Potrzebne jest rozsądne i dobrze zaplanowane działanie, które pozwoliłoby kontrolować populacje dziko żyjące tego gatunku. Działania te muszą mieć jednak charakter zintegrowany i obejmować powinny wiele krajów, m.in. ze względu na ryzyko rekolonizacji z obszaru krajów sąsiednich.

Można wyróżnić kilka strategii, które obecnie są realizowane przez niektóre kraje. Należą do nich planowy odłów, ciągła kontrola liczebności populacji oraz całkowita eradykacja gatunku (Bonesi i Palazon 2007). Na wyspach preferowane jest całkowite wyeliminowanie gatunku ze środowiska, natomiast na kontynencie częściej prowadzone jest zarządzanie oparte na kontroli wielkości populacji i jej stałe utrzymywanie na niskim poziomie (Zabala i in. 2010). Czasem spotykane są mieszane strategie, łączące dwa różne podejścia. W Anglii zastosowano łączenie metody odłowów norki oraz ciągłego monitorowania populacji, co pozwala także na kontrolowanie ponownego zasiedlania danego terytorium, zasiedlanego wcześniej przez norkę amerykańską, przez karczownika ziemnowodnego (Har-

rington i in. 2009). Efekt tych strategii jest jednak różny. Prowadzone w Wielkiej Brytanii działania, mające na celu wytępienie norki amerykańskiej w latach 60-tych, nie przyniosły efektu, natomiast stosowana od lat 90-tych kontrola populacji i dążenie do zmniejszenia liczebności osobników jest skuteczna. W Finlandii i Estonii przeprowadzony proces eradykacji gatunku był skuteczny i przyniósł oczekiwane efekty (Bonesi i Palazon 2007).

Oprócz wyżej wymienionych podejść postuluje się zarządzanie populacją norki amerykańskiej poprzez kontrolę siedlisk, wprowadzanie, czy polepszanie warunków życia gatunków będących naturalnymi konkurentami norki amerykańskiej, zarządzanie dostępnością pokarmu oraz lepszą ochroną ferm hodowlanych przed uciezkami zwierząt (Bonesi i Palazon 2007).

Istotnym jest, aby przy zarządzaniu gatunkami inwazyjnymi, w tym także norką amerykańską, określić realnie możliwość osiągnięcia zakładanego celu, a także poprawnie oszacować koszty, które trzeba ponieść przy realizacji przyjętej strategii. Prowadzone analizy modelowe, zakładające trzy możliwe scenariusze dotyczące prowadzonych odłowów, pozwalają ocenić rezultat działań zarządczych w każdym scenariuszu, a także modelować wyniki dalszych działań. Wyniki takich analiz mogą stanowić podstawę planowania zarządzania populacjami obcych gatunków inwazyjnych, a także stanowić mogą punkt wyjścia do wyznaczania realistycznych celów zarządzania i szacowania wymaganego finansowania. Uzyskane przez Zabala i in. (2010) wyniki sugerują, że wytępienie norki amerykańskiej na niektórych obszarach kontynentalnych, przy obecnych technikach, byłoby możliwe w umiarkowanej i niskiej cenie. Sugeruje się także prowadzenie zarządzania populacjami gatunków inwazyjnych na obszarach kontynentalnych, w miarę możliwości w kierunku ich likwidacji, z wykorzystaniem kontroli jako drugiej opcji (Zabala i in. 2010).

Strategia eliminacji norki powinna wykorzystywać, jeżeli to tylko jest możliwe, naturalne bariery (na przykład góry) i uniemożliwić komunikowanie się populacji oraz wymianę genów między nimi (Zalewski i in 2009).

Duża złożoność problemu obcej i inwazyjnej norki amerykańskiej wskazuje, że potrzebne jest podejmowanie działań, które będą bardziej wszechstronne, niż tylko eliminowanie gatunku ze środowiska naturalnego na obszarach jego introdukcji i zawleczenia. Jak najbardziej słuszne i konieczne jest dążenie do ograniczenia rozprzestrzeniania się i wzrostu populacji norki dziko żyjącej w Europie, do czego można wykorzystać wcześniej wspomniane strategie. Powinny one być jednak zintegrowane dla całej Europy, bo działanie tylko w jednym kraju może nie przynieść spodziewanego efektu w wyniku występowania migracji. Ponadto konieczne uszczelnienie ferm hodowlanych, aby wyeliminować uciezki zwierząt fermowych, na przykład poprzez poprawę sposobów ogradzania oraz stosowanych zabezpieczeń.

Bibliografia

- Bonesi L., Chanin P., Macdonald D. W. 2004. Competition between Eurasian otter *Lutra lutra* and American mink *Mustela vison* probed by niche shift. *Oikos* 106(1): 19-26
- Bonesi L., Palazon S. 2007. The American mink in Europe: status, impacts, and control. *Biological Conservation* 134(4): 470-483
- Bowman J., Kidd A. G., Gorman R. M., Schulte-Hostedde A. I. 2007. Assessing the potential for impacts by feral mink on wild mink in Canada. *Biological Conservation* 139(1): 12-18
- Brzeziński M., Romanowski J., Żmihorski M., Karpowicz K. 2010. Muskrat (*Ondatra zibethicus*) decline after the expansion of American mink (*Neovison vison*) in Poland. *European Journal of Wildlife Research* 56(3): 341-348
- Bugno-Poniewierska M., Wroński M., Potocki L., Pawlina K., Wnuk M., Jeżewska-Witkowska G., Słota E. 2013. The Polymorphism of Cytogenetic Markers in the Farm and Wild-Living Raccoon Dog (*Nyctereutes Procyonoides*) / Polimorfizm Markerów Cytogenetycznych U Jenota (*Nyctereutes Procyonoides*) W Populacjach Hodowlanych I Dziko Żyjących. *Annals of Animal Science* 13(4): 701-713

- Dunstone N., Dunstone N. 1993. The mink. Poyser. London
- García-Díaz P., Lizana M. 2013. Reproductive aspects of American minks (*Neovison vison*) in central Spain: testing the effects of prey availability. *Mammalian Biology-Zeitschrift für Säugetierkunde* 78(2): 111-117
- García-Díaz P., Arévalo V., Vicente R., Lizana M. 2013. The impact of the American mink (*Neovison vison*) on native vertebrates in mountainous streams in Central Spain. *European Journal of Wildlife Research* 59(6): 823-831
- Gugolek A., Zalewski D., Strychalski J., Konstantynowicz M. 2013. Food transit time, nutrient digestibility and nitrogen retention in farmed and feral American mink (*Neovison vison*)—a comparative analysis. *Journal of Animal Physiology and Animal Nutrition* 97(6): 1030-1035
- Harding L. E., Smith F. A. 2009. *Mustela* or *Vison*? Evidence for the taxonomic status of the American mink and a distinct biogeographic radiation of American weasels. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 52(3): 632-642
- Harrington L. A., Macdonald D. W. 2008. Spatial and temporal relationships between invasive American mink and native European polecats in the southern United Kingdom. *Journal of Mammalogy* 89(4): 991-1000
- Harrington L. A., Harrington A. L., Moorhouse T., Gelling M., Bonesi L., Macdonald D. W. 2009. American mink control on inland rivers in southern England: an experimental test of a model strategy. *Biological Conservation* 142(4): 839-849
- Harris S., Yalden D. 2008. *Mammals of the British Isles* (4th Revised ed.). Mammal Society. Southampton, UK
- Heptner V. G., Sludskii A.A. 2002. *Mammals of the Soviet Union*. Vol. II, part 1b, Carnivores (*Mustelidae* and *Procyonidae*). Smithsonian Institution Libraries and National Science Foundation. Washington, D.C.
- Jakubczak A., Gryzinska M., Horecka B., Dziadosz K., Jezewska-Witkowska G. 2014. SNP Genetic Diversity Within a Fragment of the Gene *Myo15a* Responsible for the Hearing Process in a Population of Farmed and Free-Living Animals of the Canidae Family/SNP Genetski Deverzitet U Okviru Fragmenta Gena *Myo15a*, Odogovnog Za Sluh U Populaciji Životinja Familije Canidae U Uslovima Farmskog I Slobodnog Uzgoja. *Acta Veterinaria* 64(3): 358-366
- Jezewska-Witkowska G., Horecka B., Jakubczak A., Kasperek K., Slaska B., Bugno-Poniewierska M., Piorkowska M. 2012. Genetic variability of farmed and free-living populations of red foxes (*Vulpes vulpes*). *Annals of Animal Science* 12(4): 501-512
- Jezewska-Witkowska G., Kujawski H., Kasperek K., Horecka B., Zoń A., Piorkowska M. 2014. Inwentaryzacja wielkości populacji norek, lisów pospolitych, lisów polarnych, jenotów i tchórzy utrzymywanych na polskich fermach. *Wiadomości Zootechniczne* 1(52): 3-10
- Kasperek K., Horecka B., Jakubczak A., Ślaska B., Gryzińska M., Bugno-Poniewierska M., Piorkowska M., Jezewska-Witkowska G. 2015. Analysis of genetic variability in farmed and wild populations of raccoon dog (*Nyctereutes procyonoides*) using microsatellite sequences. *Annals of Animal Science* 15(4): 889-901
- Kidd A. G., Bowman J., Lesbarreres D., Schulte-Hostedde A. I. 2009. Hybridization between escaped domestic and wild American mink (*Neovison vison*). *Molecular Ecology* 18(6): 1175-1186
- Kowalska D., Piorkowska M. 2014. Charakterystyka populacji hodowlanych i dziko żyjących lisów pospolitych. *Wiadomości Zootechniczne* 52(2): 117-121
- Kruska D. 1996. The effect of domestication on brain size and composition in the mink (*Mustela vison*). *Journal of Zoology* 239(4): 645-661
- Kruska D., Schreiber A. 1999. Comparative morphometrical and biochemical-genetic investigations in wild and ranch mink (*Mustela vison*: Carnivora: Mammalia). *Acta Theriologica*. 44: 377-392
- Kruska D.C.T., Sidorovich V. E. 2003. Comparative allometric skull morphometrics in mink (*Mustela vison* Schreber, 1777) of Canadian and Belarus origin; taxonomic status. *Mammalian Biology-Zeitschrift für Säugetierkunde* 68(5): 257-276
- Melero Y., Santulli G., Gómez A., Gosálbez J., Rodríguez-Refojos C., Palazón S. 2012. Morphological variation of introduced species: the case of American mink (*Neovison vison*) in Spain. *Mammalian Biology-Zeitschrift für Säugetierkunde* 77(5): 345-350
- Piorkowska M., Kowalska D. 2014. Characteristics of farmed and wild populations of American mink. *Wiadomości Zootechniczne* 52(2): 122-129
- Skorupski J. 2016. Nature conservation and invasion of the American mink (*Neovison vison*) in Poland – a critical analysis. *Sylwan* 160(1): 79-87

- Tamlin A. L., Bowman J., Hackett D. F. 2009. Separating wild from domestic American mink *Neovison vison* based on skull morphometries. *Wildlife Biology* 15(3): 266-277
- Wozencraft W.C. 2005. Order Carnivora. W: Wilson D.E., Reeder D.M. (red.). *Mammal Species of the World: A Taxonomic and Geographic Reference* (3rd ed.). Johns Hopkins University Press. Baltimore
- Zabala J., Zuberogoitia I., González-Oreja J. A. 2010. Estimating costs and outcomes of invasive American mink (*Neovison vison*) management in continental areas: a framework for evidence based control and eradication. *Biological Invasions* 12(9): 2999-3012
- Zalewski A., Brzeziński M. 2014. *Norka amerykańska. Biologia gatunku inwazyjnego*. Instytut Biologii Ssaków Polskiej Akademii Nauk. Białowieża
- Zalewski A., Piertney S. B., Zalewska H., Lambin X. 2009. Landscape barriers reduce gene flow in an invasive carnivore: geographical and local genetic structure of American mink in Scotland. *Molecular Ecology* 18(8): 1601-1615
- Zalewski A., Michalska-Parda A., Bartoszewicz M., Kozakiewicz M., Brzeziński M. 2010. Multiple introductions determine the genetic structure of an invasive species population: American mink *Neovison vison* in Poland. *Biological Conservation* 143(6): 1355-1363
- Zalewski A., Michalska-Parda A., Ratkiewicz M., Kozakiewicz M., Bartoszewicz M., Brzeziński M. 2011. High mitochondrial DNA diversity of an introduced alien carnivore: comparison of feral and ranch American mink *Neovison vison* in Poland. *Diversity and Distributions* 17(4): 757-768

Problem of invasion of the American mink *Neovison vison* Schreb. 1777 in Poland

Abstract

Alien invasive species represent a major negative threat to the natural environment as they exert a substantial impact on biodiversity of other animals. They are ecological but also economic and social problem. However, if kept under controlled conditions, they may play a significant role in animal farming. The American mink *Neovison vison* is a perfect example of an invasive species of great importance in fur farming. The animal in the 20th of XX century has spread aggressively in Europe, Asia and South America, where it poses a serious threat mainly to native species occupying the same habitat or exploiting the same food sources. Many threads of evidence support the notion that this phenomenon emerged as a result of intensive fur farming. Various strategies have been devised to reduce the population of feral American mink. It is worth highlighting that programmes aimed at limiting the number of mink should also include conservation of this species in its original habitat in Canada and maintenance of captive populations for farming purposes.

Keywords

invasive species, farming, *Neovison vison*, American mink, population management

Introduction

The American mink *Neovison vison* is a species native to North America. It is an extremely phenotype flexible animal and therefore easily and fast adapts to changing environmental conditions enabling successful expansion into diverse habitats in both Americas, Europe and Asia, where it is put on or deliberately introduced in connection with the fur use of the species (Skorupski 2016). In Europe the American mink strongly competes with native species such as the European mink, the European otter or the water vole. An invasion of this species poses the most significant threat to waterfowl, especially ground-nesting birds. As opposed to a negative effect of mink expansion in the wild, this species is highly valued in commercial farming for the exceptional quality of its fur (Zalewski and Brzeziński 2014).

Species characteristics

The American mink is a species belonging to the mustelid family (Mustelidae). Previously it was assigned to the genus *Mustela* but the results of genetic testing using mitochondrial DNA revealed that mustelids originating in North America differ considerably from the European specimens and form a separate clade in the Mustelidae family. As a result, a new genus was created in an existing family (Harding and Smith 2009). As of 2005, 15 subspecies of the American mink are recognised (Wozniak 2005).

The American mink displays sexual dimorphism. Male individuals have greater body length and body mass as compared with females. Males measure 34-45 cm in body length, while females measure 31.0-37.7 cm. Body mass of male and female mink amounts to 500-1580 g and 400-780 g, respectively. The body mass differs significantly depending on the season and the greatest gains in weight are observed

in autumn. The tail length ranges from 15.6 to 24.7 in case of males and from 14.8 to 21.5 cm for females (Heptner and Sludskii 2002).

The breeding season falls once a year between January and March and it strongly depends on the geographic range – it occurs earlier in the south and later in the north (Yamaguchi and Macdonald 2003). After 40-75 days of pregnancy females deliver 4-6 cubs in one litter (Dunstone 1993).

The American mink prefers seaside habitats with wide coastal zones. They are also found at the river mouths, along the rivers and around canals located close to urbanised areas. On average their territories extend for 2-3 km along the banks and don't exceed 6 km. Territories established by individuals of the same sex slightly overlap. Only the territories marked out by the opposite sex overlap to a greater extent. Sexual dimorphism in the American mink is also manifested by the size of the territory – males establish larger territories than females (Yamaguchi and Macdonald 2003, Harrington and Macdonald 2008, Harris and Yalden 2008).

Diet of the American mink consists mainly of rodents, fish, crayfish, amphibians and birds. The mink is a carnivorous animal which kills its prey by biting the back of the head or the neck (Harris and Yalden 2008). Diet composition changes depending on the season, availability of a given food and intensity of competition for the same food with other species (Bonesi et al. 2004). Prey availability has a significant influence on the biology of the species, especially on aspects connected with reproduction. When faced with a lack or shortage of food supplies American minks refrain from mating or deliver no cubs, while wider availability of prey increases the number of cubs per one litter. The upper limit amounting to 4-5 cubs per litter does not change even if greater abundance of food is provided (Garcia-Diaz and Lizana 2013).

Introduction of the American mink into the new habitats has impact on the morphological characteristics of the species. Observations carried out few year after introducing mink in Spain revealed that the body length and weight decreased. It may be the result of changing the diet. Other reported variations regarded sexual dimorphism as non-adult individuals displayed dimorphic traits. Moreover, significant variability of biological parameters has been detected between different environments (Melero et al. 2012).

Distribution

Primarily the range of the American mink was limited to North America, including the whole territory of Canada and a part of the United States. Currently American mink as alien and invasive species also can be found in extensive areas of Europe and also Asia and South America (Bonesi and Palazon 2007).

Successful expansion of this animal is strictly connected with the development of mink fur farming. First mink farms were established in Canada in the end of 19th century but in Europe they were established no sooner than at the beginning of the 20th century (Piórkowska and Kowalska 2014). Analysis of occurrence of the American mink covering 28 European countries indicated that it can be found in most of them and that various populations differ significantly in terms of size and geographical spread. Based on two criteria, presence of mink farming and distribution of wild mink, the countries were divided into four groups. In certain countries, such as Malta and Slovenia, neither captive nor wild minks occur. In another group, represented by Italy and Spain, the American mink is housed on farms but in the wild only small populations can be found. The third group includes countries which were involved in fur farming in the past but have widespread populations of feral mink despite no longer being involved in such operations, e.g. the UK or Estonia. The fourth group consists of countries with large numbers of fur farms and particularly abundant free-living populations (Denmark,

Sweden, Poland). Interestingly, in some countries where mink farms exist, no feral populations have been established (Bonesi and Palazon 2007).

In Poland in 2014 the number of female American minks in the foundation flock amounted to 583450 individuals with the 83% of the population inhabiting three provinces: Małopolska, West Pomerania and Lubuskie (Jeżewska et al. 2014). In Europe the largest numbers of mink farms are located in the Scandinavian countries as well as the Netherlands and consequently the largest populations of captive mink can be found there. It may be connected with favourable climate conditions enhancing the quality of fur, what in turn translates into higher profits (Bonesi and Palazon 2007).

Impact on other species

Invasive species, as confirmed by multiple research reports, exert detrimental effects on native flora and fauna, mostly by predation or competing for the habitat or food. In case of the American mink, there is no exception to that rule. It has been demonstrated that the population of the American mink has a considerable impact on mammals (e.g. the European mink, the European polecat, the bank vole, the water vole, the field vole), ground-nesting birds and waterfowl (e.g. the common tern, the common moorhen, the northern pintail), amphibians (e.g. the common frog) and crayfish (e.g. the stone crayfish) (Bonesi and Palazon 2007).

The research conducted in Spain revealed that other animals develop species-specific sensitivity as a response to mink presence in a given habitat. However, analysis of the populations of amphibians and crayfish inhabiting control areas and areas where mink was introduced indicated that no declines occurred. The same results were obtained for the European dipper. The expansion of mink had the most significant impact on the populations of the Mediterranean water shrew and the southern water vole, as it significantly decreased their range (Garcia-Diaz et al. 2013).

The American mink and the otter depend on the same food sources. As these two species inhabit similar areas, they fiercely compete against each other. Research conducted by Bonsei et al. (2004) in the vicinity of the river Teign (Devon, UK) showed that higher otter population density has influence on changing the diet of the American mink, which includes higher proportion of mammals and birds and lower proportion of aquatic animals. Nevertheless, the changes were observed only in winter, in spring the diet was not affected. The composition of otter diet did not show any variation.

In Poland populations of the American mink significantly disturb population size of other animals, especially its competitors. Brzeziński et al. (2010) revealed that the decline of the muskrat population is related to the expansion of the American mink.

Problems with the feral American mink have been shown in Canada. Escaped domestic mink produce negative effects and pose a serious threat to wild populations of mink by contributing to outbreeding depression (i.e. decreased fitness in crosses), spreading diseases and developing detrimental behaviour patterns (Bowman et al. 2007). Similar research conducted in Canada demonstrated that hybridisation between domestic and wild mink brings about adverse effects by changing genetic structure of the population and developing negative traits in terms of adaptability to living in the wild, as well as transmitting diseases and encouraging fierce competition for habitat (Kidd et al. 2009).

Differences between domestic and wild mink

Farm animal populations, especially fur animals, differ substantially from their wild counterparts. Such differences regard morphology, anatomy, genetics as well as behaviour (Ślaska 2010, Jeżewska et al. 2012, Bugno et al. 2013, Jakubczak et al. 2014, Kowalska 2014, Kasperek et al. 2015).

Domestication of the American mink resulted in reduction of the brain size by 19.6%, heart size by 8.1% and spleen size by 28.2%, as compared with wild individuals (Kruska 1996, Kruska and Schreiber 1999). Comparison of the skulls from indigenous animals inhabiting Canada with individuals from the Belarusian mink population, that most likely originated from mink that escaped from Soviet farms, indicated that the size and shape of skulls from Belarus significantly differ from Canadian specimens (Kruska 2003). Tamlin et al. (2009) in the studies on the possibility of identifying wild and domesticated mink based on morphometric characteristic of the skull, demonstrated that the skulls of domestic animals are larger and have narrower postorbital constrictions. A model using two parameters, that is condylobasal length and the width of postorbital constrictions, enables allocation of the animal to a given population with a high degree of certainty.

The American mink kept under farm conditions is characterised by changed nitrogen metabolism and gastrointestinal functions (longer food transit time, higher nutrient digestibility and higher nitrogen retention) in comparison with wild populations (Gugołek et al. 2013).

Wild populations of the American mink display higher genetic diversity than animals housed on farms. The studies conducted on the population of the American mink in Poland and analyses performed in Scotland provided evidence to support these findings (Zalewski et al. 2009, Zalewski et al. 2010). Investigation of the genetic structure revealed that despite belonging to a separate genetic cluster, the ranch mink shares many genetic traits with the wild mink.

Analysis of the mitochondrial DNA revealed that the populations of the American mink in Poland display a high level of genetic diversity and originated from diverse source populations. Most probably the process of populating new habitats in Poland was initiated by numerous escapees from farms and other individuals migrating from Belarus. Current genetic structure of feral mink populations was shaped by the founder effect and multiple introductions e.g. of ranch mink to wild populations. Mixing between diverse populations may result in increasing offspring fitness and contribute to accelerating invasion of this species (Zalewski et al. 2011).

Genetic analysis of the mink in Scotland indicated that populations isolated by genetic barriers differ in terms of genetic structure as a result of the restricted gene flow between these populations (Zalewski et al. 2009).

Discussion

The impact of invasion of the American mink on local native fauna is a extremely important problem affecting many European countries. Development of a rational and well-planned strategy is necessary to control the number of wild non-native populations of this species. This strategy should rely on a comprehensive approach and involve many countries to cover the risk of re-colonization from the neighbouring countries. Few types of strategies have been implemented by some countries so far: live trapping, continuous population size monitoring and eradication of the species (Bonesi and Palazon 2007). Management strategies developed for island ecosystems are aimed at complete eradication of the species, while in continental areas management measures aimed at controlling size of the feral mink population and its constant maintenance at low level are more popular (Zabala et al. 2010). Sometimes mixed strategies based on two different approaches are implemented. In England, management strategy includes mink trapping and systematic monitoring of mink population, what also allows for reintroduction of the water vole to mink removal sites (Harrington et al. 2009). Adoption of these management strategies produced diverse effects. Actions undertaken in the United Kingdom in the '60s aimed at eradicating the American mink failed to produce any effect, while implementation of population monitoring and measures for reducing mink population in the '90s was very successful.

However, in Finland and Estonia eradication of the species was efficient and brought about desired results (Bonesi and Palazon 2007).

Besides adopting the strategies mentioned above postulate the management of the American mink population by manipulation of habitat, introduction or improving living conditions of the natural recovery of native mink competitors, management of prey species and prevention of escapes for mink farms (Bonesi and Palazon 2007).

An extremely important aspect of invasive species management, including the American mink, is concerned with proper evaluation of the chances of achieving desired objectives and correct estimation of the cost of implementing a given strategy. Model analyses assuming three different scenarios regarding live trapping allow for assessing the output of the management action for each scenario and model the results for further efforts. These results may provide basis for planning for invasive species management as well as setting realistic management objectives and estimating funds required. The results obtained by Zabala et al. (2010) suggest that eradication of the American mink inhabiting some continental areas at a reasonable cost using currently available methods is possible. What is more, they suggest that invasive species population management in continental areas should be aimed at species eradication when feasible and population control measures should be implemented as a second option (Zabala et al. 2010).

Strategies for eradicating the American mink should include, when possible, natural landscape barriers such as mountains as well as preventing contact and gene flow between different mink populations (Zalewski et al. 2009).

Due to complexity of these problems, it is essential to undertake more comprehensive actions than eradication of this species from the areas of its introduction and cure. Initiating efforts targeted at limiting expansion and the growth of feral mink population in Europe is justified and necessary and can be realised by adopting strategies described above. However, all the countries in Europe should combine their efforts as undertaking mink management actions in one country may not bring about desired effects if we take into account migration of the species. Moreover, it is vital to provide seal of the farm and support to farmers to reduce number of escapes from mink farms by improving fencing solutions and implementing suitable site security measures.

References

See page 35.

Inwazyjne, obce i nierodzone gatunki ryb na Pomorzu Zachodnim – mechanizmy rozprzestrzeniania i monitoring genetyczny

Streszczenie

W wodach powierzchniowych województwa zachodniopomorskiego, które zajmują ponad 5% jego powierzchni występuje zespół 20 gatunków i hybrydów obcych ryb. Zostały scharakteryzowane ich drogi rozprzestrzeniania, źródła pochodzenia i znane oraz przypuszczalne oddziaływania na ekosystemy. Najważniejszym źródłem pochodzenia gatunków obcych jest akwakultura i akwarystyka. Najstarsze introdukcje miały miejsce już w XIII wieku, a ich apogeum miało miejsce w wieku XX. Obecnie w wodach województwa spotykane jest 20 gatunków obcych należących do: Acipenseridae (i ich hybrydy), Polyodontidae, Salmonidae, Cyprinidae, Pangasiidae, Gobiidae, jak i Centrarchidae. Na terenie województwa znajduje się także centrum dystrybucji gatunków obcych, którym jest kanał ciepły elektrowni Dolna Odra, które pełni funkcję „wyspy termicznej”, gdzie dogodne warunki przetrwania mają obce gatunki – w tym gatunki ryb.

Słowa kluczowe

województwo zachodniopomorskie, gatunki obce, ryby, gatunki inwazyjne, introdukcje

Wstęp

Województwo zachodniopomorskie obejmuje swym zasięgiem regiony wodne: Dolnej Odry i Przymorza Zachodniego (około 77%), Warty (około 23%), oraz region wodny Uecker o powierzchni zaledwie 8 km². Wody powierzchniowe zajmują około 5,2% obszaru województwa. Na terenie województwa zachodniopomorskiego znajdują się znaczne zasoby wód powierzchniowych: dolny odcinek rzeki Odry wraz z dopływami, rzeki Przymorza, Zalew Szczeciński, Zatoka Pomorska oraz około 1 650 jezior o powierzchni powyżej 1 ha. Natomiast łączna długość cieków w granicach województwa osiąga 30,2 tys. km (Filipiak i Raczyński 2000, WIOŚ 2012).

Pojawienie się w nowym miejscu gatunku obcego, bez względu na to, czy jest to zwierzę, roślina, grzyb czy drobnoustrój, nie zawsze stanowi poważne zagrożenie. Znaczna podgrupa gatunków obcych może jednak stać się inwazyjna i mieć poważne, niepożądane oddziaływanie na różnorodność biologiczną oraz funkcje ekosystemów, jak również wywoływać inne skutki społeczne i gospodarcze, którym należy zapobiegać. Około 12 000 gatunków występujących w środowisku w Unii i innych krajach europejskich to gatunki obce; szacuje się, że mniej więcej od 10 do 15% tej liczby to gatunki inwazyjne (UE 2014). Województwo zachodniopomorskie z tak znaczną powierzchnią wód, w tym połączonych z Bałtykiem jest też miejscem występowania różnorodnej ichtiofauny, wśród których są też obce gatunki ryb, których liczba stale wzrasta (Krzykawski i Szypuła 1993, Keszka 2008).

Przegląd obcych gatunków ryb województwa zachodniopomorskiego

Jeszcze w latach 50-tych XX. wieku w wodach śródlądowych i morskich Polski znalezienie nowego, nie notowanego dotąd gatunku należało do rzadkości (Wiktor 1959). Obecnie w wodach Polski wystę-

puje cały zespół obcych gatunków, z których niektóre należą do gatunków inwazyjnych (Witkowski i Grabowska 2012).

Pierwsze próby introdukcji nierodzimych gatunków ryb na terenach obecnego województwa zachodniopomorskiego można odnotować jako swoistą ciekawostkę. W jeziorze Krzywienko (Gerland) niedaleko obecnego Gryfina w roku 1776 na rozkaz króla pruskiego Fryderyka II podjęto próbę zaaklimatyzowania sterleta – *Acipenser ruthenus*. Próby trwały do roku 1866 i zakończyły się niepowodzeniem (Wałęga 1975). Była to pierwsza próba celowej introdukcji na tych terenach, nie licząc introdukcji karpia w wiekach średnich. Późniejsze introdukcje gatunków obcych ryb na terenie obecnego województwa zachodniopomorskiego dotyczą sprowadzenia w wieku XIX pstrąga tęczowego i najprawdopodobniej bassy słonecznego z Ameryki Północnej przez Niemców.

Według przeglądu literatury i badań własnych zestawiono dostępne informacje na temat inwazyjności, pochodzenia i możliwych przyczyn introdukcji, występujących w wodach województwa zachodniopomorskiego gatunków obcych ryb. Jak wynika z tabeli 1, wraz z hybridami w wodach otwartych województwa występuje 20 gatunków i hybridów obcych i inwazyjnych ryb. Jest to znaczna liczba w zestawieniu z podaną przez Witkowskiego i Grabowską (2012) liczbą ponad 30 gatunków obcych występujących w wodach całej Polski.

Poniżej przedstawiono charakterystyki wybranych, po części charakterystycznych dla regionu gatunków obcych (Tab. 1).

Tab. 1. Gatunki obce ryb w województwie zachodniopomorskim – zestawienie

Gatunek	Inwazyjność	Pochodzenie	Introdukcja	Źródło introdukcji
<i>Acipenser ruthenus</i>	nieinwazyjny	Europa	-1776	Akwakultura
<i>Acipenser ruthenus x Huso huso</i>	nieinwazyjny	Europa	-1970	Akwakultura
<i>Acipenser ruthenus x Acipenser baerii</i>	nieinwazyjny	Europa	-1980	Akwakultura
<i>Acipenser baerii</i>	nieinwazyjny	Azja	-1970	Akwakultura
<i>Acipenser gueldenstaedtii</i>	nieinwazyjny	Azja	1970	Akwakultura
<i>Acipenser stellatus</i>	nieinwazyjny	Azja	1970	Akwakultura
<i>Pangasianodon hypophthalmus</i>	potencjalnie inwazyjny	Azja	2005	Akwarystyka
<i>Lepomis gibbosus</i>	inwazyjny	Ameryka Północna	1927	Akwakultura, akwarystyka
<i>Neogobius melanostomus</i>	inwazyjny	Morze Czarne	1990	Transport morski
<i>Piaractus brachypomus</i>	nieinwazyjny	Ameryka Południowa	2000	Akwarystyka
<i>Polyodon spathula</i>	nieinwazyjny	Ameryka Północna	1999	Akwakultura
<i>Pseudorasbora parva</i>	inwazyjny		1988	Akwakultura
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	potencjalnie inwazyjny	Ameryka Północna	1881-1889	Akwakultura
<i>Salvelinus fontinalis</i>	inwazyjny	Ameryka Północna	1890	Akwakultura
<i>Cyprinus carpio</i>	inwazyjny	Azja	1200	Akwakultura
<i>Carassius auratus</i>	inwazyjny	Azja	1930	Akwakultura/ Akwarystyka

Gatunek	Inwazyjność	Pochodzenie	Introdukcja	Źródło introdukcji
<i>Carassius gibelio</i>	inwazyjny	Azja	1930	Akwakultura
<i>Ctenopharyngodon idella</i>	inwazyjny	Azja	1964	Akwakultura
<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>	inwazyjny	Azja	1965	Akwakultura
<i>Hypophthalmichthys nobilis</i>	inwazyjny	Azja	1965	Akwakultura

Jesiotrowate jako element ichtiofauny Polski jeszcze w okresie międzywojennym, z racji na odmienny kształt ówczesnych granic (obejmujących takie m.in. rzeki jak Dniestr czy Dunaj) były reprezentowane przez cztery gatunki z rodzaju *Acipenser*: jesiotra zachodniego *Acipenser sturio* zwanego także bałtyckim, bądź właściwym (Anonim 1858), sterleta (czeczugę) *Acipenser ruthenus*, siewrugę *Acipenser stellatus* oraz bardzo rzadkiego szypa *Acipenser nudiventris* (Kulmatycki 1919, 1922, 1932, 1933, Starkiewicz 1922). Obecnie poza restytuowanym jesiotrem ostronosym są traktowane jako gatunki obce.

Doświadczenia z lat 60-tych, kiedy jesiotrowate pojawiły się w Bałtyku w wyniku eksperymentów VNIRO (Vserosijskij Naucno-issledovatel'skij Institut Rybnogo Khozajstva i Okeanografii) wykazały nikłą wiedzę na temat ich morfologii w naszym kraju, co doprowadziło do pomyłkowych oznaczeń młodocianych osobników jesiotrów rosyjskich i syberyjskich jako jesiotra zachodniego (Kraczkiewicz 1967, Wołk 1967, Turoboyski 1968).

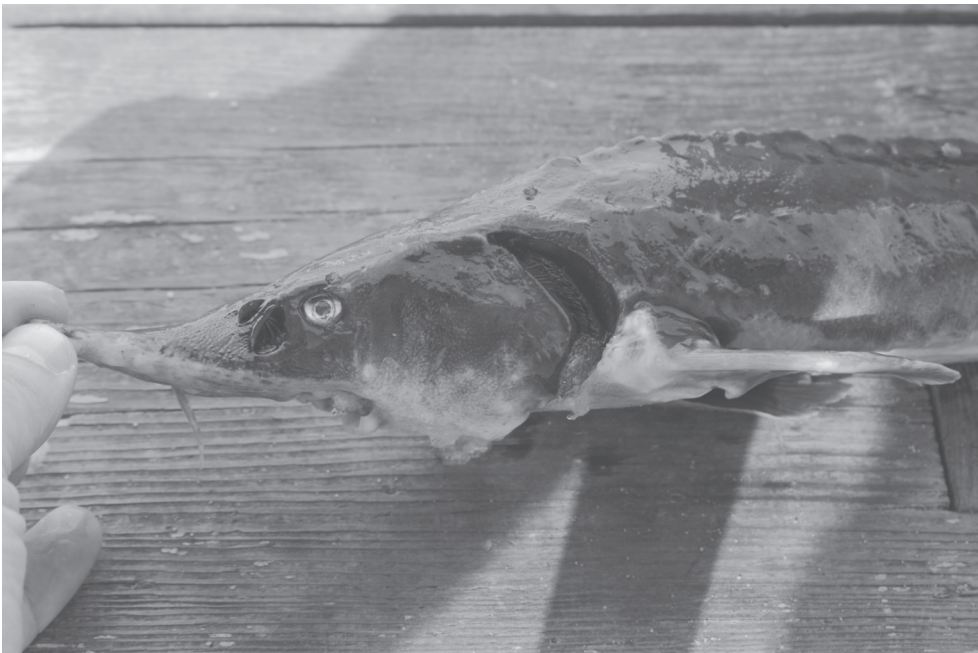
Z przedstawionego poniżej przeglądu pojawiających się w wodach województwa gatunków ryb jesiotrowatych widać, iż stały się one, dzięki rozwojowi akwakultury ciepłowodnej jednym z charakterystycznych elementów obcej ichtiofauny tego regionu Polski. Biorąc pod uwagę, że obecnie na półkuli północnej występuje 19 gatunków z rodzaju *Acipenser* (Holčík 1989, Hochleitner 1996), ich reprezentacja w dolnej Odrze i Zatoce Pomorskiej jawi się jako stosunkowo liczna.

***Acipenser baerii* Brandt, 1869 – jesiotr syberyjski**

Jesiotr syberyjski *Acipenser baerii* jest obcy na całym obszarze, na którym występuje w Polsce, podobnie jak pozostałe jesiotrowate gatunki azjatyckie. Z uwagi na późną dojrzałość płciową nie rozmnaża się w środowisku przyrodniczym, w związku z czym uznawany jest za nieinwazyjny gatunek obcy. W wodach województwa zachodniopomorskiego stwierdzany tylko sporadycznie. Gatunek ten jest uwalniany przypadkowo, lub celowo z obiektów akwakultury oraz przez posiadaczy oczek wodnych i niewielkich zbiorników. Celowo zarybiane są nim łowiska specjalne, a także jeziora – niezgodnie z zasadami zawartymi w operatach rybackich. Ze względu na późno osiąganą dojrzałość płciową, brak siedlisk typowych dla gatunku oraz małe zagęszczenie nie rozmnaża się w Polsce naturalnie. Rozmnażany sztucznie w kilku ośrodkach hodowlanych w Polsce (Keszka i in. 2009). Gatunek jest przypadkowo rozprzestrzeniany przez człowieka. Ucieczki z hodowli oraz łowisk specjalnych, oraz uwalnianie przez akwarystów to główne drogi dyspersji. Gatunek łowiony sporadycznie przez rybaków i wędkarzy, tylko na podstawie udokumentowanych przypadków złowienia tych ryb (doniesienia rybaków, inspektorzy rybołówstwa, PZW) można określić coroczną liczbę łowionych jesiotrów syberyjskich na kilkanaście do kilkudziesięciu sztuk (Keszka i Stepanowska 1997). Nie ma możliwości monitoringu uwalnianych ryb ze względu na przypadkowość miejsca i liczby wypuszczanych ryb. Najnowsze doniesienia wskazują na wypuszczanie jesiotrów syberyjskich do Jeziora Głębokie w Szczecinie (Keszka i in. 2011). Jesiotry odżywiają się głównie bentosem, w którego składzie dominują larwy Chironomidae. W wodach estuariów, w deltach rzek w diecie tych ryb występują także Amphipoda, Isopoda i Polychaeta. Badając zawartość przewodów pokarmowych jesiotrów syberyjskich stwierdzono, że nawet do 90% zawartości stanowiły detrytus i osad denny, które ryby połykały w czasie żerowania. Ważne miejsce w pokarmie jesiotrów syberyjskich z Jeziora Bajkał oraz z rzek

Kołomyi i Aldan zajmują ryby, potencjalnie więc w wodach gdzie je introdukowano mogą oddziaływać drapieżniczo na gatunki przydenne. Jako składniki diety omawianego gatunku z rzeki Ob, wymienia się oprócz *Mesidothea* (Isopoda) także mięczaki z rodzaju *Sphaerium*. Niektórzy autorzy potwierdzają dominację organizmów bentosowych, także w pokarmie ryb introdukowanych do nowych wód. W Jeziorze Ładoga spektrum pokarmowe jesiotra syberyjskiego obejmuje zarówno larwy *Chironomidae*, *Trichoptera*, *Ephemeroptera*, jak i reliktowe skorupiaki: *Pontoporeia affinis* i *Mysis oculata* var. *relicta*. W Bałtyku żywi się *Mesidothea entomon*, *Pontoporeia affinis* i *Corophium volutator*, a także *Mysidacea* oraz larwami *Chironomidae*. Czasami łupem jesiotrów syberyjskich padają młode osobniki głowacza *Cottus gobio*.

Okoliczności poprzedzające pojawienie się gatunku w Polsce są opisane w literaturze, były to doświadczenia z celową introdukcją w latach 60-tych XX. wieku (Kairov i Kostričkina 1970). Jesiotr syberyjski pojawił się w Bałtyku w wyniku eksperymentów VNIRO, łowione w tym czasie egzemplarze jesiotrów rosyjskich i syberyjskich pomyłkowo oznaczano jako jesiotry zachodnie (Ryc. 4).



Ryc. 4. Osobnik jesiotra syberyjskiego złowiony w Odrze w roku 2008 (TL=58 cm) (Fot. S. Keszka)

Fig. 4. Siberian sturgeon specimen caught in Odra River in 2008 (TL=58 cm) (photo by S. Keszka)

***Acipenser gueldenstaedtii* Brandt et Ratzeburg, 1833 – jesiotr rosyjski**

Jesiotr rosyjski *Acipenser gueldenstaedtii* jest gatunkiem anadromiczny, poszczególne jego populacje żyjące w morzach są powiązane z rzekami do nich uchodzącymi, jakkolwiek występują również nieliczne populacje niewędrownie przebywające wyłącznie w rzekach. Część ryb wędruje jesienią nawet 1 200 km, zimuje w głębokich miejscach, wykorzystując w 50% rezerwę energii skomasowaną w tłuszczu, a do tarła przystępuje na wiosnę roku przyszłego. Tylko niewielka liczba ryb trze się w przyujściowych odcinkach rzek. Podczas życia w morzu młode jesiotry utrzymują się na stałej głębokości 2-5 m nad piaszczystym dnem. Starsze osobniki wędrują podobnie jak jesiotry syberyjskie wzdłuż wybrzeży na głębokości 2-100 m, jakkolwiek w okresie zimowym zapuszczają się w głębsze obszary wód w środkowej części morza (Kairov i Kostričkina 1970).

W Polsce długość łowionych osobników wynosiła średnio 49,8 cm, natomiast w obszarze naturalnego występowania wynosi średnio 145 cm, a maksymalnie 235 cm. Pokarm jesiotra rosyjskiego składa się w głównej mierze z mięczaków z rodzajów: *Abra*, *Cardium*, *Cerastoderma*, *Corbulomya*, *Didacna*, *Hypanis*, *Mytilaster*, *Nassa*. Ponadto żywi się wieloszczetami (*Nereis*), skorupiakami (*Rhitropanopeus*) oraz niewielkimi rybami z rodzajów: *Engraulis*, *Sprattus*, *Clupeonella*, *Benthophilus*, *Callionymus*. W północnej części Morza Czarnego głównym składnikiem pokarmu jesiotra rosyjskiego jest małż *Mytilus galloprovincialis*. Stwierdzany okazjonalnie w wodach estuarium Odry, jak i w Zatoce Pomorskiej (Gessner i in. 1999, Keszka i Heese 2003). Analiza zawartości przewodów pokarmowych osobników złowionych w Bałtyku wykazała obecność Gammaridae w diecie jesiotrów rosyjskich (Keszka i Heese 2003).

***Acipenser stellatus* Pallas, 1771 – siewruga**

Siewruga *Acipenser stellatus* jest jednym z cenniejszych gatunków z rodziny jesiotrowatych, dlatego tylko kwestią czasu było sprowadzenie jej do akwakultury polskiej, tak jak miało to miejsce wcześniej z jesiotrem syberyjskim i rosyjskim. Mimo, że jest to najrzadziej hodowany gatunek w Polsce wśród ryb jesiotrowatych, zdążył już przeniknąć do wód otwartych, podobnie jak inne obce gatunki z tej rodziny, uciekające z obiektów hodowlanych (Keszka, Raczyński 2006). Siewrugi pojawiły się kilkakrotnie w wodach województwa zachodniopomorskiego – również w Zatoce Pomorskiej (Kolman i in. 2000, informacja ustna J. Filipiak 1999).

***Polyodon spathula* Walbaum, 1792 – wiosłonos amerykański**

Wiosłonos amerykański *Polyodon spathula* to słodkowodny gatunek z rodziny wiosłonosowatych, żyjący w strefie umiarkowanej; przebywa w dużych rzekach Ameryki Północnej, wolno płynących, zazwyczaj o głębokości przekraczającej 1,3 m (Ryc. 5). Dorastający do długości ciała: 221 cm i masy ciała: 90,7 kg i jest planktonożercą. Odżywia się zooplanktonem odfiltrowywanym z toni wodnej, „wiosło” powstało z wydłużenia górnej szczęki, to spłaszczone rostrum pozwala nakierować plankton do stale otwartej paszczy, a rozmieszczone na rostrum receptory, w tym nietypowo – tylko dwa wąsiki w połowie długości rostrum – lokalizują pole elektryczne emitowane przez plankton. Młodociane osobniki (do około 12 cm długości) zjadają większe formy planktonowe (głównie powolne wiosłarki Cladocera), po wykształceniu aparatu filtracyjnego przechodzą na aktywne filtrowanie; charakteryzując się szybkim tempem wzrostu (Kolman 1997).

Najwcześniejsza obserwacja pochodzi z roku 1999, kiedy złowiono duży egzemplarz wiosłonosy w szczyńskim Kanale Odyniec (Krzykawski i in. 2001). W latach następnych 2000-2002 notowano jeszcze połowy mniejszych osobników w kanale ciepłym Elektrowni Pomorzany w granicach aglomeracji Szczecina (informacja ustna S. Keszka).

Gatunek został celowo sprowadzony w zainteresowania nowymi obiektami chowu i hodowli w akwakulturze 90-tych XX wieku. Do środowiska naturalnego dostaje się w wyniku nieszczelności obiektów akwakultury. Analizując cechy biologiczne gatunku nie jest gatunkiem inwazyjnym, gdyż dojrzałość płciową osiąga stosunkowo późno, bo w wieku 6 lat u samców, a u samic w wieku 9 lat; ponadto, co charakterystyczne również dla wielu innych jesiotroształtnych samice nie składają ikry corocznie, a przerwy między kolejnymi tarłami są nieregularne. Płodność absolutna samic waha się od 82 do 600 tys. jaj; ikra barwy brązowej ma średnicę około 3 mm; naturalne tarło (w Mississippi, Missouri) odbywa się od kwietnia do maja, wraz z wiosennym wzrostem poziomu wód, w temperaturze wody powyżej 16°C. W Polsce tarło wywoływane jest sztucznie na terenie obiektów hodowlanych (Kolman 1997).



Ryc. 5. Wypreparowany egzemplarz wiosłonośa amerykańskiego złowionego w Szczecinie w Kanale Odyniec (opisany w pracy Krzykawski i in. 2001)

Fig. 5. American paddlefish prepared specimen caught in Odyniec Canal in Szczecin (described in Krzykawski et al. 2001)

***Pseudorasbora parva* Temminck et Schlegel, 1846 – czebaczek amurski**

Czebaczek amurski *Pseudorasbora parva*, niewielkich rozmiarów (maksymalna długość ciała: 15 cm) gatunek należący do podrodziny Gobioninae w rodzinie karpiovatych, jest łatwy do odróżnienia od wśród rodzimych Gobioninae choć pokrojem przypominają kielbie z rodzaju *Gobio*. Nieco spłaszczona w przedniej części głowa ma pysk wyraźnie górny (Kotusz, Witkowski 1998). Żyje głównie w płytkich jeziorach, starorzeczach, stawach karpiowych, kanałach irygacyjnych, rowach oraz wolno płynących odcinkach rzek nizinnych. Najwcześniejsza obserwacja w Polsce notowana jest w późnych latach 80-tych XX wieku (Witkowski 1991b). Gatunek widywany w obiektach stawowych w dorzeczu Odry już w latach 90-tych XX, jednak potwierdzony w lokalizacji rzecznej dopiero w roku 2013 (Keszka i in. 2013).

Jest to gatunek wszystkożerny, bentofag, wykorzystujący w niewielkim stopniu również pokarm roślinny. Młode stadia odżywiają się fito- i zooplanktonem (Chyboridae, Bominidae, Copepoda, Rotatoria). Starsze osobniki najczęściej zjadają larwy Plecoptera, Trichoptera, Chironomidae oraz niektóre Crustacea. W warunkach stawowych pokarm tego gatunku w dużym stopniu pokrywa się z pokarmem gatunków hodowlanych – głównie karpia, co napędza konkurencję o pokarm. Czebaczek odbywa tarło od maja do czerwca. Ikra i narybek są strzeżone przez samca, co dodatkowo poprawia efektywność rozrodu. Po raz pierwszy został stwierdzony w 1961 r. w południowej Rumunii i w Albanii. W ciągu 40 lat rozprzestrzenił się na obszar prawie całej Europy, a także północnej Afryki (Algieria, Maroko), Bliskiego Wschodu (Turcja, Iran), środkowej Azji (Kazachstan, Uzbekistan), a nawet Oceanii (Fidzi) – głównie w sposób przypadkowy wraz z materiałem zarybieniowym innych gatunków ryb (Witkowski 1991a, Kapusta i in. 2008). W kilku przypadkach został wprowadzony celowo jako ryba paszowa (w chowie sandacza) lub akwariowa.

***Ctenopharyngodon idella* Vallenciennes, 1844 – amur biały**

Amur biały *Ctenopharyngodon idella* to ryba eurytermiczna. Zamieszkuje wody ciepłe, stojące i wolno płynące, a przy tym zarośnięte. Osiągając maksymalny ciężar ciała: 50 kg. Roślinożerny, jego stadia larwalne i narybek odżywiają się glonami nitkowatymi i zooplanktonem. Z wiekiem w pokarmie zaczynają dominować mchy, ramienice, później pędy oraz liście trzciny i oczeretów. Żywi się też zwijsającymi nad wodą gałęziami i liśćmi roślin lądowych (Opuszyński 1979a,b).

Tarło w naturalnym obszarze występowania odbywa od kwietnia do sierpnia w bystrych potokach. Temperatura wody podczas rozrodu wysoka – powyżej 18°C – zazwyczaj 20-23°C. Ikra pelagiczna składana jest porcyjnie w okresie podwyższonej mętności wody, co zapobiega opadaniu jej na dno.

Siedliskiem wtórnym w naszym kraju są antropogeniczne zbiorniki i cieki wodne o bardzo małym stopniu naturalności, wraz z towarzyszącymi konstrukcjami (Wolny 1968, Wolny 1969). Amur zamieszkuje wody ciepłe, stojące i wolno płynące, a przy tym zarośnięte. Gatunek ten ma wpływ negatywny na gatunki ryb fitofilnych (m.in. inne karpowate, szczupak), niszcząc im miejsca rozrodu (Mastyński i in. 1987). W 1937 roku podjęto pierwszą, nieudaną próbę introdukcji amura do wód europejskiej części ZSSR. Powtórzono ją, z powodzeniem, po II wojnie światowej, m.in. na Ukrainie (Wolny 1968, Krzywosz i in. 1980). W drugiej połowie XX wieku został rozprowadzony niemal po całym świecie – do Polski trafił w roku 1964 do kompleksu jezior Konińskich (Najberek i Solorz 2011). W województwie zachodniopomorskim występuje w zarówno w niewielkich stawach, ale też w jeziorach i starorzeczach.

***Aristichthys nobilis* Richardson, 1836 – tołpyga pstra**

Tołpyga pstra *Aristichthys nobilis* to gatunek należący do rodziny karpowatych, sprowadzony do Polski w połowie lat 60-tych XX wieku na fali zainteresowania możliwościami biomanipulacji w jeziorach o silnym stopniu eutrofizacji (Opuszyński 1979a, b). Z danych historycznych wynika, że tołpygę pstrą przemieszczano do różnych systemów wodnych wschodniej Azji, a w ostatnim stuleciu zaczęto ją szerzej rozprzestrzeniać po świecie (Wolny 1969). Obecnie liczba stanowisk w województwie zachodniopomorskim się zmniejsza z uwagi na zaniechanie celowych zarybień jezior. Gatunek rozprzestrzenia się samodzielnie, bez udziału człowieka pojedyncze osobniki zbiegłe do wód otwartych. Tołpyga ma tarło porcyjne. Ikra semipelagiczna składana jest w obszarze naturalnego rozsiedlenia w górze rzeki. Optymalna temperatura inkubacji ikry wynosi 22-28°C. Tołpyga pstra to gatunek wszystkożerny. Odżywia się fito i zooplanktonem, do drugiego roku życia. W późniejszym okresie życia zjada niemal wyłącznie skorupiaki planktonowe (Krzywosz 1986). Gatunek w większych obsadach ma wpływ na zmiany struktury i obfitości zooplanktonu (Tunowski 2006).

***Piaractus brachypomus* Cuvier, 1818 – pirania pirapitinga**

Pirania pirapitinga *Piaractus brachypomus* spotykana jest sporadycznie w pobliżu prawdopodobnych miejsc uwolnienia (głównie ciepłe kanały elektrowni, kąpieliska miejskie, jeziora śródmiejskie). W województwie zachodniopomorskim stwierdzany tylko sporadycznie; nie rozmnaża się w środowisku przyrodniczym. Maksymalnie w jednej z lokalizacji złowiono 3 osobniki, pozostałe pojawienia się w postaci 1-2 sztuk. Pirapitinga jest przypadkowo rozprzestrzeniana przez człowieka (Więcaszek i in. 2007). Gatunek uwalniany przez akwarystów ze względu na szybki wzrost i osiągnięte rozmiary (maksymalna długość ciała: 88 cm; maksymalny ciężar ciała: 25 kg). Osobniki wypuszczone były najprawdopodobniej łowione blisko miejsc uwolnienia (w Zalewie Szczecińskim, jeziorze Dąbie, w kanale z wodą zrzutową z Elektrowni „Dolna Odra” i „Pomorzan” w Szczecinie) w latach 2002–2010 podczas połowów zarówno rekreacyjnych i komercyjnych. Złowione ryby miały dotąd długość cał-

kowitą 17-49 cm (Ryc. 6). Przeprowadzona ocena sukcesu ewentualnej inwazji w wodach Polski przeprowadzono na pirapitingach z hodowli akwarystycznej, pokazała że temperaturą letalną jest 11,2°C (Więcaszek i in. 2016).



Ryc. 6. Uzębienie pirapitingi *Piaractus brachypomus*, złowionej w Jeziorze Dąbie w 2002 roku (opisana w pracy Więcaszek i in. 2016)

Fig 6. Pirapitinga *Piaractus brachypomus* teeth, caught in Dąbie Lake in 2002 (described in Więcaszek et al. 2016)

***Pangasianodon* (=Pangasius) *hypophthalmus* Sauvage, 1878 – sum panga**

Sum panga *Pangasianodon* (=Pangasius) *hypophthalmus* to gatunek znany przede wszystkim jako jeden z najbardziej popularnych gatunków komercyjnych, o dużym potencjale wzrostu importowany z akwakultury Wietnamu w znacznych ilościach. Od wielu lat jednak funkcjonował na rynku akwarystycznym jako sumik rekini. Stwierdzony w Jezioroku Goplana na północy Szczecina. Niewielkie osobniki *P. hypophthalmus* były nosicielami przywry *Thaparocleidus caecus* (Mizelle i Kritsky 1969), należącej do Monogenea (Więcaszek i in. 2009). Stwierdzenie tego gatunku w Szczecinie było jak dotąd jedynym potwierdzonym w Polsce.

***Ameiurus nebulosus* Lesueur, 1819 – Sumik karłowaty**

Sumik karłowaty *Ameiurus nebulosus* zasiedlają w Polsce głównie zbiorniki wód stojących o miękkim, porośniętym roślinnością dnie, czyli stawy oraz eutroficzne płytkie jeziora (Adamczyk 1975). Spotykany jest również w rzekach i potokach zasilających obiekty stawowe (Keszka i in. 2013). Sumik karłowaty konkuruje o pokarm z wieloma gatunkami ryb. Żerując na ikrze i narybku powoduje obniżenie liczebności, a nawet całkowity zanik słabszych konkurentów. W akwenach, w których się pojawia po pewnym czasie staje się dominantem lub nawet jedynym gatunkiem ryb. Początkowo powszechnie uważano, że sprowadzany materiał należy do jednego gatunku – *Ameiurus nebulosus*, jednak znacznie później okazało się, że w tym samym czasie zostały introdukowane dwa, morfologicznie podobne

do siebie gatunki – *A. nebulosus* i *A. melas* (Nowak i in. 2010). Po raz pierwszy gatunki te sprowadzono w 1871 r. do wód Francji. Później sumiki pojawiły się w Niemczech i Polsce (1885 r.). W województwie zachodniopomorskim potwierdzony w dorzeczu Iny w dopływie bez nazwy, w miejscowości Recz (Keszka i in. 2013), ale prawdopodobnie obecny w obiektach hodowlanych na terenie województwa.

Inwazyjny gatunek obcy, występuje stale w środowisku przyrodniczym; tworzy rozmnażające się populacje o liczebności wzrastającej. W Europie osiąga maksymalną długość ciała 30 cm. W skład pokarmu tego drapieznika wchodzi: zooplankton, organizmy bentosowe, ikra, narybek i mniejsze gatunki ryb. W Dunaju odnotowano w diecie sumika karłowatego: drobne karpowate i okoniowate (Pinter 1980). Podobny gatunek *Ameiurus melas* prawdopodobnie konkuruje ze szczupakiem *Esoc lucius* o pokarm w postaci płoci *Rutilus rutilus*, samą obecnością w środowisku skutecznie obniżając jego skuteczność drapieżniczą (Kreutzenberger i in. 2008)

W niektórych zbiornikach pokarm wzbogacają też komponenty roślinne. Ekspansja sumika spowodowana jest nadal translokacjami prowadzonymi przez wędkarzy, czy hodowców ryb karpowatych. Wędkarze zarybiali sumikiem akweny, uwalniając niewykorzystane jako „żywiec” ryby w miejscu łowienia. Do ekspansji przyczyniło się też przenoszenie sumików wraz z materiałem zarybieniowym innych gatunków (głównie karpowatych). Połączenie systemów rzecznych Europy siecią dróg żeglugowych i melioracje spowodowało szybkie powiększanie zajmowanego areału przez sumika karłowatego (Witkowski 1991a, 1991b).

***Oncorhynchus mykiss* Walbaum, 1792 – pstrąg tęczowy**

Pstrąg tęczowy *Oncorhynchus mykiss* – w wodach otwartych występują przede wszystkim osobniki zbiegłe z ośrodków hodowlanych. Liczebność dzięki populacji trudna do oceny ze względu na częste introdukcje i uciezki z hodowli. Należy jednak z rozwagą prowadzić zarybianie tym gatunkiem. W wodach śródlądowych Polski nie odnotowano naturalnego rozrodu tego gatunku.

Pstrąga tęczowego zaczęto sprowadzać pod koniec XIX wieku w różne rejony świata; najpierw przynosząc go z Kalifornii na zachód, do stanu Nowy Jork (1875 r.), następnie do Japonii (1877 r.), Niemiec (1882 r.), Nowej Zelandii (1883 r.), Anglii (1884 r.) i innych krajów (MacCrimmon 1971). Materiał hodowlany był wielokrotnie sprowadzany z różnych rejonów zasięgu tego gatunku Ameryki Północnej oraz z innych krajów Europy. W początkowym okresie sprowadzano tak formę wędrowną, jak i rezydentną. Nieco później (1899 r.) odrębny gatunek *Salmo clarkii* (Bartel 1985, Goryczko 1986, Goryczko 1999). Z tych form najprawdopodobniej wyprowadzono hodowlane linie europejskich pstrągów tęczowych. Obecnie brak możliwości określenia, jaki pstrąg tęczowy jest hodowany w naszych wodach (Goryczko 1999). Aktualnie występuje na wszystkich kontynentach z wyjątkiem Antarktydy (Bartel 1988). Zarybienia rzek i zbiorników zaporowych pstrągiem tęczowym zawsze kończyły się wolniejszym lub szybszym wyłowieniem większości osobników przez wędkarzy lub przemieszczeniem się do innych wód, najczęściej fragmentów rzek lub zbiorników położonych poniżej miejsca zarybienia (Witkowski i Błachuta 1988). Niemniej w 16 europejskich krajach odnotowano naturalne utrzymywanie się 130 populacji pstrąga tęczowego (Stanković i in. 2015). W wodach województwa zachodniopomorskiego występuje w rzekach zasilających obiekty hodowlane (dopływy Regi, Iny, Parsęty). W latach siedemdziesiątych i osiemdziesiątych XX wieku pstrągiem tęczowym intensywnie zarybiano rzeki pobraża Bałtyku oraz niektóre rzeki w południowym pasie Polski. W tym czasie występował częściej w dorzeczach rzek przymorskich. W wieku krajach gatunek ten został umieszczony na „czarnej liście” inwazyjnych gatunków obcych, a zarybienia zostały bądź całkowicie zakazane lub obłożone szczegółowymi restrykcjami dotyczącymi formy materiału zarybieniowego i miejsc uwalniania pstrąga tęczowego, zwłaszcza w miejscach występowania gatunków o podobnych wymaganiach siedliskowych jak lipień czy pstrąg potokowy.

Z obszaru naszego kraju brak szczegółowych analiz porównujących pstrąga potokowego i tęczowego występującemu w jednym środowisku, jednak liczna literatura naukowa z innych obszarów wskazuje, że pstrągi tęczowe mogą w znacznym stopniu konkurować o pokarm i siedliska z pstrągiem potokowym (Landergren 1999, Oscoz i in. 2005, Blanchet i in. 2007) lub lipieniem (Uiblein i in. 2001).

***Neogobius melanostomus* Pallas, 1814 – babka bycza**

Babka bycza *Neogobius melanostomus* jest gatunkiem dorastającym do maksymalnej długości ciała 25 cm oraz maksymalnej masy 322 g (Ryc. 7). Gatunek pojawił się w Polsce około 1990 roku, ale inwazja do wód estuarium Odry rozpoczęła się dekadę później (Keszka 2008). Gatunek ten należy do tych, które w sposób niezamierzony zawleczone bezpośrednio do środowiska przyrodniczego. Początek rozprzestrzeniania *N. melanostomus* w Europie zauważono w latach 80-tych gdy stwierdzono w rzece Moskwa – w europejskiej części ZSRR. Był to, jak się przypuszcza, przejściowy etap jego przenoszenia ku Bałtykowi. Razem z wodami balastowymi statków kursujących z rejonu Mórz Czarnego i Kaspijskiego dotarł do Zatoki Gdańskiej. Samice osiągają dojrzałość płciową w drugim, a samce w trzecim roku życia. Tarło odbywa się na głębokości 0,5-3,0 m. Samce zaczynają budowę gniazda, gdy temperatura wody osiąga 10-12°C. Rozmnażanie trwa od kwietnia do lipca. Czas inkubacji przy temperaturze 16-18°C wynosi 11-12 dób. Siedliska zajmowane w zasięgu wtórnym obejmują bałtyckie skaliste siedliska przybrzeżne (osłonięte przed działaniem fal) Zatoki Morza Bałtyckiego. W województwie zachodniopomorskim babka bycza pojawiła się najpierw w Zatoce Pomorskiej, by w wędrówce do Odry osiągnąć Roztokę Odrzańską na wysokości Trzebieży w roku 2004 (Keszka 2008, Czugała i Woźniczka 2010). Obecnie babka bycza swoim zasięgiem dotarła, aż za Widuchowę (Raczyński i in. 2013), bardzo liczna jest także w kanale ciepłym elektrowni Dolna Odra (informacja ustna S. Keszka 2017), obecna jest także w dolnym biegu Iny (Keszka i in. 2013).



Ryc. 7. Duży osobnik babki byczej złowiony w Odrze na wysokości Stepnicy (TL=19 cm) (Fot. S. Keszka)

Fig. 7. Large specimen of round goby caught in Odra River at Stepnica (TL=19 cm) (photo by S. Keszka)

Lepomis gibbosus L., 1758 – bass słoneczny

Pierwsze stanowisko bassa słonecznego *Lepomis gibbosus* w województwie zachodniopomorskim opisano oficjalnie jego w 1958 roku, kiedy to Wiktor (1959) opisał przypadek złowienia bassa słonecznego w niewielkim jeziorzku koło Dziwnowa (Ryc. 8). Obecny areal występowania bassa słonecznego w Polsce jest ściśle ograniczony do zlewni Odry, gdzie ten gatunek znalazł dogodnie warunki siedliskowe, głównie w podgrzanych wodach w okolicy elektrociepłowni koło Gryfina (Głowaciński 2011). Bass słoneczny zasiedla naturalnie spokojne i zarośnięte jeziora, stawy, oraz starorzecza potoków i małych rzek Ameryki Północnej: od Nowego Brunswiku w Kanadzie do Południowej Karoliny w Stanach Zjednoczonych. Introdukowano go powszechnie od roku 1877 do wielu krajów Europy. Z historycznego zasięgu rozmieszczenia (Witkowski 1989) można przypuszczać, że przypadkowe introdukcje w rejonie środkowej Odry mogły mieć miejsce wielokrotnie. Komercyjne łowiska, stawy hodowlane, czy izolowane zbiorniki gdzie najczęściej odnotowywano pojawianie się bassa słonecznego, mogą jednak stanowić poważne, wręcz stałe źródło kolonizatorów, nawet jeśli w przemieszczaniu ryb nie bierze udziału człowiek, ponieważ dzieje się to samoistnie, choćby w następstwie niekontrolowanych ucieczek w trakcie wysokich stanów wody (Özcan 2007, Fobert i in. 2013). Obecnie oprócz Dolnej Odry, zarówno kanału ciepłego jak i obu jej gałęzi, bass słoneczny występuje w wielu zbiornikach na terenie aglomeracji Szczecina m.in. w Stawie Brodowskim, Stawie Bukowym, w Jeziorze Szmaragdowym (Keszka i Raczyński 2003, Keszka 2008, Zięba i in. 2016).



Ryc. 8. Bass słoneczny złowiony w Roztoce Odrzańskiej (TL=18,1 cm) – jeden z najwcześniejszych zawleczonych gatunków do wód województwa zachodniopomorskiego (Fot. S. Keszka)

Fig. 8. Pumpkinseed caught in Roztoka Odrzańska (TL=18.1cm) – one of the earliest (photo by S. Keszka)

Podsumowanie

Ocena zagrożeń, które niosą ze sobą introdukcje obcych gatunków ryb w województwie nie ogranicza się tylko i wyłącznie do konkurencji o zasoby pokarmowe, czy siedliska z gatunkami rodzimymi. Często wskazanie takich zależności wymaga długotrwałych badań i trudnej oceny powiązań ekologicznych w środowisku. Największa łatwość detekcji dotyczy przede wszystkim patogenów (w tym

nowych pasożytów czy wirusów), dla których nowe w środowisku gatunki są wektorami i nosicielami (Boeger i in. 2002), jak też bytujących dotąd w ekosystemie dla których są nowymi wektorami (Rokicki i Rolbiecki 2000, Rolbiecki 2006). Wskazuje to na potencjalną inwazyjność danego gatunku czy też jego hybryd, polegającą na ryzyku przenoszenia pasożytów na rodzime gatunki ryb, o ile liczebność gatunku obcego będzie na tyle duża, żeby doszło do przeniesienia patogenu.

Określenia „nie występujący naturalnie”, „nierodzim”, „obcy”, „egzotyczny” są używane w literaturze wymiennie (Nowak i in. 2008). Definicja tych określeń obejmuje według Copp'a i in. (2005a) gatunek, którego występowanie w danym obszarze geograficznym nie byłoby możliwe bez, pośrednich lub bezpośrednich, intencjonalnych lub nieintencjonalnych działań człowieka. Natomiast taksom, zarówno rodzimy czy też obcy, jest uważany za „inwazyjny” jeśli rozprzestrzenia się i rozmnaża w sposób masowy, a jego występowanie powoduje istotne zmiany w naturalnych ekosystemach (Copp i in. 2005a). Ciekawy trop tej dyskusji nadali w swojej pracy Nowak i in. (2008) przyglądając się problemowi definiowania gatunku obcego w odniesieniu do przemieszczeń gatunków nominalnie narybnych, przenoszonych do części dorzeczy, dotąd przez nie nie zasiedlanych np. troci jeziorowej czy drugiej formy biologicznej – pstrąga potokowego. W wodach zachodniopomorskich przypadki takie nie są rzadkie, zwłaszcza w odniesieniu do pstrąga potokowego *Salmo trutta m. fario*. W niektórych rzekach, dzięki akcjom zarybieniowym gatunek ten istotnie zmienił stałość występowania i strukturę dominacji (Raczyński i in. 2006, Keszka i in. 2013). Za Nowakiem i in. (2008) można postawić pytanie, czy przenoszenie narybku pomiędzy częściami dorzeczy nie spowoduje zakłócenia integralności genetycznej autochtonicznych populacji, lub nawet ich zanik? Następnym zagadnieniem, to wpływ drapieżnego pstrąga potokowego w dopływach, w których dotychczas nie występował na gatunki tam dotąd zamieszkujące (na przykład głowacza białopłetwego, kozę, kiełbie) (Perrow i in. 1997).

Niektóre z gatunków zawleczonych do wód województwa są gatunkami o bardzo wysokim ryzyku rozprzestrzeniania. Według kryteriów Coppa i innych (2005b) czebaczek amurski należy do tych o najwyższym współczynniku ryzyka. W przypadku tego gatunku przypuszcza się zawleczenie go wraz z materiałem zarybieniowym innych gatunków. Copp i inni (2005b) wskazują na możliwe pięć ścieżek: intencjonalna introdukcja przez człowieka z akwarium, sadzawek, bądź jako przynęta, zanieczyszczenie przesyłek z materiałem zarybieniowym, nieumyślny transfer przez człowieka (żywa przynęta), nieintencjonalny transfer ikry przez ptaki, oraz wody balastowe (zęzy) jednostek pływających.

Wśród ryb obcych w województwie zachodniopomorskim dominują gatunki azjatyckie (głównie karpowate roślinożerne, jesiotrowate), przy udziale gatunków północnoamerykańskich (bass słoneczny, pstrąg tęczy, wioślonoś amerykański) i południowoamerykańskich (pirapitinga). Obszar Dolnej Odry należy, obok Jezior Konińskich (Najberek i Solorz 2011) do najważniejszych centrów introdukcji i inwazji biologicznych w Polsce. Co charakterystyczne w zespołach gatunków obcych dominują zwierzęta.

Przewaga gatunków wprowadzanych intencjonalnie do wód województwa zachodniopomorskiego wynika z obecności wód podgrzanych, które stwarzają dogodne warunki do szybkiego wzrostu nowych obiektów akwakultury (Filipiak i Trzebiatowski 1995). W ten sposób do wód otwartych z nieszczelnych obiektów dostały się najprawdopodobniej – wioślonoś amerykański, jesiotry rosyjskie i syberyjskie, sterlety i ich hybrydy. Niewykluczone, że część z tych introdukcji to „zasługa” akwarystów i właścicieli oczek wodnych, jak też rozwoju obiektów wędkarskich typu „put and take”, które oferują możliwość złowienia egzotycznych gatunków (np. duży obiekt Jezierzycy w granicach administracyjnych Szczecina), czy też jeziora takie jak Głębokie czy Goplana, które są „naturalnym” odbiornikiem uwalnianych z akwariów i sadzawek ryb (Więcaszek i in. 2009, Keszka i in. 2011). Naturalna dostępność jezior szczecińskich oraz duże zalesienie sprzyjają introdukcjom ryb do wód otwartych Szczecina. Wydaje się, że właśnie wypuszczanie obcych gatunków, często obciążonych pasożytami i będących wektorami chorób nieznanymi wcześniej rodzimej ichtiofaunie, może być głównym pro-

blemem w ochronie bioróżnorodności zbiorników śródmiejskich podobnych do Jeziora Głębokiego (Keszka i in. 2011).

Jak wykazały doświadczenia z Jezior Konińskich lokalnie sprzyjające warunki umożliwiają przetrwanie populacji, które następnie po adaptacji do mniej sprzyjających warunków mogą dokonywać ekspansji na inne obszary (Najberek i Solorz 2011). Takim miejscem w województwie zachodniopomorskim jest Kanał Ciepły elektrowni „Dolna Odra”. Znaczenie takich „wysp termicznych” w intensyfikowaniu zjawiska inwazji biologicznych może być jeszcze większe w związku ze zmianami klimatu. Oznacza to, że globalne ocieplenie klimatu pozwoli w stopniu jeszcze większym rozszerzać gatunkom obcym swój zasięg występowania o regiony, gdzie dotąd nie mogły się rozmnażać ani przeżyć (Walther i in. 2009).

Doświadczenia laboratoryjne nad pirapitingą wykazały, że dolna granica tolerancji termicznej tego gatunku wyniosła 11,2°C, zatem prawdopodobieństwo przetrwania w polskich wodach należy uznać za bardzo niewielkie, nawet w podgrzanych wodach kanałów zrzutowych elektrowni (Więcaszek i in. 2016). Jednak postępujący proces globalnego ocieplenia może zwiększyć rozsiedlenie *P. brachypomus* z uwagi na możliwość zimowania i rozrodu w miejscach nierodzimego występowania, co zwiększy również zagrożenie przenoszenia pasożytów przez ryby z tego gatunku.

Osobnym zagadnieniem jest ograniczenie oddziaływań gatunków obcych na ekosystemy wodne, które jest nieskuteczne za pomocą działań bezpośrednich (Najberek i Solorz 2011). Ewentualne regulacje dotyczące obniżenia temperatury wód odpadowych zrzucanych do wód otwartych już wcześniej jawiły się jako mało realne (Najberek i Solorz 2011), a w obecnej sytuacji politycznej faworyzującej węgiel jako główne źródło energii w Polsce staje się tylko wyrazem myślenia życzeniowego. W przypadku gatunków uprzednio celowo wpuszczanych do wód otwartych ograniczenia na drodze prawnej stanowią pierwszy krok w działaniach zapobiegawczych. Podstawową formą zabezpieczenia przed dalszą ekspansją gatunków zawlekanych z materiałem zarybieniowym jest „czystość” wprowadzanego materiału zarybieniowego. Przykładem regulacji prawnej jest instrukcja postępowania zgodnie z Rozporządzeniem Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi z dnia 12 listopada 2001 r. w sprawie połowu ryb oraz warunków chowu, hodowli i połowu innych organizmów żyjących w wodzie (Dz. U. Nr 138, poz. 1559, z późn. zm.), po złowieniu czebaczka amurskiego nie należy go wpuszczać ani do łowiska, w którym go złowiono, ani do innych wód. Do pewnego stopnia regulacje dotyczące akwakultury i konieczność uzyskania zezwoleń dla potrzeb zarybień wybranymi gatunkami obcymi potencjalnie wskazują dobry trend, jednak bez działań zmierzających do szerszej świadomości społeczeństwa w kwestii zagrożeń ze strony gatunków obcych dalsza ekspansja gatunków obcych jest nieunikniona.

Bibliografia

- Adamczyk L.H. 1975. Sumik karłowaty, *Ictalurus nebulosus* (Le Sueur), 1819 w biocenozie jeziora. Przegląd Zoologiczny 19: 71-73
- Anonim 1858. Księga Świata. S.H.Merzbach. Warszawa: 53-54
- Bartel R. 1985. Studies on rainbow trout (*Salmo gairdneri* Rich.) introduction to the Baltic Sea. Acta Ichthyologica et Piscatoria 15: 1-85
- Bartel R. 1988. Trouts in Poland. Polish Archives of Hydrobiology 35: 321-339
- Blanchet S., Loot G., Grenouillet G., Brosse S. 2007. Competitive interactions between native and exotic salmonids: a combined field and laboratory demonstration. Ecology of Freshwater Fish 16(2): 133-143
- Boeger W., Piasecki W., Sobiecka E. 2002. Neotropical Monogenoidea. 44. *Mymarothecium viatorum* sp.n. (Ancyrocephalinae) from gills of *P. brachypomus* (Serrasalmidae) captured in a warm-water canal of a power plant in Szczecin, Poland. Acta Ichthyologica et Piscatoria 32(2): 157-161
- Copp G.H., Bianco P.G., Bogutskaya N.G., Erős T., Falka I., Ferreira M.T., Fox M.G., Freyhof J., Gozlan R. E., Grabowska J., Kováč V., Moreno-Amich R., Naseka A.M., Peñáz M., Povž M., Przybylski M., Robillard M.,

- Russell I.C., Stakėnas S., Šumer S., Vila-Gispert A., Wiesner C. 2005a. To be, or not to be, a non-native freshwater fish? *Journal of Applied Ichthyology* 21(4): 242-262
- Copp G.H., Garthwaite R., Gozlan R.E. 2005b. Risk identification and assessment of non-native freshwater fishes: a summary of concepts and perspectives on protocols for the UK. *Journal of Applied Ichthyology* 21(4): 371
- Czugała A., Woźniczka A. 2010. The River Odra estuary – another Baltic Sea area colonized by the round goby *Neogobius melanostomus* Pallas, 1811. *Aquatic Invasions* 5: 61-65
- Filipiak J., Trzebiatowski R. 1995. Preliminary results of rearing some Acipenserid fish in cages in cooling water. Experience papers and poster abstracts. Wydawnictwo Naukowe AR w Szczecinie. Szczecin
- Filipiak J., Raczyński M. 2000. Jeziora Zachodniopomorskie. Zarys Faktografii. Wydawnictwo Naukowe AR w Szczecinie. Szczecin
- Fobert E., Zięba G., Vilizzi L., Godard M.J., Fox M.G., Stakėnas S., Copp G.H. 2013. Predicting non-native fish dispersal under conditions of climate change: case study in England of dispersal and establishment of pumpkinseed *Lepomis gibbosus* in a floodplain pond. *Ecology of Freshwater Fish* 22: 106-116
- Gessner J., Debus L., Filipiak J., Spratte S., Skora K.E., Arndt G.M. 1999. Development of sturgeon catches in German and adjacent waters since 1980. *Journal of Applied Ichthyology* 15(4-5): 136-141
- Głowaciński Z. 2011. Gatunki obce w faunie Polski. IOP PAN, Kraków
- Goryczko K. 1986. *Salmo gairdneri* Richardson, 1836. W: Brylińska M. (red.). *Ryby Słodkowodne Polski*. PWN Warszawa
- Goryczko K. 1999. Pstrągi - chów i hodowla. IRŚ. Olsztyn
- Gozlan R.E. 2008. Introduction of non-native freshwater fish: is it all bad? *Fish and Fisheries* 9: 106-115
- Hochleithner M. 1996. Stoere (Acipenseriformes). Verbreitung. Lebensweise. Aquakultur. Oesterreichischer Agrarverlag. Klosterneuburg
- Holčík J. 1989. The freshwater fishes of Europe. General Introduction to fishes, Acipenseriformes. Aula-Verlag. Wiesbaden
- Kairov E.A., Kostričkina E.M. 1970. Rezultaty introdukcji osetrovych v bassejn Bałtyjskiego morã. *Trudy VNIRO* 76: 147-152
- Kapusta A., Bogacka-Kapusta E., Czarnecki B. 2008. The significance of stone moroko, *Pseudorasbora parva* (Temnick and Schlegel), in the small-sized fish assemblages in the littoral zone of the heated Lake Licheńskie. *Archives of Polish Fisheries* 16: 49-62
- Keszka S., Stepanowska K. 1997. Pojawienie się jesiotrów (Acipenseridae) w estuarium Odry. *Komunikaty Rybackie* 2: 11-12
- Keszka S., Heese T. 2003. Occurrence of exotic Russian sturgeons, *Acipenser gueldenstaedtii* Brandt et Ratzeburg, 1833 (Actinopterygii: Acipenseridae) in the Baltic Sea. *Acta Ichthyologica et Piscatoria* 33: 178-18
- Keszka S., Raczyński M. 2003. Analiza biometryczna bassa słonecznego *Lepomis gibbosus* (L., 1758) z kanału ciepłego elektrowni „Dolna Odra”. Materiały konferencyjne. Ogólnopolska konferencja Naukowa „Stan badań naukowych, jakości wód i praktyki rybackiej przed wejściem Polski do Unii Europejskiej”. *Międzyzdroje*: 102
- Keszka S., Raczyński M. 2006. Cechy biometryczne młodzieży siewrugi *Acipenser stellatus* Pallas, 1771, podchowanej w kanale ciepłym elektrowni „Dolna Odra”. *XX Zjazd Hydrobiologów Polskich*. Toruń: 120
- Keszka S. 2008. Fremde Fischarten in den offenen Gewässern Polens. W: Vossing A. (red.). *Nationalpark-Jahrbuch Unteres Odertal*. Criewen: 71-84
- Keszka S., Krzykowski S., Więcaszek B. 2009. Variability of biometric characters of *Acipenser baerii* Brandt, 1869 in the heated water aquaculture. *EJPAU Fisheries* 12: 23
- Keszka S., Tański A., Pender R., Potkański Ł., Czerniejewski P. 2011. Identyfikacja zagrożeń dla bioróżnorodności na podstawie analizy ichtiofauny śródmiejskiego Jeziora Głębokiego w Szczecinie. W: Jankun M. (red.). *Ichtiologiczna różnorodność jezior*. UWM. Olsztyn
- Keszka S., Tański A., Raczyński M., Pender R., Furdyna A., Potkański Ł. 2013. Ichtiofauna systemu rzeki Iny. *Scientific Annual of the Polish Angling Association* 26: 115-147
- Kolman R. 1997. Wiosłonos amerykański - perspektywiczny obiekt polikultury. *Komunikaty Rybackie* 4: 437-438
- Kolman R., Lutikov V., Mironov S. 2000. Siewruga *Acipenser stellatus* Pallas z Bałtyku. *Komunikaty Rybackie* 4: 28-30

- Kotusz J., Witkowski A. 1998. Morphometrics of *Pseudorasbora parva* (Schlegel, 1842) (Cyprinidae, Gobioninae), a species introduced into the Polish waters. *Acta Ichthyologica et Piscatoria* 28: 3-14
- Kraczkiewicz W. 1967. Występowanie jesiotra *Acipenser sturio* L. w rejonie ujścia Odry. *Przegląd Zoologiczny* 2: 149-151
- Kreutzenberger K., Leprieur F., Brosse S. 2008. The influence of the invasive black bullhead *Ameiurus melas* on the predatory efficiency of pike *Esox lucius* L. *Journal of Fish Biology* 73: 196-205
- Krzykawski S., Szypuła J. 1993. Ichtyofauna. W: Jasnowska J. (red.). Stan środowiska miasta i rejonu Szczecina. Zagrożenia i ochrona. STN. Szczecin: 127-144.
- Krzykawski S., Więcaszek B., Keszka S. 2001. The taxonomic revue of representatives of the extremely rare species in Polish waters collected within 1993-1999. *Folia Universitatis Agriculturae Stetinensis* 218(28): 53-52
- Krzywosz T., Krzywosz W., Radziej J. 1980. The effect of grass carp, *Ctenopharyngodon idella* (Val.) on aquatic vegetation and ichthyofauna of Lake Dgiał Wielki. *Ecologia Polska* 28: 433-450
- Krzywosz T. 1986. Tołpyga pstra *Aristichthys nobilis* Richardson, 1836. W: Brylińska M. (red.). Ryby słodkowodne Polski PWN. Warszawa
- Kulmatycki W. 1919. Galicja Wschodnia i rybactwo. *Przegląd Rybacki* 2: 27
- Kulmatycki W. 1922. Rybactwo na Podolu. *Rybak Polski* 17: 285-288
- Kulmatycki W. 1932. Spóźniony jesiotr. *Przegląd Rybacki* 23-24: 431-433
- Kulmatycki W. 1933. W sprawie zachowania jesiotra *Acipenser sturio* L. w rejonie ujścia Odry. *Przegląd Zoologiczny* 11: 149-151
- Landergren P. 1999. Spawning of anadromous rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum): a threat to sea trout, *Salmo trutta* L., populations? *Fisheries Research* 40: 55-63
- MacCrimmon, H.R. 1971. World distribution of rainbow trout (*Salmo gairdneri*) *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 28: 663-704
- Mastyński J., Małecki J., Iwaskiewicz M. 1987. Ryby roślinożerne w jeziorach - perspektywy czy niebezpieczeństwo. *Gospodarstwo Rybackie* 1: 9-10
- Najberek K., Solarz W. 2011. Jeziora Konińskie jako ognisko inwazji gatunków obcych w Polsce. W: Głowaciński Z., Okarma H., Pawłowski J., Solarz W. (red.). Gatunki obce w faunie Polski. Instytut Ochrony Przyrody PAN. Warszawa: 614-623
- Nowak M., Szczerbik P., Tatoj K., Popek W. 2008. Non-native freshwater fishes in Poland: an overview. *AACL Bioflux* 1(2): 173-191
- Nowak M., Koščo J., Szczerbik P., Mierzwa D., Popek W. 2010. When did the black bullhead, *Ameiurus melas* (Teleostei: Ictaluridae), arrive in Poland? *Archives of Polish Fisheries* 18: 3
- Opuszyński K. 1979a. Azjatyckie ryby roślinożerne - czy niespełnione nadzieje. *Gospodarstwo Rybackie* 6: 6-9
- Opuszyński K. 1979b. Azjatyckie ryby roślinożerne wsiedlone do wód Polski. *Przegląd Zoologiczny* 28: 109-123
- Oscoz J., Leunda P. M., Campos F., Escala M. C., García-Fresca C., Miranda R. 2005. Spring diet composition of Rainbow Trout, *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum, 1792) in the Urederra River (Spain). *Annales de limnologie* 41(1): 27-34
- Özcan G. 2007. Distribution of the non-native fish species, pumpkinseed *Lepomis gibbosus* (Linnaeus, 1758), in Turkey. *Aquatic Invasions* (2)2: 146-148
- Perrow M.R., Punchard N.T., Jowitt A.J.D. 1997. The habitat requirements of bullhead (*Cottus gobio*), and brown trout (*Salmo trutta*) in the headwaters of selected Norfolk rivers: implications for conservation and fisheries. Report to the Environment Agency, Eastern Area, Anglian Region, Ipswich
- Pintér K. 1980. Exotic fishes in Hungarian waters: their importance in fishery utilization of natural water bodies and fish farming. *Fisheries Management* 11(4): 163-167
- Raczyński M., Przesmycki M., Keszka S. 2006: Growth rate of brown trout *Salmo trutta* m. *fario* caught by anglers in rivers in Lower Silesia and West Pomerania (Poland). W: Vykusova B. (red.): IX. Czech Ichthyological Conference. Sbornik prispevku z IX. konference s mezinarodni ucasti. Vodnany: 131-137
- Raczyński M., Kaźmierczak A., Keszka S., Spieczynski D., Zimnicka-Pluskota M. 2013. Wyniki monitoringu w 2013 r. dla wybranych gatunków ryb w przyrodniczym obszarze Doliny Dolnej Odry w województwie zachodniopomorskim oraz kraju związkowym Brandenburgia. Biuro Konserwacji Przyrody S.C. Maszynopis. Szczecin

- Rokicki J., Rolbiecki L. 2000. Colonization of the round goby, *Neogobius melanostomus* (Gobiidae) by parasites in the new environment of the Gulf of Gdańsk (Southern Baltic). *Wiadomości Parazytologiczne* 48(2): 197-200
- Rolbiecki L. 2006. Parasites of the round goby, *Neogobius melanostomus* (Pallas, 1811), an invasive species in the Polish fauna of the Vistula Lagoon ecosystem. *Oceanologia* 48(4): 545-561
- Rozporządzenie Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi z dnia 12 listopada 2001 r. w sprawie połowu ryb oraz warunków chowu, hodowli i połowu innych organizmów żyjących w wodzie (Dz. U. 2001 nr 138 poz. 1559, z późn. zm.)
- Stanković D., Crivelli A. J., Snoj A. 2015. Rainbow trout in Europe: Introduction, naturalization, and impacts. *Reviews in Fisheries Science and Aquaculture* 23(1): 39-71
- Starkiewicz L. 1922: Rybołówstwo na Dniestrze. *Rybak Polski* 23: 385-387
- Tunowski J. 2006. Zmiany struktury i obfitości zooplanktonu pod wpływem wysokich obsad tołpygi w polimiktycznym jeziorze Warniak. *Komunikaty Rybackie* 1: 7-14
- Turoboyski K. 1968: Jesiotr zachodni, *Acipenser sturio* L., w Zatoce Gdańskiej. *Przegląd Zoologiczny* 3: 291-292
- Uiblein F., Jagsch A., Honsig-Erlenburg W., Weiss S. 2001. Status, habitat use, and vulnerability of the European grayling in Austrian waters. *Journal of Fish Biology* 59(suppl. A): 223-247.
- Unia Europejska 2014. Rozporządzenie Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) Nr 1143/2014 z dnia 22 października 2014 r. w sprawie działań zapobiegawczych i zaradczych w odniesieniu do wprowadzania i rozprzestrzeniania inwazyjnych gatunków obcych
- Walther G. R., Roques A., Hulme P. E., Sykes M. T., Pyšek P., Kühn I., Zobel M., Bacher S., Botta-Dukát Z., Bugmann H., Czúcz B., Dauber J., Hickler T., Jarosík V., Kenis M., Klotz S., Minchin D., Moora M., Nentwig W., Ott J., Panov V.E., Reineking B., Robinet C., Semchenko V., Solarz W., Thuiller W., Vilà M., Vohland K., Settele J. 2009. Alien species in a warmer world: risks and opportunities. *Trends in Ecology and Evolution* 24(12): 686-693
- Wałęga S. 1975. Sterlety w Jeziorze Krzywienko. *Gospodarstwo Rybackie* 10: 15-16
- Więcaszek B., Keszka S., Antoszek J. 2007. Pirapitinga (*Piaractus brachypomus* Cuvier, 1818) – an alien species in the natural water basins within the Szczecin area (NW Poland). W: Buj I., Zanella L., Mrakovcic M. (red.). *Book of abstracts XII European Congress of Ichthyology*. Dubrownik: 20
- Więcaszek B., Keszka S., Sobiecka E., Boeger W.A. 2009. Asian pangasiids--an emerging problem for european inland waters? Systematic and parasitological aspects. *Acta Ichthyologica et Piscatoria* 39(2): 131-138
- Więcaszek B., Keszka S., Dziaman R., Górecka K., Dąbrowski J. 2016. *Piaractus brachypomus* (Characiformes, Serrasalminae) – an incidental alien species in polish and world waters? *Folia Pomeranae Universitatis Technologiae Stetinensis Agricultura, Alimentaria, Piscaria et Zootechnica* 330(40)4: 187-198
- Wiktor J. 1959. Dwa gatunki ryb dotychczas nieznanne w naszych wodach. *Przyroda Polski Zachodniej* 3: 266-268
- Wilkońska H. 1988. The effect of the introduction of herbivorous fish in the heated Lake Gosławickie (Poland) on the fry of local ichthyofauna. *Ekologia Polska* 36: 275-282
- WIOŚ 2012. Praca zbiorowa. Ocena stanu wód. Raport o stanie środowiska w województwie zachodniopomorskim w 2011 roku. Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Szczecinie data publikacji 17.12.2012
- Witkowski A., Błachuta J. 1988. Rybostan dorzecza Kaczawy. *Fragmenta Faunistica* 31(17): 459-504
- Witkowski A. 1989. Introdukowane ryby w polskich wodach i ich wpływ na środowisko. *Przegląd Zoologiczny* 33: 583-598
- Witkowski A. 1991a. Czebaczek amurski (*Pseudorasbora parva*) - kolejny zawleczony gatunek w naszej ichtiofaunie. *Komunikaty Rybackie* 4: 23-25
- Witkowski A. 1991b. *Pseudorasbora parva* (Schlegel, 1842) (Cyprinidae, Gobioninae) nowy gatunek dla polskiej ichtiofauny. *Przegląd Zoologiczny* 35: 317-325
- Witkowski A. 2011. *Oncorhynchus mykiss* Walbaum, 1792. W: Gatunki obce w faunie Polski. I. Przegląd i ocena stanu. W: Głowaciński Z., Okarma H., Pawłowski J., Solarz W. (red.). Instytut Ochrony Przyrody PAN. Kraków: 364-366
- Witkowski A., Grabowska J. 2012. The non-indigenous freshwater fishes of Poland: Threats for native ichthyofauna and consequence for fishery: A review. *Acta Ichthyologica et Piscatoria* 42(2): 77-87
- Wolny P. 1968. Dalekowschodnie gatunki ryb roślinożernych w Polsce. *Wszechświat* 46: 88-91
- Wolny P. 1969. Ryby roślinożerne aklimatyzowane w Polsce. *Biologia* 3 gatunków. Broszury tematyczne IRS: 1-18

Wołk K. 1967. Zbiory Muzeum Morskiego w Darłowie. Przegląd Zoologiczny 2: 175-177

Zięba G., Leśniak M., Marszał L., Janic B., Błońska D. 2016. Bass słoneczny (*Lepomis gibbosus*) w dorzeczu Dolnej Odry, Występowanie i regulacja liczebności populacji. Roczniki Naukowe PZW 29: 89-103

Non-native and invasive fish species in West Pomeranian Voivodeship

Abstract

In the surface waters of the West Pomeranian Voivodeship, which occupies more than 5% of its area, there are 20 non-native species and hybrids. Spread routes, sources of origin, known and presumed impact on ecosystems have been characterized. The most important source of alien species is aquaculture and aquaria. The oldest introductions already took place in the 13th century and the apogee was in the 20th century. There are currently 20 alien species belonging to: Acipenseridae (and their hybrids), Polyodontidae, Salmonidae, Cyprinidae, Pangasiidae, Gobiidae, and Centrarchidae. The province also has an alien species distribution center, which is the warm canal of the “Dolna Odra” Power Plant, it acts as a “thermal island” where exotic species including fish species have convenient survival conditions.

Keywords

West Pomeranian Voivodeship, non-native species, alien species, exotic species, fish, invasive species, introductions

Introduction

The West Pomeranian Voivodeship covers the water regions of Lower Odra River and Western Pomerania (about 77%), the Warta River (about 23%) and the Uecker Water Region with an area of only 8km². Surface waters cover about 5.2% of province area.

There are rich resources of surface water in the West Pomeranian Voivodeship: the lower part of Odra River including tributaries, coastal Rivers, the Szczecin Lagoon, the Pomeranian Bay and about 1 650 lakes with an area of over 1 ha. Whereas the total length of the rivers within the Voivodeship reaches 30.2 thousand kilometers (Filipiak and Raczyński 2000, WIOŚ 2012).

The appearance of a new non-native species, whether it is an animal, a plant, a fungus or a microorganism, is not always a serious threat. However, a significant subgroup of alien species can become invasive and have serious adverse effects on biodiversity and ecosystem functions, as well as other social and economic effects, that must be prevented. About 12 000 species occurring in the Union and other European countries are alien species. It is estimated that approximately 10 to 15% of them are invasive (UE 2014). West Pomeranian region with such a large area of water including those connected to the Baltic Sea, is also home to a variety of ichthyofauna, among which are also exotic fish species whose number is constantly increasing (Krzykowski and Szypuła 1993, Keszka 2008).

Review of alien fish species in West Pomeranian voivodeship

In the 50's of the 20th century finding a new, not yet recorded species in inland and marine waters of Poland was very rare (Wiktor 1959). Nowadays in Polish waters occurs a whole group of alien species, some of which are invasive (Witkowski and Grabowska 2012).

The first attempts to introduce non-native fish species in the region of West Pomeranian can be considered as a curiosity. In the lake Krzywienko (Gerland) near present Gryfino in 1776 ordered by the Prussian king Frederick II, an attempt was made to acclimatize the Sterlet – *Acipenser ruthenus* Linnaeus, 1758. The trials lasted until 1866 and ended in failure (Wałęga 1975). This was the first effort of deliberate introduction in these areas, excluding introduction of carp in the Middle Ages. Later introductions of exotic fish species on the territory of present West Pomeranian Voivodeship refer to bringing the rainbow trout in 19th century and presumably pumpkinseed from North America by the Germans.

According to the literature review and own research, the available information of invasiveness, origin and possible causes of introductions, alien species occurring in the waters of West Pomeranian province, is presented. As shown in Table 1, along with hybrids in open waters of Voivodeship there are 20 alien species and hybrids and invasive fish. This is a significant number in comparison to Witkowski and Grabowska (2012) of over 30 alien species appearing in the waters of Poland.

Below characteristics of selected, partially characteristic for the region non-native species are presented (Tab. 1).

Table 1. West Pomeranian Voivodeship alien species

Species	Invasiveness	Origin	Introduction	Introduction source
<i>Acipenser ruthenus</i>	Non-invasive	Europe	-1776	Aquaculture
<i>Acipenser ruthenus x Huso huso</i>	Non-invasive	Europe	-1970	Aquaculture
<i>Acipenser ruthenus x Acipenser baerii</i>	Non-invasive	Europe	-1980	Aquaculture
<i>Acipenser baerii</i>	Non-invasive	Asia	-1970	Aquaculture
<i>Acipenser gueldenstaedtii</i>	Non-invasive	Asia	1970	Aquaculture
<i>Acipenser stellatus</i>	Non-invasive	Asia	1970	Aquaculture
<i>Pangasianodon hypophthalmus</i>	Potentially invasive	Asia	2005	Aquaria
<i>Lepomis gibbosus</i>	Invasive	North America	1927	Aquaculture, Aquaria
<i>Neogobius melanostomus</i>	Invasive	Black Sea	1990	Sea transport
<i>Piaractus brachypomus</i>	Non-invasive	South America	2000	Aquaria
<i>Polyodon spathula</i>	Non-invasive	North America	1999	Aquaculture
<i>Pseudorasbora parva</i>	Invasive		1988	Aquaculture
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Potentially invasive	North America	1881-1889	Aquaculture
<i>Salvelinus fontinalis</i>	Invasive	North America	1890	Aquaculture
<i>Cyprinus carpio</i>	Invasive	Asia	1200	Aquaculture
<i>Carassius auratus</i>	inwazyjny	Asia	1930	Aquaculture / Aquaria
<i>Carassius gibelio</i>	Invasive	Asia	1930	Aquaculture
<i>Ctenopharyngodon idella</i>	Invasive	Asia	1964	Aquaculture
<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>	Invasive	Asia	1965	Aquaculture
<i>Hypophthalmichthys nobilis</i>	Invasive	Asia	1965	Aquaculture

Sturgeon as an element of the Polish ichthyofauna yet in the interwar period, due to the different shape of borders then (including such rivers as Dniester and Danube), were represented by four species of the genus *Acipenser*: European sea sturgeon *Acipenser sturio* also known as Baltic (Atlantic) sturgeon or common sturgeon (Anonymous 1858), sterlet *Acipenser ruthenus*, starry sturgeon *Acipenser stellatus* and very rare bastard sturgeon *Acipenser nudiiventris* (Kulmatycki 1919, 1922, 1932, 1933, Starkiewicz 1922). Currently, except reintroduced *Acipenser oxyrinchus*, are treated as alien species.

The investigations from 60's when sturgeon appeared in the Baltic Sea as a result of VNIRO experiment (Vserosijiskij Naucno-issledovatel'skij Institut Rybnogo Khozajstva i Okeanografii) showed the lack of knowledge about their morphology in our country, which led to erroneous identification of Russian and Siberian sturgeon juveniles as European sea sturgeon (Kraczkiewicz 1967, Wołk 1967, Turoboyski 1968).

From the following review of sturgeon species appearing in Voivodeship waters highlights the fact that thanks to the development of hot water aquaculture they have become a characteristic element of the non-indigenous ichthyofauna in this region of Poland. Taking into account that currently there are 19 species of genus *Acipenser* in the northern hemisphere (Holčík 1989, Hochleitner 1996), their representation in lower Odra River and Pomeranian Bay appear to be relatively numerous.

***Acipenser baerii* Brandt, 1869 – Siberian sturgeon**

Siberian sturgeon is an alien species to the whole area where it occurs in Poland, likewise other Asian sturgeon species. Given its late maturity, it does not breed in the natural environment is therefore considered as non-invasive alien species. In the waters of West Pomeranian Province it is observed only occasionally. This species is released accidentally or deliberately from aquaculture facilities and by waterholes and small reservoirs owners. Because of its late maturity, lack of typical habitat and low density, it does not spawn naturally in Poland (Keszka et al. 2009) and the species is spread accidentally. The main dispersion routes are escapes from aquacultures and special fisheries, release by aquarists. Caught occasionally by fishermen and anglers, the annual number of Siberian sturgeon caught, which is several to several dozen, is based only on documented catches (fishermen reports, fisheries inspectors, PZW) (Keszka and Stepanowska 1997). It is impossible to monitor fish release due to the random locations and number of fish released. Recent reports indicate a release of Siberian sturgeon to Glebokie Lake in Szczecin (Keszka et al. 2011). Sturgeon eat mainly benthos, dominated by Chironomidae larvae. In estuary waters and in river deltas, diet also includes Amphipoda, Isopoda and Polychaeta. Examining the content of Siberian sturgeon digestive tracts showed that up to 90% of the contents were detritus and bottom sediment, which fish ingested while feeding. An important part in Siberian sturgeon's food from Lake Baikal and the Kolyma and Aldan rivers are fish, hence, it potentially can have a predatory impact on demersal species, where they are introduced. As components of species diet from the river Ob, Molluscs of genus *Sphaerium* are listed in addition to Mesidothea (Isopoda). Some authors confirm the dominance of benthic organisms in fish feed, of fish introduced to new waters. In Lake Ladoga, the food spectrum of Siberian sturgeon includes Chironomidae, Trichoptera, Ephemeroptera and relict crustaceans: *Pontoporeia affinis* Lindström, 1855 and *Mysis oculata* var. *relictica* Samter & Weltner, 1900. In the Baltic Sea nourishment includes *Mesidothea entomon* (Linnaeus, 1758), *Pontoporeia affinis* and *Corophium volutator* (Pallas, 1766), as well as Mysidacea and Chironomidae larvae. Sometimes the European bullhead *Cottus gobio* juveniles fall prey to Siberian sturgeon.

Circumstances preceding species appearance in Poland are described in the literature, which was a deliberate introduction in 60's of 20th century (Kairov and Kostrikina 1970). Siberian sturgeon appeared in Baltic Sea as a result of VNIRO experiments, in that time caught Russian and Siberian sturgeon specimens were mistakenly identified as European sea sturgeon (Fig. 4).

***Acipenser gueldenstaedtii* Brandt et Ratzeburg, 1833 – Russian sturgeon**

It is an anadromous species, particular populations living in the seas are associated with rivers flowing to them, although there is also few non-migratory populations living exclusively in the rivers. Some of fish travel up to 1 200 km in autumn, wintering in deep places, using 50% of the energy reserve accumulated in fat and spawning in spring the following year. Only a small group of fish spawn in the estuary. During their life in the sea, young sturgeons remain at a constant depth of 2-5m above sandy bottom. Older individuals likewise Siberian sturgeon roam along coast at depth of 2-100 meters, although in winter they venture into deeper water in the middle of the sea (Kairov i Kostričkina 1970).

In Poland the average length of caught fish was 49.8cm, while in the natural environment it was 145 cm with a maximum of 235 cm. Russian sturgeon food consists mainly of molluscs: *Abra*, *Cardium*, *Cerastoderma*, *Corbulomya*, *Didacta*, *Hypanis*, *Mytilaster*, *Nassa*. Moreover they feed with polychaetes (*Nereis*), crustacean (*Rhithropanopeus*) and small types of fish: *Engraulis*, *Sprattus*, *Clupeonella*, *Benthophilus*, *Callionymus*. In the northern Black Sea, mussel *Mytilus galloprovincialis* Lamarck, 1819, is the main ingredient of Russian sturgeons food. Found occasionally in the Odra River estuary and in Pomeranian Bay (Gessner et al. 1999, Keszka and Heese 2003). Analysis of the digestive tract content of fish caught in Baltic Sea showed the presence of Gammaridae in Russian sturgeons' diet (Keszka and Heese 2003).

***Acipenser stellatus* Pallas, 1771 – Starry sturgeon (Sevruga)**

Sevruga is one of the valuable sturgeon species, therefore it was only a matter of time before it was brought to Polish aquaculture, similarly to Siberian and Russian sturgeons. Although it is least cultured fish among sturgeon species in Poland, it has already penetrated into open waters, likewise other alien species of this family, escaping from breeding facilities (Keszka and Raczyński 2006). Starry sturgeons appeared several times in waters of West Pomeranian region – also in Pomeranian Bay (Kolman et al. 2000, J. Filipiak personal comment 1999).

***Polyodon spathula* (Walbaum, 1792) – Mississipi paddlefish**

This freshwater species form paddlefish family, living in a temperate zone; inhabits slowly flowing, large rivers of North America, usually deeper than 1.3 m (Fig. 5). Growing up to length: 221 cm; and weight: 90.7 kg is a plankton-eating fish. It feeds with zooplankton filtered from water, the “paddle” is made up of upper jaw extending, the flattened rostrum allows to direct plankton towards open mouth, located on rostrum receptors, including atypically – only two barbels in the middle of rostrum, which locate the electric field emitted by the plankton. Juveniles (up to about 12 cm long) eat larger plankton forms (mainly slow Cladocera), after developing the filter apparatus they pass on active filtration; characterized by rapid growth rate (Kolman 1997).

The earliest observation dates back to 1999, when a large paddlefish was caught in Szczecin Odyniec Canal (Krzykowski et al. 2001). In years 2000-2002 smaller individuals caught in warm canal of “Pomorzaný” Power Plant within the boundaries of Szczecin agglomeration were recorded (S. Keszka personal comment).

The species was deliberately brought to breeding and aquaculture facilities in the 90's of the 20th century. Due to leakage of those facilities there was a leakage of this species to the natural environment. Taking into account biological characteristics of species, it can be presumed as non-invasive, because it reaches sexual maturity relatively late, males at the age of 6 and females at 9; moreover, what is characteristic also for many other Acipenseriformes females do not spawn every year and gaps between spawns are irregular. The absolute fertility of females ranges from 82 to 600 thousand eggs; brown fish

roe have a diameter of about 3 mm; natural spawning (Mississippi – Missouri) takes place from April to May, when the spring water level rises and water temperature is above 16°C. In Poland, spawning is artificially triggered in breeding facilities (Kolman 1997).

***Pseudorasbora parva* (Temminck & Schlegel, 1846) – Topmouth gudgeon**

This small (maximum length: 15 cm) species belonging to the subfamily Gobioninae in the carp family is easily distinguishable among native Gobioninae, although they resemble *Gobio*. Slightly flattened in the front head has a clearly upper snout (Kotusz and Witkowski 1998). Lives mainly in shallow lakes, oxbow lakes, carp ponds, irrigation canals, ditches and in slowly flowing lowland rivers. In Poland the earliest observation was listed in the late 80's of 20th century (Witkowski 1991b). The species had already been seen in ponds in Odra river basin in the 90's, however, occurrence in the river was confirmed in 2013 (Keszka et al. 2013).

It is an omnivorous species, feeds on benthos, which also attracts plant food. Juveniles feed on phyto- and zooplankton (Chaoboridae, Bosminidae, Copepoda, Rotatoria). Matured ones frequently eat the larvae of Plecoptera, Trichoptera, Chironomidae and some Crustacea. In ponds, food of this species largely coincide with food of breeding species – mainly carp, which drives food competition. Topmouth gudgeon spawns from May to June. Eggs and fry are guarded by the male, which further improves reproductive efficiency. It was first discovered in 1961 in southern Romania and in Albania. In 40 years it spread among almost the whole of Europe, as well as northern Africa (Algeria, Morocco), the Middle East (Turkey, Iran), in Central Asia (Kazakhstan, Uzbekistan) and even Oceania (Fiji) – mainly accidentally together with other fish species restocking material (Witkowski 1991a, Kapusta et al. 2008). In a few cases it was introduced intentionally as a feed (Zander farms) or as aquarium fish.

***Ctenopharyngodon idella* Vallenciennes, 1844 – Grass carp**

Eurythermic fish. Inhabits warm, stagnant and slowly moving waters, overgrown at the same. Grows to maximum body weight of 50 kg. Herbivorous species, larval stages and fry are fed with filamentous algae and zooplankton. Mosses, Chara, later shoots and reed or bulrush leaves are beginning to dominate diet with age. Eats also branches and leaves of land plants hanging over water (Opuszyński 1979a,b). Spawning in natural habitat from April to August in rapid streams. High water temperature during reproduction – over 18°C – usually 20-23°C. Pelagic roe is laid partially, during period of increased water turbidity, which prevents it from falling to the bottom.

Secondary habitats in our country are anthropogenic reservoirs and watercourses with very low naturalness, along with associated structures (Wolny 1968, Wolny 1969). Amur lives in warm, standing and slowly flowing waters, which are overgrown. This species has a negative impact on phytophilous fish species (including other Cyprinidae and pike), destroying their spawn grounds (Mastyński et al. 1987). In 1937 a first unsuccessful attempt to introduce grass carp into European USSR waters was made. Successfully repeated after Second World War inter alia in Ukraine (Wolny 1968, Krzywosz et al. 1980). In second half of 20th century was distributed almost all over the world – brought to Poland in 1964 to Konin Lakes complex (Najberek and Solorz 2011). In West Pomeranian Voivodeship occurs in small ponds, but also in lakes and old river beds.

***Aristichthys nobilis* Richardson, 1836 – Bighead carp**

A species belonging to the carp family, brought to Poland in the mid 60's of 20th century as a result of biomanipulation possibilities in lakes with high degree of eutrophication involvement (Opuszyński 1979a,b). Historical data shows that bighead carp was moved to various water systems in eastern Asia,

however, it spreading across the world begun in the last century (Wolny 1969). Nowadays, the number of aggregations in the region has decreased due to deliberate abandonment of lake restocking. The species is spreading itself, without human contribution, individuals are escaping into open waters. Bighead carp is a batch spawner, semi pelagic roe is laid in the natural existence upriver area. The optimum egg incubation temperature fluctuates between 22 and 28°C. Bighead carp is an omnivorous species, it feeds on phyto- and zooplankton until the second year of life. Later in life, it eats mostly planktonic crustaceans (Krzywosz 1986). In larger stocking density, the species has an impact on zooplankton structure changes and abundance (Tunowski 2006).

***Piaractus brachypomus* (Cuvier, 1818) – pirapitinga**

Occasionally, it is encountered near the probable release sites (mainly power plant warm canals, urban bathing areas, downtown lakes). In West Pomeranian province listed sporadically; does not reproduce in the natural environment (Fig. 6). Up to 3 specimens were caught in one location, other appearances in form of 1-2 individuals. The species is accidentally spread by human (Więcaszek et al. 2007). Released by aquarists due to rapid growth and reached sizes of maximum length: 88cm, maximum weight: 25kg. Specimens released were probably caught near release places (Szczecin Lagoon, Lake Dąbie, discharge water canal of “Dolna Odra” and “Pomorzany” Power Plant in Szczecin) in years 2002-2010 during both recreational and commercial fishing. Fish caught so far had a total length of 17.0-49.0cm. Research carried out on the success of possible invasion in Polish waters on aquaria pirapitinga showed that 11.2°C is the lethal temperature (Więcaszek et al. 2016).

***Pangasianodon* (= *Pangasius*) *hypophthalmus* (Sauvage, 1878) – Striped catfish**

A species well known primarily as one of the most popular commercial species with high growth potential, imported from Vietnam aquaculture in significant quantities. However, for many years it has functioned on the aquarists market as the “Siamese shark”. Found in the Goplana Lake in the north of Szczecin. Small *P. hypophthalmus* specimens were carriers of Trematoda *Thaparocleidus caecus* (Mizelle et Kritsky 1969), belonging to Monogenea (Więcaszek et al. 2009). Species identification in Szczecin was so far the only one confirmed in Poland.

***Ameiurus nebulosus* (Lesueur, 1819) – Brown bullhead**

Brown bullhead in Poland inhabits mainly standing water reservoirs with soft, vegetated bottom, i.e. ponds and eutrophic shallow lakes (Adamczyk 1975). Also it is found in rivers and streams flowing into ponds (Keszka et al. 2013). Brown bullhead competes with many fish species. By feeding on roe and fry, reduce the size and even cause total disappearance of weaker competitors. It becomes dominant or even the only fish species in the area where it appears. Initially, it was commonly believed that imported material belonged to one species – *Ameiurus nebulosus*, however much later it became clear that two morphologically similar species – *A. nebulosus* and *A. melas*, were introduced at the same time (Nowak et al. 2010). For the first time these species were brought to France in 1871. Later brown bullheads appeared in Germany and Poland (1885). In West Pomeranian Voivodeship it was confirmed in the Ina River Basin (inflow without name) in Recz (Keszka et al. 2013), although occurrence was possible in the region’s breeding facilities.

Invasive alien species, constantly appearing in the natural environment creates breeding populations which increases quantity. In Europe it reaches a maximum body length of 30 cm. Food of this predator includes: zooplankton, benthic organisms, roe, fry and smaller fish species. In Danube smaller Cyprinidae and Percidae were listed in Brown bullhead diet (Pinter 1980). *Ameiurus melas* – a similar

species may compete with pike *Esox Lucius* for roach *Rutilus rutilus*, efficiently reducing pike's predation effectiveness only by its presence in the environment (Kreutzenberger et al. 2008).

In some reservoirs food is also enriched by plant components. Brown bullheads expansion is still caused by translocations carried by anglers or carp fishers. Anglers restocked species by releasing unused "live" fish in the fishing place. Transferring stocking material of other species (mainly Cyprinidae) also contributed to expansion. Connecting Europe river systems with navigable waterways and melioration resulted in a slashing expansion of area occupied by brown bullhead (Witkowski 1991a,b).

***Oncorhynchus mykiss* (Walbaum, 1792) – Rainbow trout**

Open water individuals are mainly represented by specimens that have escaped from breeding centers. Difficult to assess, is the number of wild populations due to frequent introductions and escapees from aquaculture. Restocking species should be carefully managed. In inland Polish waters no natural reproduction has been recorded.

Rainbow trout was spread in the late 19th century among various parts of the world. Starting with moving it from California to the West, to State of New York (1875), then to Japan (1877), Germany (1882), New Zealand (1883), England (1884) and other countries (MacCrimmon 1971). Breeding material was repeatedly imported from different regions including North America and other European countries. In the initial period, migratory as well as resident forms were introduced. A little later (1899), a distinct species *Salmo clarkii* (Goryczko 1986, Goryczko 1999, Bartel 1985). European rainbow trout lines are most probably derived of those forms. At present it is impossible to determine which rainbow trout is bred in our waters (Goryczko 1999). Currently, it occurs on all continents except Antarctica (Bartel 1988). Rivers and reservoir restocking with rainbow trout always ended with most of them being caught by anglers or with moving to other waters, most often river fragments or reservoirs below the area of release (Witkowski and Błachuta 1988). Nevertheless, in 16 European countries the natural habitat of 130 rainbow trout populations has been recorded (Stanković et al. 2015). In West Pomeranian Voivodeship it occurs in rivers connected to breeding facilities (Rega, Ina, Parsęta tributaries). In the 70's and 80's of 20th century, the Baltic Sea coastal strip rivers and some rivers in the southern part of Poland were intensively stocked with rainbow trout. At that time, it was more frequent in the coastal river basins. In many countries this species has been placed on the invasive alien species "black list", moreover, restocking has been either banned or covered with specific restrictions regarding the form of stocking material and release area, especially in places where species with similar habitat requirements like grayling or brown trout occur.

There is no detailed analysis comparing both rainbow and brown trout living in one environment in our county, however, numerous scientific literature from abroad indicates that rainbow trout, can significantly compete for food and habitat with brown trout (Landergren 1999, Oscoz et al. 2005, Blanchet et al. 2007) or with grayling (Uiblein et al. 2001).

***Neogobius melanostomus* (Pallas, 1814) – Round goby**

This species grows to a maximum length of 25 cm and maximum weight of 322 g species (Fig. 7) and appeared in Poland around 1990, although the invasion into the Odra River estuary began a decade later (Keszka 2008). This species belongs to those that were unintentionally put directly into the natural environment. Beginning of its spread in Europe was noted in the 80's when *N. melanostomus* was reported in the Moscow River – the European part of the USSR. It is believed that it was only a transitional stage of its Baltic transfer. Together with ballast water from the Black Sea and the Caspian Sea ships it reached the Gdańsk Bay. Females attain sexual maturity in the second year and males in the

third. Spawning takes place at depth of 0.5-3.0m, when the water temperature reaches 10-12°C males begin to build the breeding nest. Reproduction lasts from April to July and the incubation time at temperature of 16-18°C is 11-12 days. Secondary habitats include Baltic coastal rocky grounds (sheltered from the waves). In West Pomeranian Province round goby first appeared in the Pomeranian Bay, to reach Roztoka Odrzańska just above Trzebież in 2004 (Keszka 2008, Czugała and Woźniczka 2010). Nowadays, round goby has reached Widuchowa (Raczyński et al. 2013), great numbers can be found in the warm canal of Dolna Odra Power Plant (S. Keszka personal comment 2017), also it also occurs in lower reaches of the Ina River (Keszka et al. 2013).

***Lepomis gibbosus* L. – Pumpkinseed**

The first officially reported site in the West Pomeranian Voivodeship was in 1958, when Wiktor (1959) described pumpkinseed catch in a small lake near Dziwnów (Fig. 8). The current area of pumpkinseed occurrence in Poland is strictly limited to the Odra catchment area, where the species has found suitable living conditions, mainly in heated waters around the CHP plant near Gryfino (Głowaciński 2011). Pumpkinseed populates naturally calm and overgrown lakes, ponds, streams and small rivers oxbow lakes of North America: from New Brunswick in Canada to South Carolina in the United States. It has been widely introduced since 1877 to many European countries. Several accidental introductions in the central Odra can be assumed from historical distribution range (Witkowski 1989). Commercial fisheries, ponds or isolated reservoirs where species is commonly recorded, may constitute a serious, even permanent source of colonizers, even if fish movement does not involve humans, because it happens spontaneously, for example as result of uncontrolled escape during high water levels (Ózcan 2007, Fobert et al. 2013). Nowadays, apart from the Lower Odra, both the warm canal and its two branches, pumpkinseed occurs around many reservoirs in the Szczecin agglomeration including Brodowski and Bukowy ponds as well as in Szmaragdowe Lake (Keszka and Raczyński 2003, Keszka 2008, Zięba et al. 2016).

Summary

The Risk assessment that alien species introduction in a region carries, is not limited solely to competition for nutrient resources or habitats with native species. Often, identification of such relation requires long-term research and a difficult examination of ecological links in the environment. The easiest to detect are pathogens (including new parasites or viruses), for which non-native species are vectors and carriers (Boeger et al. 2002), as well as being vectors for those previously inhabiting ecosystem (Rokicki and Rolbiecki 2000, Rolbiecki 2006). This indicates potential species or hybrid invasiveness, involving risk of transmitting parasites to native species, if the alien species colony is large enough to transfer the pathogen.

The terms “*non-indigenous species*”, “non-native”, “alien”, “exotic” are used interchangeably in literature (Nowak et al. 2008). The definition of these terms according to Copp’s et al. (2005a) is a species whose occurrence in a particular geographic area would not be possible without, direct or indirect, intentional or unintentional human actions. However, taxon, whether native or alien, is considered as “invasive” if it spreads and spawns massively and its appearance causes significant changes in natural ecosystems (Copp et al. 2005a). An interesting clue to this discussion has been given by Nowak et al. (2008) examining defining an alien species problem in relation to nominally native species displacements, transferred to a river basin previously non-inhabited by them, for example lake trout or other biological forms – riverine brown trout. In West Pomerania, such cases are not uncommon, especially regarding brown trout *Salmo trutta* m. *fario*. In some rivers, due to restock, this species has considerably changed dominance structure and existing stability (Raczyński et al. 2006, Keszka et al. 2013).

Regarding Nowak et al. (2008) the question can be asked whether fry transfer between river basin parts will not interfere with autochthonous population genetic integrity or even their disappearance? The next issue is predatory brown trout influence on resident species (e.g. European bullhead, Spined loach, Gudgeon) in tributaries, where previously trout did not occur (Perrow et al. 1997).

Some species introduced into province waters are subject to high spread risk. According to Copp's and others (2005b) criteria, topmouth gudgeon belongs to those with the highest risk index. Moreover, it is believed that this species is introduced with other species restocking material. Copp and others (2005b) indicates possible five paths: intentional introduction from aquarium, ponds, either as a bait, restocking material impurity, unintended human transfer (live bait), unintentional roe transfer by birds, vessels ballast water (bilge).

Among alien species in West Pomeranian Voivodeship, Asian species (mainly herbivorous Cyprinidae and Acipenseridae) are dominate with participation of North American species (pumpkinseed, rainbow trout, Mississippi paddlefish) and South American (pirapitinga). The lower Odra area besides Konińskie Lakes (Najberek and Solorz 2011) is one of the most important biological introduction and invasion centers in Poland. What is unique, non-native species groups are in particular, animals.

The superiority of intentionally introduced to West Pomeranian region species results from heated water presence, which create convenient conditions for rapid growth of new aquaculture facilities (Filipiak and Trzebiatowski 1995). In this way, most likely, from leaky objects to the open water the following escaped – Mississippi paddlefish, Russian and Siberian sturgeons, Sterlet and their hybrids. It is possible that some of these introductions are “merit” of aquarists and pond owners, as well as development of “put and take” fishing facilities, which offer possibility of caching an exotic species (e.g. large object Jezierzycze within Szczecin boundaries) or lakes such as Głębokie or Goplana, which are considered as “natural” aquariums and small ponds release receivers (Więcaszek et al. 2009, Keszka et al. 2011). Szczecin lakes availability and high forestation encourages fish introduction into Szczecin open waters. It seems that releasing alien species often with parasites and being diseases vectors unknown for native ichthyofauna, may be a major problem in biodiversity protection of inner city reservoirs similar to Głębokie Lake (Keszka et al. 2011).

As experiments from Konin Lakes has shown, locally favorable conditions allows population to survive, which after adaptation to less conductive circumstances can expand to other areas (Najberek and Solorz 2011). Such a place in West Pomeranian Voivodeship is the warm canal of “Dolna Odra” Power Plant. The importance of “thermal islands” like these, in intensifying the phenomenon of biological invasion may be even greater due to climate change. This means that global warming will enable widen spread of exotic species even to regions where they have not yet been able to reproduce or survive (Walther i in. 2009).

Laboratory experiments with peripitinga showed that the thermal tolerance lower limit was 11.2°C, therefore, the probability of wintering in Polish waters should be considered as very small, even in power plant discharge canal heated waters (Więcaszek et al. 2016). However, progressed global warming may increase the spread of *P. brachypomus* due to wintering and breeding in non-native environment, which will also increase parasite transmission risk.

A separate problem is impact of alien species on the reduction of aquatic ecosystems, which is ineffective though direct actions (Najberek and Solorz 2011). Possible regulations on wastewater discharged into open waters temperature reduction have already appeared as unrealistic (Najberek and Solorz 2011), and in the current political situation that favors coal as main source of energy in Poland, it has become only a reflection of wishful thinking. Taking into account species previously intentionally introduced, legal restrictions are the first step in preventive actions. Basic protection from against further non-native species expansion with restocking material is the “cleanliness” of introduced stock.

An example of legal regulation is a guidance manual in accordance with Regulation of the Minister of Agriculture and Rural Development dated 12 November 2001 on fishing and rearing conditions, breeding and other organisms living in water (Dz. U. Nr 138, poz. 1559, z późn. zm.), after catching topmouth gudgeon should not be released into the fishery where it was caught or any other waters. To some extent, aquaculture regulations and alien species stocking permission demands, potentially indicate a positive trend, however, without efforts to increase public awareness about threats to exotic species, further expansion of non-native species is unavoidable.

References

See page 55.

Wpływ gatunków obcych na stan populacji raków słodkowodnych w Polsce – historia i stan obecny

Streszczenie

Gatunki obce pochodzące z kontynentu północnoamerykańskiego celowo wprowadzone przez człowieka do wód europejskich spowodowały przebudowę składu gatunkowego dziesięcionogów na całym kontynencie. Na przykładzie raków słodkowodnych można prześledzić wszystkie mechanizmy redukujące bioróżnorodność ekosystemów wskutek wprowadzenia gatunków obcych. Wody polskie, a przede wszystkim Pomorza są swoistym poligonem doświadczalnym wyżej opisanych zjawisk realizujących się na poziomie skorupiaków. W opracowaniu tym przedstawiono historię wypierania gatunku rodzimego, jakim jest rak szlachetny przez gatunki inwazyjne tj. raka pręgowatego *Orconectes limosus* i raka sygnałowego *Pacifastacus leniusculus*.

Słowa kluczowe

gatunki obce, gatunki inwazyjne, rak pręgowaty, rak sygnałowy, rak szlachetny

Gatunki rodzime

Spośród wszystkich pięciu rodzimych gatunków europejskich raków (Souty-Grosset i in. 2006) jedynie rak szlachetny *Astacus astacus*. jest gatunkiem, który z całą pewnością „zawsze” zasiedlał polskie wody (Ryc. 9). Historia zmian w występowaniu tego gatunku na obszarze dzisiejszej Polski jest doskonałym tłem do zilustrowania konsekwencji introdukcji obcych gatunków.



Ryc. 9. Rak szlachetny *Astacus astacus* (Fot. P. Śmitana)

Fig. 9. Noble crayfish *Astacus astacus* (photo by P. Śmietana)

Sytuację raków słodkowodnych w Polsce, a szczególnie na Pomorzu można określić, jako reprezentatywną dla całego obszaru naturalnego występowania raka szlachetnego. W tym rejonie wystąpiły, bowiem praktycznie wszystkie zjawiska determinujące zmiany jego występowania w Europie. Można także przyjąć, że te, zwłaszcza negatywne miały na Pomorzu zdecydowanie najbardziej pierwotny charakter. Szczególnie oddziaływania o charakterze biotycznym związane z inwazją gatunków obcych mają tu najdłuższą historię na świecie. Do wód Pomorza po raz pierwszy w Europie został introdukowany amerykański gatunek raka – rak pręgowaty *Orconetes limosus* (Kulmatycki 1935), (Śmietana 2011a). Wprowadzenie tego gatunku było z kolei konsekwencją zawleczenia do wód europejskich innego gatunku obcego z kontynentu amerykańskiego organizmu spokrewnionego z grzybami – *Oomycetes*. Organizm ten był i jest odpowiedzialny za masowe śnięcia raków rodzimych w całej Europie. Pierwsze przypadki śmierci raków powodowane „dżumą raczą”, bo tak popularnie nazywana jest ta choroba będącą konsekwencją zarażenia *Aphanomyces astaci* były notowane w Lombardii (Włochy) już w 1859 roku (Alderman 1996). Do chwili obecnej na obszarze całej Europy stwierdza się obecność tego organizmu powodującego utratę kolejnych stanowisk występowania raków rodzimych. Na Pomorzu do roku 1890 choroba ta zniszczyła praktycznie wszystkie populacje raka szlachetnego użytkowane komercyjnie. Dlatego też badania nad przyczynami ustępowania gatunku rodzimego podjęto na Pomorzu bardzo wcześnie. Stąd pochodził F. Schikora (Neudamm – obecnie Dębno Lubuskie) (Schikora 1903, Schikora 1906) badacz, który po raz pierwszy opisał ten patogeniczny gatunek *Aphanomyces astaci*.

Historyczne uwarunkowania decydują o tym, że obszar Pomorza można uważać za swoisty „poligon”. Na tym relatywnie małym obszarze, najdłużej występują mechanizmy i ich skutki, które decydują o zmianach w stanie astakofauny, a determinowane są czynnikami powszechnie uznanymi za najistotniejsze w skali całej Europy. Zalicza się do nich: „dżumę raczą”, introdukcje i ekspansje innych gatunków obcych oraz antropopresję (Souty-Grosset i in. 2006), (Holdich 2002), (Gherardi 2002), (Holdich i in. 2009). Omówienie szczegółowe zagadnienia zdaje się wносить istotny wkład do wiedzy o mechanizmach uruchamianych w biocenozach z chwilą introdukcji gatunków obcych bez względu na ich lokalizację na naszym kontynencie.

Analizując jednak problem gatunków obcych warto zwrócić uwagę, że bardzo często kwalifikacja danego gatunku, jako rodzimego może nastrożać konkretne trudności. Przykładowo, jak wspomniano wyżej w Europie środkowej, w tym na obszarze współczesnej Polski i Pomorza, raki słodkowodne były najpowszechniej reprezentowane przez raka szlachetnego *Astacus astacus*. Gatunek ten jest bezspornie uważany za rodzimy dla tych obszarów kontynentu (Souty-Grosset i inni 2006). Dokładne określenie granic pierwotnego rejonu występowania tego gatunku jest jednak bardzo trudne, ponieważ oprócz naturalnej ekspansji (Elton 1957) był on najprawdopodobniej obiektem antropogennych translokacji i introdukcji. Nieznajomość przyczyn występowania raka szlachetnego szczególnie na obrzeżach jego obecnego zasięgu prowadzi do dyskusji na temat jego kwalifikacji do gatunków rodzimych. Przykładowo obecność tego gatunku na Półwyspie Skandynawskim do chwili obecnej stanowi przedmiot dyskusji naukowych (Skurdal i in. 1999). Istnieją, bowiem źródła sugerujące, że w XVI wieku rak szlachetny został sprowadzony do Szwecji. Jednak nie jest wiadome, czy te introdukowane osobniki były pierwszymi przedstawicielami swojego rodzaju w Szwecji (Abrahamsson 1972). Podczas gdy Gydemo twierdzi (Soderhall i in. 1994), że *Astacus astacus* jest rodzimym gatunkiem w wodach Szwecji. Podobna sytuacja ma miejsce w Finlandii, gdzie według Westmana (1972) istnieją przesłanki przemawiające za tym, że *Astacus astacus* jest rodzimym gatunkiem, ale sam przyznaje, że to twierdzenie jest bardziej sprawą spekulacji (Westman 1972). Problematiczne jest rodzime występowanie tego gatunku w wielu innych regionach Europy. I tak według badań (Albrecht 1983) oprócz Skandynawii do takich obszarów zalicza się Półwysep Iberyjski, Wyspy Brytyjskie, wschodnią Szwajcarię, W tym ostatnim z wymienionych, *Astacus astacus* został uznany za nierodzimym (Buttiker 1987), jednakże we wschodniej części tego kraju (Carl 1920) uważał go za gatunek rodzimy.

Na podstawie prac prowadzonych w pierwszej połowie lat 2000 (Souty-Grosset i in. 2006) w ramach ogólnoeuropejskiej sieci tematycznej „Craynet” obecne występowanie raka szlachetnego na kontynencie zostało potwierdzone, w co najmniej 36 krajach: Albanii, Andorze, Austrii, Anglii, Białorusi, Belgii, Bośni i Hercegowinie, Bułgarii, Chorwacji, Czarnogórze, Czechach, Danii, Estonii, Finlandii, Francji, Grecji, Holandii, Litwie, Lichtensztajnie, Luksemburgu, Łotwie, Macedonii, Mołdawii, Niemczech, Norwegii, Polsce, Rosji, Rumunii, Serbii, Słowacji, Słowenii, Szwecji, Szwajcarii, Ukrainie, Węgrzech i Włoszech. Spośród wymienionych krajów raka szlachetnego, jako gatunek nierodzimym, uznaje się w Anglii, wschodniej i południowej Francji, Andorze oraz praktycznie na całym obszarze Włoch i Norwegii. Badania wykazały, że obecne nierodzimie występowanie tego gatunku w Europie ma relatywnie sporadyczny charakter i zdecydowanie jest występowaniem o przeważającej tendencji ustępowania niż inwazyjnej ekspansji. Według tzw. „reguły dziesiątek” (Williamson i Fitter 1996) zakładającej wytworzenie trwałych populacji u 10% spośród wszystkich introdukowanych w nowe siedliska, rak szlachetny zdaje się mieć najczęściej przynależność do pozostałych 90%. Przykładowo, na Półwyspie Iberyjskim raki szlachetne sprowadzone w latach 50 XX w. padły ofiarą „dżumy raczej” w końcu lat 70-tych (Diéguez-Uribeondo 2006), a za źródło epizootcji tej choroby w Hiszpanii uważa się właśnie partię raków szlachetnych sprowadzonych tu z Niemiec w 1965 roku (Cuéllar i Coll 1983). Obecnie nie występuje on w wodach Półwyspu Iberyjskiego (Holdich i in. 2009). Według Johansena i Pietkiewicza (Brodski 1981) introdukowano raka szlachetnego na obszarach Syberii, jednak brak aktualnych danych na temat skuteczności tych zabiegów wskazuje na ich niepowodzenie. Właśnie ze względu na brak trwałego sukcesu introdukcyjnego współczesna wiedza o nieudanych introdukcjach tego gatunku w Europie jest bardzo znikoma. Udane introdukcje, które pozostawiają ślad w postaci trwale występujących populacji, stwarzają z reguły wrażenie większych zdolności adaptacyjnych gatunku niż jest to w rzeczywistości. Rak szlachetny doskonale wpisuje się w to uwarunkowanie. Takimi właśnie udanymi introdukcjami mogą być w latach 80-tych aklimatyzacja tego gatunku w Maroku (Mouslih 1987) czy na wyspie Wielkiej Brytanii *Astacus astacus* gdzie gatunek ten został sprowadzony i wsiedlony już około 400 lat temu ze względu na wysoką wartość kulinarną (Richards 1983).

Dane dotyczące dokładnej liczby stanowisk tego gatunku są ciągle zdobywane i uaktualniane w we wszystkich krajach europejskich, wskazują one jednak na zanikowy charakter występowania tego gatunku i istotną rolę jego introdukcji. We Francji rak szlachetny występuje na 76 stanowiskach, gdzie jest przedmiotem hodowli; populacje występujące w warunkach naturalnych są jednakże obiektem ochrony wprowadzonej od 1983 roku (Arrignon 1996) pomimo problematycznego statusu gatunku rodzimego. W Belgii w wyniku badań prowadzonych w latach 1982-1985 stwierdzono występowanie 43 miejscach, z tym jednak, że tylko 18 stanowisk cechowało się względnie dużą, liczebnością, a 14 z nich znajdowało się w prywatnych stawach (Brodski 1981, Gerard 1986). Wesenbegiem i Lundem (1939) podają informacje o introdukcji tego gatunku do wód znajdujących się na terenie Danii. Na obszarze Republiki Federalnej Niemiec Dehus znalazł 89 stanowisk występowania tego gatunku (Bott 1950, Dehus 1990) podaje, że populacje znajdujące się na południu tego kraju (dorzecze Dunaju) są wynikiem introdukcji. Najprawdopodobniej wynik udanych introdukcji złożył się na fakt, że współcześnie jak podaje (Schulz 2000) w Niemczech bytuje, co najmniej 719 populacji tego gatunku.

Rak szlachetny w obszarze swojego występowania, które generalnie można przyjąć za „naturalne” (to znaczy takie gdzie promuje się jego występowanie) podlega silnej presji oddziaływania człowieka, co wyraźnie odzwierciedla lokalne rozmieszczenie siedlisk przez niego zajmowanych.

Skurdal i Taugbøl (2002) podają granice występowania tego gatunku do 63 stopnia szerokości geograficznej północnej w Norwegii, 61 stopnia w Szwecji i 67 stopnia w Finlandii. W Estonii stwierdzono, że rak szlachetny obecny jest na 255 stanowiskach (Paaver i Hurt 2009). Na Litwie rak szlachetny uważany jest również za gatunek rodzimy. Występuje on w 91,5% jezior, w których spotyka się raki. Obszary jego występowania leżą we wschodniej części Litwy (Burba 1994), a wyspowe występowanie

Astacus astacus w zachodniej części tego kraju jest skutkiem antropopresji (Cukerzis 1973). Łącznie odławia się ten gatunek z 95 jezior, 6 stawów oraz z 35 cieków o łącznej długości 35 km (Burba 1994). Na Białorusi potwierdzono występowanie raka szlachetnego na 30 stanowiskach, głównie w małych rzeczkach (Kulesh i in. 1999). Na Ukrainie Brodski (1981) donosi o istnieniu 12 stanowisk i tyle samo miejsc introdukcji tego gatunku. Fiedotov (1993) podaje występowanie raka szlachetnego w europejskiej części Rosji. Stosunkowo nieliczne stanowiska tego gatunku stwierdza się w Rumunii i na półwyspie Bałkańskim (Souty-Grosset i in. 2006) co może być jednak efektem słabego rozpoznania współczesnego rozszedlenia. Przykładowo Krupauer (1972) podaje 17 obszarów występowania *Astacus astacus* w samych Czechach, podczas gdy dane współczesnej weryfikacji wykazały obecność tego gatunku relatywnie pospolitego na obszarze zarówno Czech jak i Słowacji (Souty-Grosset i in. 2006). Raki z gatunku na pojedynczych stanowiskach występują również w Turcji w okolicach Istanbuhu (Starobogatov 1995) oraz Albanii (Karaman 1963).

Rak szlachetny w Polsce jest bezsprzecznie uznany jest za gatunek rodzimy przez wielu autorów (Gajewski i Terlecki 1956), (Leńkowa 1962), (Kossakowski 1966), (Jażdżewski i Konopacka 1998), (Strużyński 1999), (Krzywosz i Śmietana 2004), (Śmietana i in. 2006). Jest jednym z gatunków rodzimych bezkręgowców, których tempo zanikania w ostatnich dziesięcioleciach wskazuje na realną możliwość utraty tego elementu wodnych biocenoz. Dane dotyczące zmian występowania i liczebności raka szlachetnego w Polsce (Schulz i Śmietana 2001, Śmietana i in. 2004) wyraźnie potwierdzają powyższe stwierdzenie.

Historycznie występowanie raka szlachetnego w Polsce, tym samym na Pomorzu, nie było jednak dobrze udokumentowane. Jako podstawa rozszedlenia, które można by uznać za pierwotne służyć mogą jedynie dane publikowane przez Seligo (1902). Autor ten dokonał analizy ichtiofauny oraz astakofauny użytkowanej rybacko we wszystkich jeziorach Pomorza leżących w obrębie ówczesnych wschodnich Niemczech. Praca ta zawiera niezwykle cenne dane z zakresu naturalnej selekcji siedlisk raka szlachetnego – jedyne w tamtych latach gatunku skorupiaka stanowiącego obiekt odłowów komercyjnych. Jednak te dane mogą również w sposób niepełny obrazować rozszedlenie tego gatunku, ze względu na relatywnie późny okres zestawienia danych. W początku XX wieku, a więc w czasie, gdy Seligo (1902) zbierał dane do swojej publikacji, od co najmniej 15 lat wybuchały epizootcje „dżumy raczej”, które niszczyły kolejne stanowiska raka szlachetnego (Kossakowski 1964). Pierwsze kompleksowe opracowanie dotyczące dystrybucji wszystkich ówczesnie występujących gatunków raków w Polsce zostało opracowane w roku 1958 przez Leńkową (1962). Na podstawie wyników badań tej autorki liczbę stanowisk raka szlachetnego eksploatowanych rybacko w całej Polsce oceniono na poziomie 547, z czego na Pomorzu było ich 86 (Śmietana i in. 2004). Ponieważ praca Leńkowej (1962) opierała się na analizie ankiet nadesłanych przez rybaków, dlatego też prawdopodobnie z tego powodu, nie udało się wówczas odnaleźć wszystkich występujących w rzeczywistości stanowisk. Potwierdziły to badania prowadzone w latach 2000 w ramach wspólnych polsko-niemieckich badań na Pomorzu (Schulz i Śmietana 2001). W trakcie ich realizacji stwierdzano stanowiska tego gatunku, które nie były podawane przez Leńkową (1962). Z tego powodu wyniki porównań ilustrujące tempo zmian zanikania raka szlachetnego opisane przez Śmietanę i innych (2004), a mówiące o tempie spadku liczby stanowisk na Pomorzu z 86 w 1953 do 22 w 2002 roku należy interpretować, jako zdecydowanie szybsze niż wskazywałoby na to bezpośrednie porównanie powyższych liczb.

Ponieważ specyfika występowania gatunku, jakim jest rak szlachetny związana jest z wyraźną izolacją poszczególnych siedlisk, oraz biorąc pod uwagę dynamikę i charakter rozprzestrzeniania się „dżumy raczej” (Taugbøl i in. 1993), każda informacja lub wynik porównań świadczący o zaniku danego stanowiska raka szlachetnego należy interpretować, jako utratę kolejnej odrębnej populacji tego gatunku. W świetle powyższego nawet pojedyncza utrata stanowiska jest w zasadzie istotną redukcją bioróżnorodności na poziomie zubożenia puli genowej. Z tego powodu dla zachowania gatunku, jakim jest

rak szlachetny szczególnego znaczenia nabierają badania *in situ*, których podstawę stanowić powinny dokładne badania nad aktualnym rozszedleniem i badania indywidualne. Te ostatnie powinny być pojmowane, jako konieczność dokonywania analiz i badań każdego zachowanego stanowiska jak również tych relatywnie „świeżo” utraconych.

Analiza publikowanych danych dotyczących rozszedlenia raków w Polsce wskazuje, że do tej pory nie prowadzono monitoringu traconych stanowisk-populacji, a jedynie opracowania wyników, które mniej lub bardziej precyzyjnie określały zasięg występowania poszczególnych gatunków. Tego typu zestawienia znajdują się w pracach Leńkowa (1962), Kossakowski (1966), Kossakowski i Orzechowski (1974), Jażdżewski i Konopacka (1993), Skalski (1994), Strużyński i Śmietana (1999), Krzywos i Śmietana (2004) oraz Śmietana i in. (2004).

Powyższe zestawienia mają zazwyczaj charakter punktowy w skali czasowej, a rozbieżności metodyczne w pozyskaniu danych nie skłaniały dotychczas autorów do opracowań zmienności rozszedlenia raka szlachetnego i jego dynamiki. Dane tego typu jedynie w zarysie ilustrują on pewien proces, którego należy się spodziewać w obecnej dobie antropopresji i w zasadzie jedynie intuicyjnie określają kierunki zmian astakofauny.

Opracowanie dynamiki zmian i intensywności propagacji zanikania gatunków ma jednak kluczowe znaczenie w świetle powszechnej konieczności podjęcia aktywnych działań na rzecz ratowania gatunku rodzimego. Konieczne jest, bowiem wyznaczenie przestrzeni czasowej, jaką dysponujemy uwzględniając zarówno dynamikę zanikania raka szlachetnego jak również dynamikę inwazji konkurencyjnego gatunku raka pręgowatego.

Informacje dotyczące rozszedlenia tego gatunku miały podobnie jak w opisywanym przykładzie raka szlachetnego charakter pozwalający względnie precyzyjnie określić zasięg występowania gatunku będącym zaledwie jednym z wielu aspektów jego inwazji. Począwszy od danych przytaczanych przez Kulmatyckiego (1935, 1936, 1938) oraz Pieplowa (1938) poprzez informacje opracowane przez Kossakowskiego (1956), Leńkową (1962), Kossakowskiego i Orzechowskiego (1974) po bardziej współczesne opracowania Jażdżewskiego i Konopackiej (1993, 1998), Krzywosza i innych (1994), Strużyńskiego i Śmietanę (1999), Szaniawską i innych (2005), Souty-Grosset i innych (2006), Jaszczółt i Szaniawską (2011) oraz Śmietanę (2011a), wszystkie one charakteryzują się swoistym statecznym podejściem ukazującym przede wszystkim zasięg występowania. Nie odzwierciedlają one w pełni dynamiki propagacji gatunku wyrażającą się swoistym wzrostem nasycenia. Nasycenia rozumianego, jako wzrost liczby stanowisk występowania w obrębie stwierdzonego zasięgu. U podstaw określenia dynamiki leży konieczność maksymalnie dokładnego określenia aktualnego rozszedlenia gatunków w obszarze czasowym pozwalającym na zarejestrowanie zmian szczególnie na obszarach współwystępowania gatunków. Pozwala to na kompleksową ocenę równoległe zachodzących zmian rozszedlenia gatunku rodzimego i obcego stanowiąc tym samym podstawę oceny charakteru interakcji międzygatunkowej oraz antycypację skutków.

W związku z powyższym wszelkie aktualne badania zmian występowania poszczególnych gatunków raków na Pomorzu należy traktować, jako cenną szansę uzyskania wyników determinujących kierunek prac na rzecz ratowania gatunków rodzimych oraz ograniczania ekspansji i ich skutków w przypadku raków amerykańskich.

Analiza danych prezentowanych w Atlasie Raków w Europie (Souty-Grosset i in. 2006) wskazuje, że Polska jest krajem, w którym znacznie wyraźniej niż w krajach ościennych zaznacza się brak obecności gatunków rodzimych i powszechne występowanie gatunków obcych reprezentowanych tu przez raka pręgowatego *Orconectes limosus*. Przyczyn opisywanego stanu rzeczy należy upatrywać przede wszystkim we wspomnianym pionierskim charakterze występowania procesów kształtujących rozszedlenie raków w całej Europie. Z tego powodu opis dokładnego rozszedlenia poszczególnych gatunków

na obszarze Pomorza stanowić może podstawę do kształtowania przewidywań kierunku i charakteru zmian w astakofaunie reszty Europy. Czynnikiem czasu w tym rejonie działa zdecydowanie najpełniej, a zatem upraszczając przedstawienie problemu można go scharakteryzować w ten sposób, że istnieją przesłanki, aby sądzić, że to, co wydarzyło się na Pomorzu najprawdopodobniej realizuje się, bądź będzie realizować w innych, rejonach Europy. Dlatego gdy chodzi o zbadanie mechanizmów rządzących konkurencyjnym wypieraniem gatunków rodzimych przez amerykańskie, poznanie dokładnej sytuacji raków na Pomorzu staje się sprawą o pierwszorzędym znaczeniu.

Aktualne rozszedlenie raków zawłaszcza obcych, czyli raka pręgowatego i sygnałowego na tym obszarze prezentowane w tej pracy należy, zatem uznać, jako podstawę do opisu mechanizmów zaniku gatunków rodzimych i tym samym zweryfikowaniu tezy o wyjątkowym znaczeniu Pomorza w pracach nad wyjaśnieniem mechanizmów konkurencyjnego wypierania raków, przyczyn zaniku raków rodzimych w aspekcie wzrostu efektywności prac służących zachowaniu gatunków rodzimych.

Rak pręgowaty Orconectes limosus Raf., 1817

Gatunkiem obcym o wyjątkowo długiej historii trwania inwazji na obszarze jego introdukcji jest bez wątpienia rak pręgowaty (Ryc. 10). W przypadku skorupiaków prawdopodobnie, a w przypadku dzięsićcionogów na pewno jest to najdłuższej trwająca historia inwazji obcego gatunku na świecie. Inwazji, którą można ocenić, jako udaną dla gatunku inwazyjnego i trwającą do dnia dzisiejszego. W chwili obecnej ten północnoamerykański gatunek obecny jest w wodach, co najmniej 18 krajów europejskich i 1 afrykańskiego.

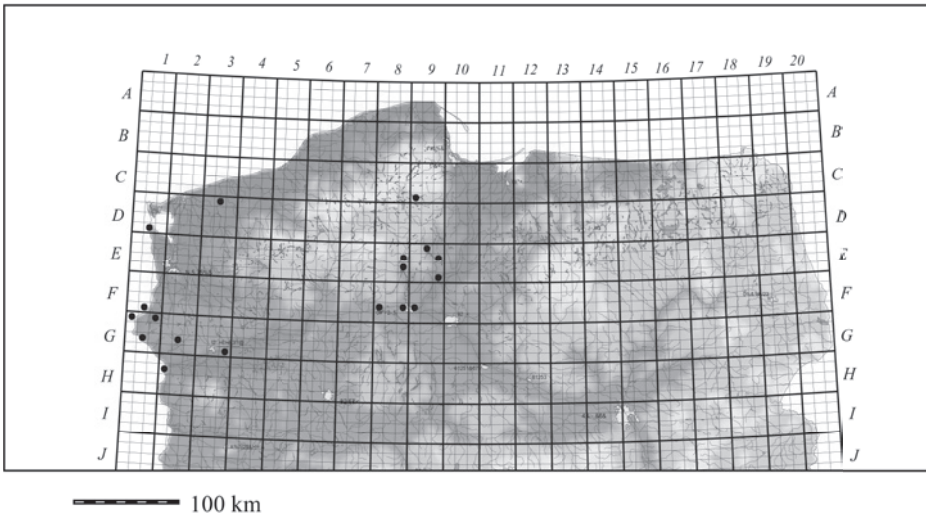


Ryc. 10. Rak pręgowaty *Orconectes limosus* (Fot. P. Śmietana)

Fig. 10. Spinycheek crayfish *Orconectes limosus* (photo by P. Śmietana)

Dynamikę inwazji raka pręgowatego stosunkowo najlepiej opisano dla terenów współczesnej Polski (Śmietana 2013). Tu, bowiem miała miejsce w roku 1890 introdukcja 100 osobników tego gatunku. Została ona przeprowadzona przez ówczynie wybitnego niemieckiego hodowcę rybackiego Maxa von dem Borne w Barnówku koło Dębna Lubuskiego (woj. zachodniopomorskie). Celem tej introdukcji

była odbudowa przychodów rybaków uzyskiwanych drogą eksploatacji wytępionego przez „dżumę raczą” raka szlachetnego. W do dnia dzisiejszego nie jest wiadomo, dlaczego spośród około 300 gatunków raków północno i środkowo amerykańskich Max von dem Borne wybrał akurat raka pręgowatego. Z pewnością podstawą była wiedza o odporności tego gatunku na „dżumę raczą”. Ponadto decyzję tłumaczy częściowo fakt, że ówczesna naukowa nazwa tego gatunku brzmiała *Astacus limosus*. Założyć, zatem można, że Max von dem Borne w swoim działaniu kierował się najlepiej pojętą ówczesną wiedzą (w tym wypadku o możliwie bliskim pokrewieństwie). Z tego powodu nie należy oceniać jego postępowania w świetle tego, co wiemy współcześnie. Niemiecki hodowca działał, bowiem zgodnie z powszechną wiedzą naukową wedle której sprowadzenie raka pręgowatego czy sumika karłowatego przyniesie wyłącznie korzyści gospodarcze i środowiskowe. Biorąc to pod uwagę należy raczej poddać pod wątpliwość powszechnie rozpowszechnianą informację, że rak pręgowaty w sposób niekontrolowany uciekł ze stawku, do którego został wprowadzony do przepływającej w pobliżu rzeki Myśla i w ten sposób rozprzestrzenił się w Europie. Wyniki analiz zmian rozmieszczenia tego gatunku w kolejnych latach na Pomorzu w zasadzie przeczą tezie o ucieczce raka pręgowatego. Wszystko na to wskazuje, że był on celowo introdukowany do różnych miejsc często bardzo oddalonych od miejsca pierwotnej introdukcji przez rybaków pokładających w tym gatunku nadzieję na komercyjny jego wykorzystanie. Powyższe ilustruje wynik analizy (Śmietana 2013) mówiący, że do jesieni 1939 roku, na terenie Pomorza opisana liczba stanowisk wzrosła, o co najmniej 20.



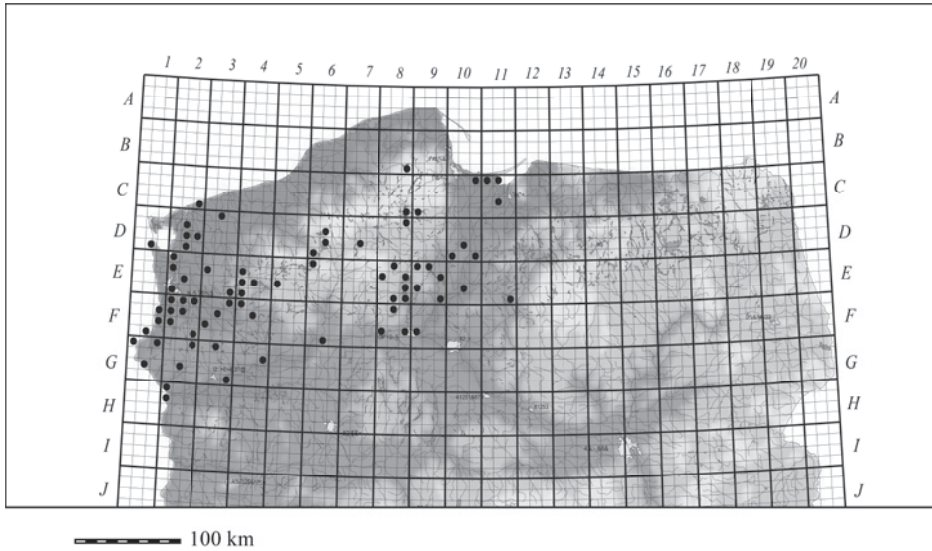
Ryc. 11. Rozsiedlenie raka pręgowatego na Pomorzu na początku XX wieku (lata 1900-1939) ustalonego na podstawie danych z piśmiennictwa oraz badań terenowych współczesnego występowania gatunku (źródło: Śmietana 2013)

Fig. 11. Range of occurrence of the spinycheek crayfish in Pomerania at the beginning of the 20th century (1900-1939) based on data from literature and field studies of the present species distribution (source: Śmietana 2013)

Mapa (Ryc. 11) przedstawia rozsiedlenie raka pręgowatego w wodach pomorskich opisywane w piśmiennictwie do 1939 roku. Charakter wynikowego rozsiedlenia w tym okresie wyraźnie wskazuje, że propagacja gatunku z miejsca pierwotnej introdukcji nie mogła przebiegać drogą naturalnej dyspersji. Kolejny okres inwazji skutkujący zmianami rozsiedlenia gatunku w połowie XX w. (1950-1975) jest zaprezentowany na mapie (Ryc. 12).

Dane z tego okresu mówiące o rozsiedleniu raka pręgowatego w tym okresie zostały najpełniej opisane przez Leńkową (1962) – 51 stanowisk występowania. Pozostałe stanowiska zostały zestawione na

bazie informacji innych autorów, którzy w swoich pracach podali lokalizację stanowisk raka pręgowatego w sposób umożliwiający weryfikację.



Ryc. 12. Rozsiedlenie raka pręgowatego na Pomorzu w połowie XX wieku (lata 1960-1975) ustalonego na podstawie danych z piśmiennictwa oraz badań terenowych współczesnego występowania gatunku (źródło: Śmietana 2013)

Fig. 12. Range of occurrence of the spinycheek crayfish in Pomerania in the mid 20th century (1960-1975) based on data from literature and field studies of the present species distribution (source: Śmietana 2013)

Okresie można uznać za początek ujawnienia się mechanizmu wypierania raka szlachetnego przez inwazyjny gatunek. W tym czasie zlokalizowano stanowiska raka pręgowatego położone w najbliższym sąsiedztwie stanowisk raka szlachetnego ówczasie występujących.

Na podstawie porównań do danych o historycznym występowaniu raka szlachetnego na Pomorzu zarejestrowano stopniowe zajmowanie pierwotnych siedlisk raka szlachetnego przez raka pręgowatego. Już w okresie przedwojennym Kulmatycki (1935, 1938) na 8 przez siebie wskazanych stanowisk raka pręgowatego wskazuje jedno z nich, jako miejsce współwystępowania z rakiem szlachetnym (rzeka Brda). Z analizy porównawczej wynika, że 5 innych stanowisk były na początku wieku notowane, jako miejsca występowania raka szlachetnego (dwa stanowiska na Wdzie, Jeziorze Bysławek połączonego z Jeziorze Bysław oraz Jeziorze Wierzchy (Mukrz).

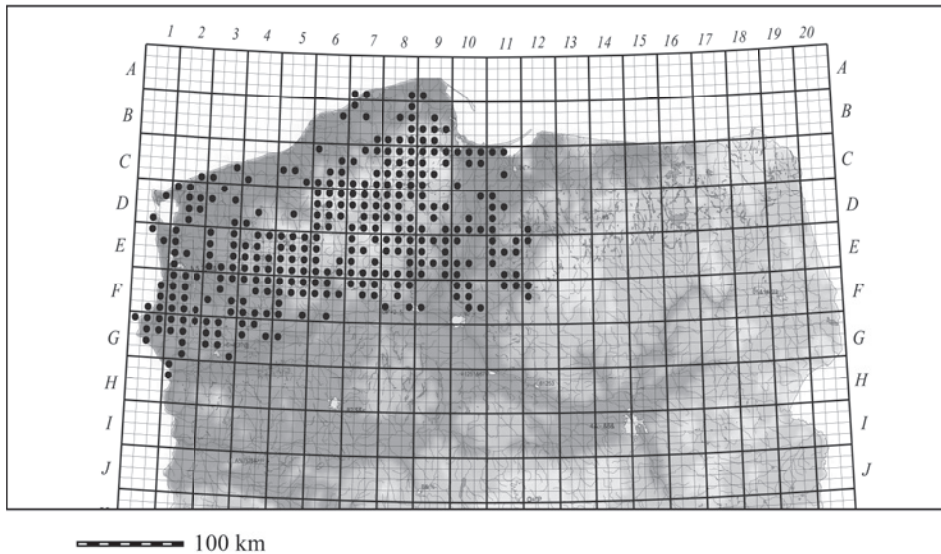
Spośród wszystkich stanowisk raka szlachetnego znanych w początku XX wieku po roku, 1960 co najmniej nowych 20 stanowisk zostało zasiedlonych przez raka pręgowatego, z czego 9 stanowisk zanotowanych przez (Leńkowa 1962), 4 stanowiska (Gajewski i Terlecki 1956), 3 stanowiska (Sakowicz i Kompowski 1961), 2 stanowiska (Kossakowski 1964), 3 stanowiska (Wiktor, 1955).

Terenowa weryfikacja danych historycznie notowanego występowania raka pręgowatego i badania terenowe nad występowaniem tego gatunku na Pomorzu prowadzone w latach 1998-2010 pozwoliły na uzyskanie opracowania kartograficznego aktualnego rozsiedlenia tego gatunku. Obecne występowanie raka pręgowatego na Pomorzu zaprezentowane zostało na mapie (Ryc. 13).

Opracowanie to umożliwia także dokładną analizę stopnia zajęcia siedlisk raka szlachetnego przez raka pręgowatego na Pomorzu. W tabeli (Tab. 2) przedstawiono liczebności znanych stanowisk raka pręgowatego na Pomorzu w ciągu ostatnich 110 lat.

Tab. 2. Zestawienie liczby stanowisk występowania raka pręgowatego na Pomorzu w latach 1900-2010, zastosowano rozdział uwzględniający ich występowanie w różnych typach wód (źródło: Śmietana 2013)

Data	1901	1939	1950-75	2010
Jeziora, stawy	3	9	76	764
Rzeki	1	14	25	92
Razem	4	23	101	856



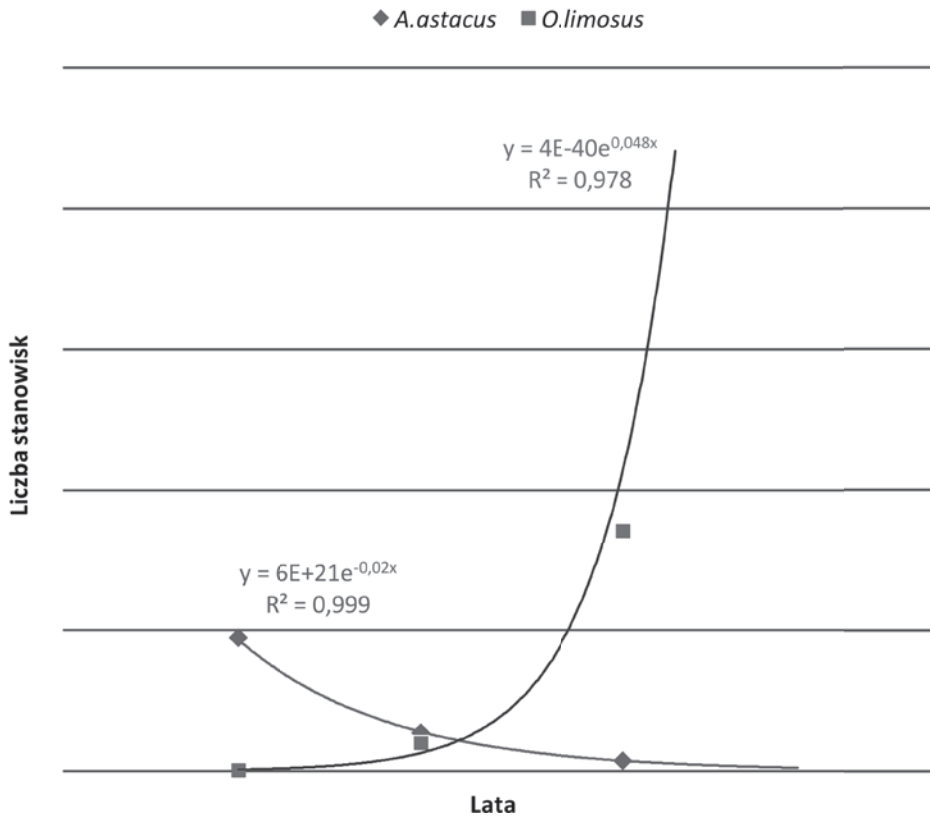
Ryc. 13. Współczesne rozszedlenie raka pręgowatego na Pomorzu (źródło: Śmietana 2013)

Fig. 13. Current range of occurrence of the spinycheek crayfish in Pomerania (source: Śmietana 2013)

Dokonując zestawienia danych prezentowanych w tabelach (Tab. 2 i Tab. 3) można wyraźnie wykazać duże zmiany liczebności stanowisk występowania poszczególnych gatunków. Obecna liczebność znanych stanowisk raka szlachetnego stanowi zaledwie 7,8% stanu z początku wieku. Sytuacja raka pręgowatego na Pomorzu ilustrowana zmianami liczb stanowisk na przestrzeni ostatniego wieku przedstawia się, jako odwrotność tej opisaną wyżej dla raka szlachetnego. Charakteryzuje się ona dynamicznym wzrostem liczby stanowisk szczególnie wyraźnie zarysowanym w drugiej połowie XX wieku. Zaproponowana przez Śmietanę (2013) wizualizacja tendencji zmian liczby stanowisk poszczególnych gatunków przedstawiona na Ryc. 13 wykazuje tendencję wykładniczą charakteru tego wzrostu (Śmietana 2013). Biorąc pod uwagę położenie na krzywej wykładniczej punktów określających aktualną liczebność badanych gatunków, należy stwierdzić wystąpienie krytycznie malejącej liczebności stanowisk raka szlachetnego i inwazyjny charakter wzrostu liczebności stanowisk raka pręgowatego. Zastosowanie wykładniczej ilustracji trendu pozwoliło na uzyskanie modelowego ujęcia zmian liczebności badanych gatunków na Pomorzu. Podstawową zaletą takiego przedstawienia jest uzyskanie możliwości prognozowania zmian rozszedlenia gatunku na Pomorzu. Wykorzystując, zatem powyższe modele, uzyskano szacunkową datę całkowitego zaniku raka szlachetnego na badanym obszarze na poziomie końca lat 50 XXI wieku.

Biorąc pod uwagę położenie na krzywej wykładniczej punktów określających aktualną liczebność badanych gatunków, należy stwierdzić wystąpienie krytycznie malejącej liczebności stanowisk raka szlachetnego i inwazyjny charakter wzrostu liczebności stanowisk raka pręgowatego. Zastosowanie wykładniczej ilustracji trendu pozwoliło na uzyskanie modelowego ujęcia zmian liczebności bada-

nych gatunków na Pomorzu. Podstawową zaletą takiego przedstawienia jest uzyskanie możliwości prognozowania zmian rozszedlenia gatunku na Pomorzu. Wykorzystując, zatem powyższe modele, uzyskano szacunkowa datę całkowitego zaniku raka szlachetnego na badanym obszarze na poziomie końca lat 50 XXI wieku. Datę tę należy jednak interpolować w aspekcie zmian liczebności stanowisk raka pręgowatego na Pomorzu. Analiza taka pozwala, bowiem zakładać, że już około 2020 roku.



Ryc. 14. Ilustracja dynamiki zmian liczby stanowisk raka szlachetnego i raka pręgowatego na Pomorzu oraz ich prognoza. Estymowane linie trendu wskazują na zdecydowanie wykładniczy charakter zmian liczby stanowisk raka szlachetnego i raka pręgowatego na Pomorzu w analizowanym okresie tj. w latach 1900-2010 (źródło: Śmietana 2013)

Fig. 14. Illustration of the dynamics of changes in the number of noble crayfish and spinycheek crayfish locations in Pomerania and their forecasts. Estimated trend lines indicate a strongly exponential character of changes in the number of noble crayfish and spinycheek crayfish locations in Pomerania in the analyzed period, i.e. in 1900-2010 (source: Śmietana 2013)

Należy się spodziewać całkowitego zajęcia siedlisk jeziornych przez ten gatunek skorupiaka na Pomorzu. W okolicach tego roku spodziewać się można, że zgodnie z dotychczasową dynamiką wzrostu, orientacyjna liczba stanowisk sięgać może wartości 2 050, a więc bliskiej całkowitej liczby wszystkich jezior na Pomorzu. Dodatkowo, zakładając antagonistyczny dla raka szlachetnego charakter współwystępowania z rakiem pręgowatym, należy przyjąć założenie o znacznie szybszym ustąpieniu rodzimego gatunku z wód Pomorza niż wskazuje na to zestawienie modelowe. Zestawienie ilustrowane na rycinie (Ryc. 14) wskazuje na dominujący, degradacyjny charakter inwazyjności raka pręgowatego na tle innych czynników potencjalnie eliminujących raka szlachetnego z jego pierwotnych siedlisk. Rola inwazyjności raka pręgowatego może być podkreślona przez fakt stwierdzony praktycznie całkowitego zastąpienia raka szlachetnego w poszczególnych zbiornikach i ciekach jego historycznego wystę-

powania. Dzięki precyzyjnej lokalizacji stanowisk występowania tego ostatniego z początku wieku możliwe było sprawdzenie aktualnego stanu astakofauny w poszczególnych akwenach.

Tab. 3. Zestawienie liczb stanowisk ukazujące poziom zastępowania raka szlachetnego przez raka pręgowatego (źródło: Śmietana 2013)

Autor	Seligo (1902)	Leńkowa (1962) i in. (1950-1975)	Badania własne (1998-2010)
Liczba stanowisk zweryfikowanych	318	125	37
Liczba stanowisk raka pręgowatego w miejscu historycznego występowania raka szlachetnego	253	121	7*
Liczba aktualnie potwierdzonych stanowisk występowania raka szlachetnego	6	2	37
Liczba stanowisk z brakiem stwierdzenia raków którejkolwiek gatunku	59	2	0

* Współwystępowanie obu gatunków

Zestawienie wyników tych badań prezentuje tabela (Tab. 3). Dane prezentowane w tej tabeli wskazują na wysoki stopień przejęcia siedlisk gatunku rodzimego przez raka pręgowatego. Weryfikacja stanowisk wykazała ponad 79,5% poziom zastąpienia.

Uwzględniając dane dotyczące liczby stanowisk zarejestrowanych wspólnie, jako pozbawione raków w ogóle, poziom ustąpienia raka szlachetnego z siedlisk może być oszacowany na poziomie 98,1%. Wszystkie zbiorniki, w których nie stwierdzono występowania raków charakteryzowały się wyraźnie widoczną degradacją siedlisk. We wszystkich analizowanych przypadkach, wielkość powierzchni lustra wody uległa wyraźnemu zmniejszeniu w okresie ostatnich 100 lat, a w kilkunastu przypadkach zbiorniki wyschły bądź zostały osuszone całkowicie. Pozostałe zbiorniki tego typu położone zwykle w granicach miejscowości charakteryzowały się oznakami silnej eutrofizacji – permanentny zakwit glonowy i zamulenie zbiornika. Wyniki takich obserwacji wskazują, że oprócz współwystępowania z rakiem pręgowatym, pogarszanie się warunków siedliskowych wpływa degradująco na rozsiedlenie raka pręgowatego i odgrywa znaczącą rolę w kształtowaniu mechanizmów konkurencji międzygatunkowej.

Tym samym poznanie właściwości tego obszaru staje się zasadne w świetle rozszerzenia wiedzy dotyczącej, jeśli nie przyczyn to uwarunkowań siedliskowych mogących mieć znaczenie w stwierdzonym procesie zanikania stanowisk raka szlachetnego i ekspansji gatunku amerykańskiego raka pręgowatego na Pomorzu. Wieloletnie obserwacje potwierdziły możliwość współbywania raka szlachetnego i raka pręgowatego w tym samym jeziorze (Śmietana 2013).

Porównanie wyników obserwacji zmian liczebności populacji raka szlachetnego w jeziorach jego wyłącznego występowania do jezior współwystępowania z rakiem pręgowatym, wskazało negatywny wpływ współbywania na gatunek rodzimy. Przejawem tego wpływu był spadek liczebności raka szlachetnego w kolejnych latach obserwacji.

Poprzez rejestrację możliwego długotrwałego współbywania, jako zjawiska wykazującego cechy prawidłowości (Śmietana 2013) wykazano, że interakcja konkurencyjnego wypierania gatunków nie jest związana wyłącznie z transmisją patogenu dżumy raczej *Aphanomyces astaci*. Mechanizm kon-

kurencji tych gatunków na Pomorzu opiera się, zatem na różnicach cech populacji konkurujących gatunków.

Rak szlachetny w pierwszych pięciu latach życia charakteryzuje się porównywalnym tempem wzrostu osobniczego do raka pręgowatego z jezior niedawnego ustąpienia gatunku rodzimego. Wzrost raka pręgowatego wykazuje tendencję większego uzależnienia od warunków środowiskowych niż wzrost raka szlachetnego. Płodności pleopodalne przeciętnych samic raka pręgowatego z badanych jezior są znacząco wyższe niż samic raka szlachetnego ze stanowisk naturalnego występowania. Samice raków pręgowatych we wszystkich badanych jeziorach niedawnego występowania raka szlachetnego, charakteryzowały się wysoką płodnością pleopodalną w porównaniu do innych populacji tego gatunku – polskich, europejskich i amerykańskich. Badana płodność pleopodalna samic raka szlachetnego z jezior pomorskich kształtuje się na poziomie typowym dla tego gatunku.

Zestawienie wyników opisujących tempo wzrostu oraz płodność pleopodalną, wskazało istnienie wyraźnej przewagi reprodukcyjnej raka pręgowatego nad rakiem szlachetnym. Wykazano, że przeciętna, trzyletnia samica raka pręgowatego nosi pod odwłokiem jaja w liczbie podobnej do tej notowanej u sześćo, siedmioletniej samicy raka szlachetnego. Determinuje to znaczącą różnicę potencjału rozrodczego populacji gatunku obcego. Porównawczo, potencjał wzrostu populacji raka pręgowatego osiągnięty w piątym roku trwania jego populacji, a wyprowadzonej od pojedynczej samicy, populacja raka szlachetnego jest w stanie osiągnąć po 11 latach. Wykazywane różnice w tempie realizacji płodności przez badane gatunki wskazują oznaki przewagi strategii życiowej typu „r” w przypadku raka pręgowatego i strategii typu „K” u raka szlachetnego.

Duże różnice w płodności przy braku wykazanych wyraźnych różnic w tempie wzrostu osobniczym pomiędzy badanymi gatunkami wskazują, że konkurencja międzygatunkowa może się przejawiać szczególnie silnie w okresie rekrutacji tj. w wieku 0+. Badania porównawcze raków w wieku 0+, w warunkach hodowli sadzowej prowadzone przez Śmietanę (2013), wykazały przejawy konkurencji wewnątrz i międzygatunkowej u raka szlachetnego i gatunków amerykańskich.

Wzrost ciała raków w trakcie eksperymentu wskazał, że zarówno jego lokalizacja jak i stworzone eksperymentalne warunki bytowania organizmów były dla nich korzystne i nie faworyzowały żadnego gatunku. Najsilniejszy redukujący wpływ na osiągnięte rozmiary raka szlachetnego w warunkach eksperymentu miało współbytowanie z rakiem pręgowatym, którego efekt był szczególnie widoczny przy wysokich zagęszczeniach obsadowych.

Rak pręgowaty współwystępujący z rakiem szlachetnym w niskich zagęszczeniach osiągał większe rozmiary ciała niż w hodowli jednogatunkowej w takim samym zagęszczeniu. W wyższych zagęszczeniach redukujący wpływ przegęszczenia na wzrost raka pręgowatego nie był uzależniony faktem współwystępowania z rakiem szlachetnym. Mierząc skutki konkurencji u badanych gatunków długością ciała osiąganą w trakcie 3 miesięcznej hodowli stwierdzono, że u raka szlachetnego relatywnie silniejszy wpływ miała konkurencja międzygatunkowa niż wewnątrzgatunkowa. U raka pręgowatego stwierdzono odwrotną prawidłowość. U raka sygnałowego w warunkach eksperymentu nie wykryto żadnej tego typu zależności.

W warunkach eksperymentu (Śmietana 2013) rak szlachetny osiągał znacznie mniejsze rozmiary ciała niż rak pręgowaty. Zjawisko to wystąpiło we wszystkich ustawieniach obsadowych oraz warunków ukierunkowanych na badanie konkurencji wewnątrz i międzygatunkowej. Szczególnie wyraźne różnice dały porównania masy. Rak pręgowaty współbytujący ze szlachetnym w niskich zagęszczeniach osiągał średnią masę na poziomie 5,5 g, podczas, gdy rak szlachetny w warunkach przegęszczenia i współbytowania osiągał masę ponad cztery razy mniejszą.

W zastosowanych obsadach przeżywalność raka szlachetnego nie była zależna od zagęszczenia własnego gatunku. Współbytowanie z rakiem pręgowatym wyraźnie wpłynęło na przeżywalność szla-

chetnego, szczególnie w wysokich zagęszczeniach, gdzie spadła o blisko połowę do poziomu 37%. Zanotowany spadek przeżywalności raka pręgowatego związany był z wysokim zagęszczeniem własnego gatunku. Wysoką konkurencyjność raka pręgowatego potwierdził wynik wskazujący, że przeżywalność raka sygnałowego była wyraźnie wyższa w przypadku współwystępowania z rakiem szlachetnym niż rakiem pręgowatym.

Przewaga większej średniej długości ciała u wylęgu raka szlachetnego względem pręgowatego uległa odwróceniu już po miesiącu chowu w warunkach eksperymentalnych (Śmietana 2013). Po trzech miesiącach średnia długość raka pręgowatego była ponad dwukrotnie większa niż raka szlachetnego. Konkurencja wewnątrzgatunkowa mierzona frakcją osobników tracących szczypce była wyraźnie wyższa u raka szlachetnego. Konkurencja międzygatunkowa badana nasileniem tego zjawiska zdecydowanie najsilniej dotykała raka szlachetnego i przejawiała się utratą szczypiec u ponad 80% osobników bez względu na zagęszczenie obsadowe. Przewaga konkurencyjna raka pręgowatego związana jest z większymi rozmiarami oręża konfrontacji, czyli szczypiec. Różnica w ich długości pomiędzy tymi u raka pręgowatego a szczypcami raka szlachetnego była około dwukrotna. Wykazano, że przewaga ta powiązana jest z szybszym tempem wzrostu ciała raka pręgowatego, a nie różnicami proporcjach budowy ciała.

Konkurencyjne oddziaływanie raka pręgowatego na raka szlachetnego szczególnie silnie zaznacza się w okresie rekrutacji tj. w pierwszym roku życia. Mechanizmy konkurencji realizujące się w tym okresie mogą być uznane, jako znaczące dla wynikowej postaci tej interakcji, czyli wyparcia gatunku rodzimego przez gatunek inwazyjny. Przeprowadzone badania (Śmietana 2013) wykazały, że inwazyjny rak pręgowaty posiada wieloaspektową przewagę w konkurencji międzygatunkowej nad rodzimym rakiem szlachetnym. Konkurencyjność gatunku obcego wynika z lepszego dostosowania się do warunków oferowanych przez współczesny stan jezior pomorskich. Wiąże się także z przewagą cech strategii życiowej typu „r” przejawiająca się dynamiczniejszym tempem rozrodu. Pomimo możliwości relatywnie długiego współwystępowania tych gatunków w jednym zbiorniku skutkuje ono wynikowym wyparciem raka szlachetnego z jego naturalnych siedlisk. Wykazano, że w początkowym okresie życia konkurujących raków efekty bezpośredniej konkurencji są szczególnie wyraźne.

Rak sygnałowy *Pacifastacus leniusculus* Dana, 1852

Współczesną sytuację rodzimego raka szlachetnego wobec wyżej opisanej inwazji rak pręgowatego komplikuje dodatkowo trwająca od lat siedemdziesiątych XX wieku ekspansja innego gatunku amerykańskiego raka. Rak sygnałowy *Pacifastacus leniusculus* jest obecnie tym dodatkowym śmiertelnym zagrożeniem dla ostatnich zachowanych populacji rodzimego gatunku (Ryc. 15).

Gatunek ten ze względu na rozmiary ciała porównywalne z rakiem szlachetnym i będący w takiej kategorii największym gatunkiem raka słodkowodnego Ameryki Północnej był obiektem wielu antropogenicznych introdukcji poza obszar naturalnego występowania. Już w latach 1895-1916 dokonano przeniesienia tego gatunku z wód stanu Washington do jeziora Tahoe we wschodniej Kalifornii na granicy z Nevadą. Introdukcję tego gatunku do wód w znajdujących się rejonie Zatoki San Francisco i w jej następstwie konkurencję międzygatunkową uważa się za główną przyczynę całkowitego wyginięcia endemicznego gatunku raka *Pacifastacus nigrescens* (Bouchard 1977). Innym endemicznym gatunkiem zagrożonym w wyniku introdukcji raka sygnałowego na kontynencie amerykańskim jest *Pacifastacus fortis* (Daniels 1980). Tak jest w przypadku raka pręgowatego zasadniczym powodem antropogennej propagacji gatunku była jego komercyjna eksploatacja. I tak w latach 90-tych XX wieku rozprzestrzenienie w zachodnich stanach Ameryki Północnej pozwalało na eksploatację raka sygnałowego na poziomie 300-500 ton łącznie z innym gatunkiem *Procambarus clarkii* (Huner 1994). Atrakcyjność komercyjna tego gatunku była powodem wprowadzenia go w latach 1926-1930 do wód

japońskich. W nowych warunkach rak sygnałowy zaaklimatyzował się i przyczynił do ograniczenia zasięgu występowania rodzimego raka *Cambaroides japonicus* (Kawai i Hiruta 1999).



Ryc. 15. Rak sygnałowy *Pacifastacus leniusculus* (Fot. P. Śmietana)

Fig. 15. Signal crayfish *Pacifastacus leniusculus* (photo by P. Śmietana)

Z końcem lat 50-tych XX wieku zaczyna się europejska „kariera” raka sygnałowego. W 1959 roku, podjęto decyzję o wprowadzeniu raka sygnałowego do jeziora w południowej Szwecji. Równocześnie z rakiem sygnałowym sprowadzono w ówczes równieź innego amerykańskiego raka *Orconectes virilis* (Hagen). Z tych dwu gatunków, tylko rak sygnałowy zaaklimatyzował się tworząc stabilną populację (Śmietana i Strużyński 1996). Powodem tych introdukcji była próba znalezienia gatunku raka słodkowodnego, który byłby w stanie „zastąpić” w Szwecji raka szlachetnego *Astacus astacus* wyniszczonego „dżumą raczą” (około 95% stanu). Odporność północnoamerykańskich raków na „dżumę raczą” wywoływaną przez *Aphanomyces astaci* zdecydowała o wyborze obszaru, z którego miały pochodzić introdukowane gatunki. Decyzja o tych introdukcjach była również wynikiem silnej presji społecznej na władze szwedzkie związanej wyjątkową rolą raka w szwedzkiej kulturze i tradycji w tym także kulinarnej (Swahn 2004).

Po udanej próbie pierwszego wprowadzenia, rak sygnałowy również ze względu na relatywnie bliskie pokrewieństwo filogenetyczne, wysokie walory użytkowe oraz potencjalnie ekonomicznie opłacalną hodowlę został wytypowany, jako substytut raka szlachetnego w Szwecji. O trwałym występowaniu raka sygnałowego w wodach Szwecji, a w konsekwencji również w wodach innych 21 krajów Europy, zadecydowało sprowadzenie w 1969 roku 60 tysięcy osobników tego gatunku z jeziora Tahoe w Kalifornii. Rakami tymi zasiedlono 69 szwedzkich jezior (Brinck 1983). Kolejnym krokiem była wydana, w tym samym roku, zgoda Ministerstwa Rybactwa Szwecji na założenie ośrodka hodowli raka sygnałowego Akvatiska Avelslaboratorium w Simontorp koło Blentarp w południowej Szwecji. Ośrodek ten po zaimportowaniu kolejnych 50 000 osobników z jeziora Tahoe, już w sezonie 1970-1971 „wyprodukował” pierwsze 200 000 młodocianych raczków, które użyte zostały do celów introdukcyjnych. Ośrodek w Simontorp, bazując na własnym stadzie matecznym wyhodował do chwili obecnej, ponad 20 milionów raczków. Na bazie tego materiału do 1996 roku powstało, co najmniej 2 697 stanowisk występowania raka sygnałowego w Szwecji oraz dokonano introdukcji do wód innych 20 krajów w tym Polski.

Podobnie jak w Szwecji celem sprowadzenia raka sygnałowego do Polski było uzyskanie ekonomicznych korzyści wynikających z rybackiego użytkowania wód, w tym wypadku opartych na sprzedaży raków. Według Śmietana (2011a) prace nad introdukcją raka sygnałowego do Polski rozpoczęto w 1971 roku. Rok później zespół profesora Józefa Kossakowskiego z Instytutu Rybactwa Śródlądowego w Olsztynie sprowadził pierwszą partię 1 000 osobników w wieku 0+ (Kossakowski i in. 1983, Kossakowski 1983, Krzywosz 1994). Materiał pochodził z ośrodka Simontorp w Szwecji. Do roku 1977 sprowadzono stamtąd, łącznie 29 000 osobników, z których 25 100 wpuszczono do mezotroficznego Jeziora Garbaś koło miejscowości Stare Juchy. Resztą materiału obsadzono eksperymentalne stawki w ośrodku zarybieniowym Bryńsk koło Działdowa oraz wpuszczono do rzeki Brynicy. Według publikowanych doniesień (Gondko i Girsztowtt 1987, Jażdżewski i Konopacka 1995, Krzywosz i in. 1995) wyniki tych działań nie zaowocowały uzyskaniem trwałej populacji, choć ich autorzy zastrzegają możliwość przeżycia raka sygnałowego na wyżej wymienionych stanowiskach.

W 1979 roku kolejne raki pochodzące z następnej partii liczącej w sumie 10 000 osobników sprowadzonych przetrzymywano w basenach Instytutu Rybactwa Śródlądowego w Olsztynie, w basenach Pracowni Rybactwa Rzecznego w Oliwie oraz basenach ośrodka zarybieniowego w Naryjskim Młynie koło Morąga. Część raków (4 200 osobników) wypuszczono do wyrobiska pożwirowego koło Ełku, gdzie do roku 1991 odławiano jeszcze wyrosnięte osobniki. W 1983 roku, 70 dorosłych osobników z wyżej opisaney partii wypuszczono do jeziora Szelań Wielki koło Olsztyna.

Ostatnią partię raków sygnałowych z ośrodka Simontorp sprowadzono do Polski w latach 1991 (7 000 osobników) – 1992 (3 200 osobników). Miejscem ich przetrzymywania były Ośrodek Zarybieniowy w Gawrych Rudzie (PZW) oraz Doświadczalny Ośrodek Zarybieniowego „Dgał” w Pieczarkach koło Giżycka (IRS). Celem tego sprowadzenia było opracowanie metod hodowli gatunku (Krzywosz i in. 1995). W roku 1995 dorosłe osobniki pozostałe po badaniach zostały sprowadzone do zamkniętych stawów hodowlanych Żelicach koło Koszalina należących do przedsiębiorstwa „Aquamar” z Miastka, zajmującego się hodowlą ryb i raków.

Aktualne badania (Śmietana, dane niepublikowane) wskazują, że gatunek ze stawów żelickich położonych na dopływie Wieprzy rozprzestrzenił się praktycznie na całej długości tej rzeki z obszarem przyujściowym włącznie. W połowie lat 2000 rak sygnałowy pochodzący z tej introdukcji wyparł raka szlachetnego z jeziora Zamkowe. Obecność raka sygnałowego w roku 2016 (Śmietana, dane niepublikowane) potwierdzono w dopływach Wieprzy tj. Studnicy i Pokrzywej. Ekspansja tego gatunku w ostatniej z wymienionych rzek stanowi śmiertelne niebezpieczeństwo dla najlepiej zachowanej na Pomorzu populacji raka szlachetnego. Dodatkowo stwierdza się obecność raka sygnałowego również w 4 jeziorach położonych w okolicach Miastka. Prawdopodobnie również za sprawą wprowadzenia przez człowieka gatunek ten opanował dorzecze Słupi. Tutaj również, co najmniej jedna populacja raka szlachetnego jest zagrożona konkurencyjnym wyparciem. Badania wykazały (Śmietana 2013), że innym niezależnym ogniskiem ekspansji raka sygnałowego jest obszar Drawieńskiego Parku Narodowego. Tutaj na początku lat 90-tych w drodze nielegalnej introdukcji opartej o dorosłe raki przywiezione ze Szwecji rak sygnałowy został wprowadzony do wód dwóch jezior Krzywy Róg i Adamowo. Z tego ostatniego leżącego na rzece Drawie gatunek ten przedostał się do tej rzeki i obecnie relatywnie pospolicie występuje w wodach płynących Drawieńskiego Parku Narodowego.

W 2011 roku (Śmietana 2011) podawał występowanie raka sygnałowego, na co najmniej 18 stanowiskach naturalnych w Polsce (Jażdżewski i Konopacka 1993, Jażdżewski i Konopacka 1995, Krzywosz i in. 1995, Śmietana i Krzywosz 2005), z czego 11 zostało potwierdzonych w końcu lat 2000. Obecne wyniki badań wskazują, że liczbę tę należy, co najmniej podwoić ze względu na fakt szybkiej inwazji tego gatunku poprzez „naturalne” migracje w systemach rzecznych, ale także drogą niekontrolowanych wsiedleń dokonywanych przez osoby, które nielegalnie weszły w posiadanie raków sygnałowych

oraz ucieczek raków z obiektów hodowlanych. Dowodem uprawniającym takie założenie jest ostatnie stwierdzenie tego gatunku w wodach Żywieckiego Parku Krajobrazowego (Śmietana 2016).

Badania na temat jego wpływu na rodzime ekosystemy są skromne i dotyczą bardziej cech populacji tego gatunku takich jak zmiany rozmieszczenia i liczebności, charakterystyka morfometryczna czy tempo wzrostu (Śmietana 2011). Te istniejące, prowadzone w innych krajach Europy, zwłaszcza w Szwecji mogą wskazywać na potencjalnie silny wpływ na biocenozy, których elementem stał się rak sygnałowy. Duża plastyczność ekologiczna wiąże się z możliwością występowania tego gatunku w bardzo zróżnicowanych ekosystemach wodnych. Jest to gatunek, który bezsprzecznie jest nosicielem „dżumy raczej” stąd jego negatywny wpływ na rodzimą astakofaunę zdaje się być oczywisty. Badania szwedzkie udowodniły, że jako agresywny, bardzo płodny i szybko rosnący gatunek wypiera z naturalnych siedlisk raka szlachetnego nawet, jeśli nie obserwuje się transmisji dżumy raczej (Söderback 1993). Gatunek ten w przeciwieństwie do raka szlachetnego tworzy trwałą strukturę społeczną populacji w drodze jednokrotnych antagonistycznych konfrontacji (Söderback 1990) co powoduje, że w warunkach współwystępowania posiada przewagę energetyczną nad gatunkiem rodzimym. W aspekcie strategii pokarmowej rak sygnałowy jest typowym oportunistą, dlatego jest uważany ważny przekaznik energii pomiędzy wieloma poziomami troficznymi biocenoz (Momot i in. 1978). Korzystać może z pokarmu zarówno niewielkich rozmiarów jak mikro zooplankton, perifiton i detrytus oraz wielkich jak makrofity. Chętnie żywi się larwami jętek – Ephemeroptera, widelnic – Plecoptera, chrzączek – Trichoptera oraz muchówek – Diptera (Mason 1975).

Wszystkożerność w połączeniu z właściwością tworzenia silnie zagęszczonych populacji wskazuje na potencjalnie silny wpływ gatunku na biocenozy wodne mogący predestynować raka sygnałowego do roli gatunku kluczowego w niektórych ekosystemach wodnych. Tworząc liczne silnie zagęszczone populacje może istotnie wpływać na biocenozy wodne poprzez oddziaływania troficzne. Powyższe przyczynia się do faktu, że w przypadku współwystępowania wypiera on raka szlachetnego *Astacus astacus* zmieniając uwarunkowania siedliskowe jak również w wyniku bezpośredniej konkurencji międzygatunkowej (Söderback 1993).

W przeciwieństwie do inwazji raka pręgowatego ekspansję raka sygnałowego w polskich wodach można uznać za będącą w fazie rozwojowej. Dlatego też pewne skutki introdukcji tego gatunku obserwowane w krajach jego pierwotnego wsiedlenia w Europie nie są jeszcze widoczne. Do takich należy zaliczyć efektywność komercyjną eksploatacji introdukowanego raka sygnałowego. Doświadczenia szwedzkie (Edsman 2016) wskazują, że początkowo nowozałożona populacja raka sygnałowego oferuje atrakcyjne pod względem użytkowym połowy. W miarę upływu lat eksploatowane stada raka sygnałowego charakteryzują się rosnącym zagęszczeniem osobników o niewielkich rozmiarach ciała. Zjawisko to trudne do wyjaśnienia przekłada się w praktyce na spadek zainteresowania eksploatacją istniejących populacji i tendencją do przeprowadzania nowych introdukcji. Tym samym wzrasta tendencja antropogenicznej propagacji gatunku z jednoczesnym spadkiem presji na istniejące do tej pory.

Podsumowanie

Wyniki badań wskazują, że należy spodziewać się dalszej ekspansji obcych gatunków raków w wodach Polski. Spowolnienie rozszerzania się zasięgu występowania wydaje się w chwili obecnej jedynym realnym środkiem zaradczym. Oprócz konieczności popularyzacji wiedzy, innym skutecznym rozwiązaniem może okazać się rosnące zainteresowanie komercyjną hodowlą rodzimych gatunków raków. Przykład ratowania łososia atlantyckiego *Salmo salar* w wodach polskich wskazuje, że rachunek ekonomiczny jest zwykle skutecznym sposobem wspierania rodzimych gatunków. W przypadku raka pręgowatego wiązać się to może dodatkowo z bardziej aktywnym hamowaniem jego ekspansji,

jako gatunku komercyjnie bardzo mało wartościowego, którego pojawienie się eliminuje dany zbiornik w aspekcie potencjalnej hodowli raków z rodzaju *Astacus*.

Również w przypadku raka sygnałowego dotychczasowe doświadczenia wskazują, że należy spodziewać się dalszej niekontrolowanej ekspansji gatunku w wodach polskich. Historia przebiegu rozsiadania gatunku wskazuje, że w okolicach jego występowania należy oczekiwać dalszego rozprzestrzeniania. Tak jak w przypadku raka pręgowatego szeroka popularyzacja wiedzy na temat szkodliwości wsiedleń staje się w świetle dotychczasowych doświadczeń sprawą o fundamentalnym znaczeniu. Prawnym narzędziem zapobiegającym kolejnym introdukcjom jest Rozporządzenie Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi z dnia 17.01.2003 roku, Dziennik Ustaw Nr 17 poz.160, § 8, nakazujące nie wpuszczanie schwytych osobników raka sygnałowego z powrotem do wód, w tym także do tych, w których został złowiony. Rozporządzenie to stanowi unikalne rozwiązanie prawne w skali europejskiej, lecz bez popularyzacji podstawowej wiedzy na temat raków, może okazać się rozwiązaniem nieskutecznym.

Bibliografia

- Abrahamsson S. 1972. The crayfish, *Astacus astacus* in Sweden and the introduction of the American crayfish *Pacifastacus leniusculus*. *Freshwater Crayfish* 1: 28-40
- Albrecht H. 1983. Besiedlungsgeschichte und ursprüngliche holozäne Verbreitung der europäischen Flusskrebse (Decapoda: Astacidae) Mitteilungen aus dem Hamburgischen Zoologischen Museum und Institut. Hamburg
- Arrignon J. 1996. Les Ecrevisses. *La Pisciculture Francaise* 123(1): 1-35
- Bott R. 1950. Die Flusskrebse Europas (Decapoda) Astacidae. *Senckenbergische Naturforschende Gesellschaft* 1: 1-36
- Bouchard R.W. 1977. Morphology of the mandible in holarctic crayfishes (Decapod: Astacidae and Cambaridae). *Freshwater Crayfish* 3: 425-452
- Brinck P. 1983. Sture Abrahamsson Memorial Lecture: An ecologist's approach to dealing with the loss of *Astacus astacus*. *Freshwater Crayfish* 5: 239-253
- Brodski S. 1981. Fauna Ukrainy. Wyższe raki . Riczkowi raki. *Kiev Naukowaja Dumka* 26: 3-201
- Burba A. 1994. Facts about crayfish in Lithuania. *Nordic Journal of Freshwater Research* 69: 170-172
- Buttiker B. 1987. Concerning Crayfish in Switzerland. *Freshwater Crayfish* 7: 2-5
- Cuellar L., Coll M. 1983. Epizootiology of the crayfish plague (Aphanomycosis) in Spain. *Freshwater Crayfish* 5: 345-348
- Cukerzis J. 1989. *Freshwater crayfish*. Vilnius Mokslas Publishers. Mokslas
- Daniels R.A. 1980. Distributions and status of crayfishes in the Pit River drainage, California. *Crustaceana* 38(2): 131-182
- Dehus P. 1990. Die Verbreitung der Flutkrebse (Decapoda; Astacidae, Cambaridae) in Schleswig-Holstein. *Faunistisch-Okologische Mittelungen* 6(3/4): 95-101
- Edsman L., Jonsson A. 1996. The effect of size, antennal injury, ownership, and duration of fighting success in male signal crayfish *Pacifastacus leniusculus* (Dana). *Nordic Journal of Freshwater Researches* (72): 80-87
- Edsman L., Schröder S. 2009. Åtgärdsprogram för Flodkräfta 2008-2013, *Astacus astacus*. (Action plan for the Noble crayfish 2008-2013). Fiskeriverket och Naturvårdsverket. Bromma
- Elton C.S. 1957. *The ecology of invasions by animals and plants*. Methuen & Co Ltd. London
- Gajewski Z., Terlecki W. 1956. *Raki*. Państwowe Wydawnictwo Rolnicze i Leśne. Warszawa
- Gerard P. 1986. Les différentes espèces d'écrevisses en Belgique et leur repartition géographique. *Station de recherches forestières et hydrobiologiques. Travaux*
- Gherardi F. 2002. Behaviour. W: Holdich D. (red.). *Biology of Freshwater Crayfish*. Blackwell Science Ltd. London
- Holdich D.M. 2002. *Biology of Freshwater Crayfish*. W: Holdich D. (red.). *Biology of Freshwater Crayfish*. Blackwell Science Ltd. London

- Huner J.V. 1994. Freshwater crayfish aquaculture in North America, Europe, and Australia: families Astacidae, Cambaridae, and Parastacidae. Food Products Press. New York
- Jaszczolt J., Szaniawska A. 2011. The spiny-cheek crayfish *Orconectes limosus* (Rafinesque, 1817) as an inhabitant of the Baltic Sea - experimental evidences for its invasion of brackish waters. *Oceanological and Hydrobiological Studies* 40(3): 52-60
- Jażdżewski K., Konopacka A. 1993. Survey and distribution of Crustacea, Malacostraca in Poland. *Crustaceana* 65(2): 176-191
- Jażdżewski K., Konopacka A. 1995. Pancerzowce prócz równonogów lądowych. *Malacostrata prócz Oniscoidea*. Dział Wydawnictw Muzeum i Instytutu PAN. Warszawa
- Jażdżewski K., Konopacka A. 1998. Immigration history and present distribution of crustaceans in Polish waters. *Crustacean Issues* 12: 55-64
- Karaman M.S. 1963. Studie der Astacidae (Crustacea, Decapoda). *Hydrobiologia* 22: 111-132
- Kawai T., Hiruta M. 1999. Distribution of crayfish (*Pacifastacus leniusculus* and *Cambaroides japonicus*) in Lake Shikaribetsu and Shihoro, Hokkaido, Japan. *Crayfish NEWS* 21(3): 11
- Kossakowski J. 1956. Rozsiedlenie raków w Polsce. *Gospodarka Rybna* (5): 9-10
- Kossakowski J. 1964. Wahania połowów raków w Polsce i próba wyjaśnienia przyczyn. *Gospodarka Rybna* 16(4): 20-23
- Kossakowski J. 1966. Raki. Państwowe Wydawnictwo Rolnicze i Leśne. Warszawa
- Kossakowski J. 1967. Wzrost szczypec u raków. *Roczniki Nauk Rolniczych* 90: 427-432
- Kossakowski J. 1983. Some remarks on the biology of the crayfish *Pacifastacus leniusculus*. *Freshwater Crayfish* 7: 369-376
- Kossakowski J., Orzechowski B. 1974. Crayfish *Orconectes limosus* in Poland. W: Avault J. (red.). *Freshwater crayfish Papers from the Second International Symposium on Freshwater Crayfish*. Baton Rouge. USA
- Krupauer W. 1972. Das vorkommen des edelkrebse *Astacus astacus* in den teichen der CSSR. *Freshwater Crayfish* 1: 89-96.
- Krzywosz T., Białkoz W., Chybowski Ł. 1994. Raki rodzime w województwie suwalskim. *Komunikaty rybackie* 1: 5-7
- Krzywosz T., Chybowski Ł., Ulikowski D. 1995. Rak sygnałowy w Polsce – historia, stan obecny, perspektywy. *Komunikaty Rybackie* 1: 5-8
- Krzywosz T., Śmietana P. 2004. Rak szlachetny (*Astacus astacus*) W: Głowaciński Z.N. (red.). *Polska Czerwona Księga Zwierząt (bezkregowce)*. Instytut Ochrony Przyrody PAN w Krakowie. Kraków
- Kulesh V., Alekhovich A., Ablow S. 1999. Distribution and size structure of noble crayfish, *Astacus astacus* (L.), populations in Belarus. *Freshwater Crayfish* 12: 550-554
- Kulmatycki W. 1936. W sprawie raka amerykańskiego jeszcze słów kilka. *Przegląd Rybacki* (9): 12-17
- Kulmatycki W. 1935. *Cambarus affinis* Say – rak amerykański, nowy mieszkaniec wód Pomorza i Wielkopolski. *Przegląd Rybacki* (10-11): 1-16
- Leńkowa A. 1962. Badania nad przyczynami zaniku, sposobami ochrony i restytucją raka szlachetnego *Astacus astacus* (L.) w związku z rozprzestrzenianiem się raka amerykańskiego *Cambarus affinis* Say. *Ochrona Przyrody* (28): 1-37
- Mason J.C. 1979. Effects of temperature, photoperiod, accumulation of juvenile *Pacifastacus leniusculus* substrate and shelter on survival, growth and biomass culture. *Freshwater Crayfish* 4: 73-82
- Momot W.T., Gowing H., Jones P.D. 1978. The dynamics of crayfish and their role in aquatic ecosystems. *American Midland Naturalist* 99(1): 10-35
- Morgan D.O., McMahon B. R. 1982. Acid tolerance and effects of sublethal acid exposure on iono-regulation and acid-base status in two crayfish *Procambarus clarkii* and *Orconectes rusticus*. *Journal of Experimental Biology* (241-252): 241-252
- Mouslih M. 1987. Introductions de poissons et d'écrevisses au Maroc. *Revue d'Hydrobiologie Tropicale* 20(1): 65-72
- Paaver T., Hurt M. 2009. Status and management of noble crayfish *Astacus astacus* in Estonia. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* (394-395): 1-10

- Pieplow U. 1938. Fischereiwissenschaftliche monographie von *Cambarus affinis* Say. Zeitschrift für Fischerei, Zeitung B(34): 349-440
- Richards K. 1983. The introduction of the signal crayfish into the United Kingdom and its development as a farm crop. Freshwater Crayfish 5: 557-563
- Sakowicz S., Kompowski A. 1961. Ikra w pokarmie raka pręgowatego (*Orconectes limosus* (Raf.)). Roczniki Nauk Rolniczych 81(2): 377-388
- Schikora F. 1903. Über die Krebspest und ihren Erreger. Fischerei Zeitung (6): 353-355
- Schikora F. 1906. Die Krebspest. Fischerei Zeitung (9): 529-532
- Schulz R. 2000. Status of the noble crayfish *Astacus astacus* (L.) in Germany monitoring protocol and the use of RAPD markers to assess the genetic structure of populations. Bulletin Française de la Pêche et de la Pisciculture (356): 123-138
- Schulz R., Śmietana P. 2001. Occurrence of native and introduced crayfish species in Northeastern Germany and Northwestern Poland. Bulletin Française de la Pêche et de la Pisciculture (361): 629-641
- Seligo A. 1902. Die Fischgewässer der Provinz Westpreussen. Commission Verlag von L. Saunier's Buch und Kunsthandlung in Danzig. Danzig
- Skalski A. 1994. Rozmieszczenie raków. W: Leszczyński S. (red.). Atlas zasobów, walorów i zagrożeń środowiska geograficznego Polski. Polska Akademia Nauk. Warszawa
- Skurdal J.G., Taugbøl T. 2002. *Astacus*. W: Holdich D.M. (red.). Biology of Freshwater Crayfish. Blackwell Science Ltd. London: 467-510
- Śmietana P. 2006. Analiza porównawcza wybranych cech morfometrycznych szczypiec raków występujących w wodach Polski. Człowiek i środowisko Pomorza Zachodniego 1: 357-364
- Śmietana P. 2011a. *Orconectes limosus* (Rafinesque, 1817). W: Okarma H., Pawłowski J. Głowaciński Z., Solarz W. (red.). Alien species in the fauna of Poland. Instytut Ochrony Przyrody PAN. Kraków: 201-205
- Śmietana P. 2011b. *Pacifastacus leniusculus* (Dana). W: Okarma H., Pawłowski J. Głowaciński Z., Solarz W. (red.). Alien species in the fauna of Poland. Instytut Ochrony Przyrody PAN. Kraków: 201-205
- Śmietana P. 2013. Uwarunkowania rozmieszczenia i mechanizmy konkurencji międzygatunkowej raka szlachetnego (*Astacus astacus* L.) i raka pręgowatego (*Orconectes limosus* Raf.) w wodach Pomorza. Rozprawy i Studia - Uniwersytet Szczeciński
- Śmietana P. 2016. Pomorski Zwrotnik Raka. Pomorski Zespół Parków Krajobrazowych. Słupsk
- Śmietana P., Krzywosz T. 2006. Determination of the rate of growth of *Pacifastacus leniusculus* in Lake Poblędzie using polymodal length frequency distribution analysis. Bulletin Francais de la Peche et de la Pisciculture (380-381): 1229-1244
- Śmietana P., Krzywosz T., Strużyński W. 2004. Review of the national restocking programme "Active protection of native crayfish in Poland" 1999-2001. Bulletin Francais de la Peche et de la Pisciculture (372-373): 289-299
- Söderbäck B. 1993. Population regulation in two co-occurring crayfish species. Acta Universitatis Upsaliensis. Rozprawa doktorska
- Söderbäck B. 1994. Interactions among juveniles of two freshwater crayfish species and a predatory fish. Oecologia (100): 229-235
- Söderhäll K., Gydemo R., Petersen P. 1994. Noble crayfish controversy in Scandinavia. Swedish Aquaculture Society. Crayfish NEWS 16(4): 1-10
- Souty-Grosset C., Holdich D.M., Noel P. 2006. Atlas of crayfish in Europe. Museum National d'Histoire Naturelle. Paris
- Starobogatov Y.I. 1995. Taxonomy and geographical distribution of crayfishes of Asia and East Europe (Crustacea Decapoda Astacoidei). Arthropoda Selecta 4: 3-25
- Strużyński W. 1999. Rak szlachetny (*Astacus astacus*) reliktem naszych wód. Przegląd Rybacki 24: 26-30
- Strużyński W., Śmietana P. 1999. On the distribution of crayfish in Poland. Freshwater Crayfish 12: 825-829
- Strużyński W. 2007. Raki. Wydawnictwo Klubu Przyrodników. Świebodzin
- Swahn J.Ö. 2004. The cultural History of Crayfish. analysis. Bulletin Francais de la Peche et de la Pisciculture 372-373: 243-262

- Szaniawska A., Normant M., Michałowska M., Kamińska A. 2005. Morphometric characters of the freshwater American crayfish *Orconectes limosus* Raf., from the Vistula Lagoon (Poland). *Oceanological and Hydrobiological Studies* 34(1): 195-207
- Taugbøl T., Skurdal J. Håstein T. 1993. Crayfish plague and management strategies in Norway. *Biological Conservation* 63: 75-82
- Taugbøl T., Waervagen S.B., Linlokken A.N., Skurdal J. 1987. Post moult exoskeletal mineralization in adult noble crayfish, *Astacus astacus*, in three lakes with different Freshwater Crayfish 11: 219-226
- Westman K. 1972. The population of the crayfish, *Astacus astacus* L. in Finland and the introduction of the american crayfish *Pacifastacus leniusculus* Dana. *Freshwater Crayfish* 1: 42-55
- Westman K. 1985. Effects of habitat modification on freshwater crayfish. W: Alabaster J.S. (red.). *Habitat modifications and freshwater*. Butterworths. London: 245-255
- Westman K., Pursiainen M. 1979. Development of the European crayfish *Astacus astacus* (L.) and the American crayfish *Pacifastacus leniusculus* (Dana) populations in a small Finnish lake. *Freshwater Crayfish* 4: 419-426
- Westman K., Savolainen R., Julkunen M. 2002. Replacement of the native crayfish *A. astacus* by the introduced species *P. leniusculus* in a small, enclosed lake: a 30-year study. *Ecography*(245): 53-73
- Westman K., Savolainen R., Pursiainen M. 1993. A comparative study on the growth and molting of the noble crayfish, *Astacus astacus* (L.), and the signal crayfish *Pacifastacus leniusculus* (Dana) in a small forest lake in southern Finland. *Freshwater Crayfish* 9: 451-465
- Wiktor J. 1955. Rak amerykański *Cambarus limosus* Raf. *Wszechświat* 3: 31-32
- Willamson M., Fitter A. 1996. The Varying Success of Invaders. *Ecology* 77: 1661-1666

The impact of alien species on the state of the population of freshwater crayfish in Poland – history and present state

Abstract

Alien species from the North American continent deliberately introduced by man into European waters caused reconstruction of species composition across the continent. On the example of freshwater crayfish, we can observe all the mechanisms that reduce the biodiversity of ecosystems due to the introduction of alien species. Polish waters, especially in Pomerania, are a kind of experimental training ground for the above-described phenomena that occur on the level of crustaceans. This paper presents the history of displacement of the native species of noble crayfish by invasive species, namely the spinycheek crayfish *Orconectes limosus* and signal crayfish *Pacifastacus leniusculus*.

Keywords

native species, invasive species, spinycheek crayfish, signal crayfish, noble crayfish

Native species

Out of all five indigenous European species of crayfish (Souty-Grosset et al. 2006), only the noble crayfish, *Astacus astacus*, is a species that certainly settled Polish waters „since forever” (Fig. 9). The history of changes in this species's occurrence in the area of present-day Poland is an excellent example to illustrate the consequences of introducing alien species.

The situation of freshwater crayfish in Poland, especially in Pomerania, can be described as representative of the entire area of noble crayfish natural occurrence. Practically all phenomena determining the change of its occurrence in Europe occurred in this region. It can also be assumed that especially negative influences had the most primitive nature in Pomerania. Particularly, the biotic influences related to the invasion of alien species in this region have the longest history in the world. Pomeranian waters were the first waters in Europe, where the American species of spinycheek crayfish *Orconectes limosus* was introduced (Kulmatycki 1935), (Śmietana 2011a). The introduction of this species was a consequence of releasing another alien species from the American continent – fungus-related organism, Oomycetes, to the European waters. This organism was and is responsible for the mass dying out of native crayfish throughout Europe. The first cases of crayfish death caused by disease commonly called as „crayfish plague”, a consequence of infection with *Aphanomyces astaci*, were first listed in Lombardy (Italy) as early as 1859 (Alderman 1996). To date, the presence of this organism has led to the loss of subsequent locations of native crayfish. In Pomerania, until 1890, this disease destroyed practically all populations of commercially available noble crayfish. Therefore, research on the causes of the disappearance of native species was undertaken in Pomerania very early. The researcher F. Schikora, who first described this pathogenic species of *Aphanomyces astaci*, was from this region (from the Neudamm city – now Dębno Lubuskie) (Schikora 1903).

Historical determinants make Pomerania the area considered as a kind of „training ground”. In this relatively small area the mechanisms and their effects that influence the crayfish habitat have been present for the longest period of time and are determined by factors recognized as the most important across Europe. These include: „crayfish plague”, introductions and expansions of alien species, anthropopression (Souty-Grosset et al. 2006, Holdich 2002, Holdich et al. 2009). The detailed analysis of

the issue seems to make an important contribution to the understanding of mechanisms activated in biocenoses at the time of the alien species introduction, irrespective of their location on our continent.

It is worth noting, however, that often the qualification of a particular species as a native species may be difficult. For example as mentioned above, in Central Europe, including in the area of modern Poland and Pomerania, freshwater crayfish was most commonly represented by noble crayfish *Astacus astacus*. This species is undoubtedly considered native to these continental areas (Souty-Grosset et al. 2006). However, it is very difficult to accurately determine the borders of the native region of this species, since, apart from natural expansion (Elton 1957), it was most likely an anthropogenic translocation and introduction. Not knowing the causes of noble crayfish occurrence at the outskirts of his current habitat area leads to discussions about his qualification as a native species. For example, the presence of this species in the Scandinavian Peninsula is currently the subject of scientific discussion (Skurdal et al. 1999). There are sources suggesting that in the sixteenth century noble crayfish was brought to Sweden and it is not known whether these introduced individuals were the first representatives of its kind in Sweden (Abrahamsson 1972). While Gydemo claims (Soderhall et al. 1994) that *Astacus astacus* is a native species in Swedish waters. A similar situation occurs in Finland where, according to Westman (1972), there are indications that *Astacus astacus* is a native species, but the author admits that this claim is more a matter of speculation (Westman 1972). The occurrence of this species in many other regions of Europe is problematic. According to the study (Albrecht 1983), apart from Scandinavia, such problematic areas include the Iberian Peninsula, the British Isles and Eastern Switzerland. Generally *Astacus astacus* was considered as non-native species in Switzerland (Buttiker 1987), but in the eastern part of the country it was considered a native species (Carl 1920).

On the basis of the work carried out in the first half of 2000 (Souty-Grosset et al. 2006) within the European Thematic Network „Craynet”, the current occurrence of noble crayfish on the continent has been confirmed in at least 36 countries: Albania, Andorra, Austria, England, Belarus Bulgaria, Croatia, Montenegro, Czech Republic, Denmark, Estonia, Finland, France, Greece, Netherlands, Lithuania, Liechtenstein, Luxembourg, Latvia, Macedonia, Moldova, Germany, Norway, Poland, Russia, Romania, Serbia, Slovakia, Slovenia, Sweden, Switzerland, Ukraine, Hungary and Italy. Of the above mentioned countries, England, eastern and southern France, Andorra and practically the whole of Italy and Norway are considered a non-native habitat areas for noble crayfish. Studies have shown that the current non-native presence of this species in Europe is relatively sporadic and it is definitely a prevalence with tendency to retreat rather than invasive expansion. According to “the tens rule” (Williamson and Fitter 1996), which implies that permanent populations are established from 10% of species introduced to new habitats, noble crayfish seem to belong to the remaining 90%. For example, in the Iberian Peninsula, noble crayfish was imported in the 50s of the twentieth century and was a victim of the „crayfish plague” at the end of the 1970s (Diéguez-Uribeondo 2006), and the it was exactly the crayfish brought from Germany in 1965 that was considered a precursor to the disease in Spain (Cuéllar and Coll 1983). Currently, noble crayfish is not found in the waters of the Iberian Peninsula (Holdich et al. 2009). According to Johansen and Pietkiewicz (Brodski 1981), noble crayfish was introduced in Siberia, but lack of up-to-date data on the effectiveness of these procedures indicates their failure. Precisely because of the lack of lasting introduction success, modern knowledge of the unsuccessful introductions of this species in Europe is very limited. Successful introductions, which leave a trail in the form of permanently occurring populations, generally create the impression of greater adaptability of the species than it actually is. The noble crayfish fits in perfectly with this condition. Such successful introductions happened in the 1980s in Morocco (Mouslih 1987) and on the British Islands, where *Astacus astacus* was imported and introduced some 400 years ago due to the high culinary value (Richards 1983).

Data on the exact number of locations of this species is constantly being collected and updated in all European countries, but it points to the disappearance of this species and the importance of its introduction. In France, the noble crayfish occurs in 76 locations where it is cultured; natural populations, however, are the subject of protection introduced since 1983 (Arrignon 1996) despite the problematic status of the native species. In Belgium, 43 sites were found in 1982-1985, but only 18 were characterized by relatively large numbers, and 14 were in private ponds (Gerard 1986). Brodski (1981) and Wesenbeg and Lund (1939) give information on the introduction of this species to waters in Denmark. In the Federal Republic of Germany Dehus has found 89 species habitats (Dehus 1990). Bott (1950) states that populations in the south of the country (Danube Basin) are the result of the introduction. Probably the result of successful introductions has come from the fact that presently in Germany there are at least 719 populations of this species (Schulz 2000).

The noble crayfish in the area of its prevalence, which can generally be considered as „natural” (ie, where its presence is promoted) is subject to strong human influences, which clearly reflects the local distribution of locations occupied by it.

Skurdal and Taugbøl (2002) report the habitat area borders are at latitude 63° north in Norway, 61° in Sweden and 67° in Finland. Estonian noble crayfish has been found in 255 locations (Paaver and Hurt 2009). Lithuanian noble crayfish are also considered as native species. It occurs in 91.5% of lakes where freshwater crayfish is found. *Astacus astacus* occurs in the eastern part of Lithuania (Burba 1994) and its presence on the island in the western part of the country is due to anthropopression (Cukerkis 1973). In total, this species is collected from 95 lakes, 6 ponds and 35 other waters with the total length of 35 km (Burba 1994). In Belarus, prevalence of noble crayfish has been confirmed at 30 sites, mainly in small rivers (Kulesh et al. 1999). Brodski (1981) reports on the existence of 12 locations and the same amount of introduction places of this species. Fiedotov (1993) reports the occurrence of noble crayfish in the European part of Russia. Relatively few locations of this species are found in Romania and the Balkan Peninsula (Souty-Grosset et al. 2006), but this may be due to the poor analysis of present colonisation. For example, Krupauer (1972) lists 17 *Astacus astacus* locations in the Czech Republic alone, whereas present verification data show the presence of this relatively common species in the Czech Republic and Slovakia (Souty-Grosset et al. 2006). Noble crayfish are also found in a select few locations in Turkey near Istanbul (Starobogatov 1995) and Albania (Karaman 1963).

The noble crayfish in Poland is undoubtedly recognized as a native species by many authors (Gajewski and Terlecki 1956, Lechcow 1962, Kossakowski 1966, Jażdżewski and Konopacka 1998, Strużyński 1999, Krzywosz i Śmietana 2004, Śmietana et al. 2006). It is one of the species of native invertebrates whose rate of disappearance in recent decades indicates the real possibility of losing that element of water biocenose. Data on changes in the prevalence and abundance of noble crayfish in Poland clearly confirm this statement (Schulz and Smyth 2001), (Smyth et al. 2004).

The presence of noble crayfish in Poland was not well documented in the past. Only the data published by Seligo (1902) can be used as a basis for determining the primary range of this species. This author analyzed the ichthyofauna and astacafauna in all Pomeranian lakes used as fishing grounds (belonging back then to Eastern Germany). This work contains extremely valuable data on the natural selection of the habitat of the noble crayfish – the only crustacean species that was commercially caught in those years. However, this data may also be incomplete, due to the relatively late data compilation period. At the beginning of the twentieth century, when Seligo (1902) was collecting data for his publication, at least for 15 years episodes of the „crayfish plague” had been erupting, destroying progressively more noble crayfish sites (Kossakowski 1964). The first comprehensive study on the range of all occurring noble crayfish species in Poland was undertaken in 1958 by Leńkowa (1962). On the basis of the research results of this author, the number of noble crayfish locations preserved in Poland was assessed at 547, of which 86 were in Pomerania (Śmietana et al. 2004). Since Leńkowa's

work (1962) was based on the analysis of surveys submitted by fishermen, it was probably impossible to find all the actual locations. This was confirmed by research conducted in the years 2000 under the joint Polish-German research in Pomerania (Schulz and Śmietana 2001). In the course of the research, the locations of this species not reported by Leńkowa were found (1962). For this reason, the results of comparisons illustrating the rate of change in the disappearance of the noble crayfish described by Śmietana et al. (2004) stating that the rate of decrease of the number of locations in Pomerania was from 86 locations in 1953 to 22 in 2002, should be interpreted as significantly faster than indicated by direct comparing the above.

Because the specifics of the noble crayfish prevalence are related to the distinct isolation of particular habitats, and given the dynamics and nature of the “crayfish plague” spreading (Taugbøl et al. 1993), any information or comparison results suggesting another location disappearance should be interpreted as the loss of another separate population of this species. In light of the above, even loss of a single location is in principle a significant reduction of biodiversity at the level of the gene pool depletion. For this reason, *in-situ* research in order to preserve the noble crayfish species is of particular importance. The current species range and individual analysis should be the core of the studies, which should be understood as the need to analyze and study each preserved location as well as those relatively „freshly” lost.

The analysis of published data on the noble crayfish range in Poland indicates that monitoring of lost populations had not been conducted until now, there had only been results that more or less precisely determined the range of occurrence of the species. These types of analysis can be found in few works – Leńkowa (1962), Kossakowski (1966), Kossakowski and Orzechowski (1974), Jażdżewski and Konopacka (1993), Skalski (1994), Strużyński and Śmietana (1999), Śmietana et al. (2004) and Krzywosz and Śmietana (2004).

The above analysis are usually point-based in the time scale, and methodological discrepancies in data collection have not so far prompted the authors to analyse the variation in the noble crayfish range and its dynamics. This data only outlines a process that can be expected in the current age of anthropogenicity, and it's only an intuitive approach to determine the direction of *astax* faunal change.

The dynamics of change and intensity of propagation of species disappearance analysis is, however, of key importance in the light of the global need to take action to save the native species. It is necessary to estimate how much time is left to save the noble crayfish species, taking into account both the dynamics of its disappearance and the dynamics of the invasion of the competitive species, which is the spinycheek crayfish.

Information about the spread of spinycheek crayfish species, similar like in the case of the noble crayfish, allowed only for a relatively precise identification of the range of this species, which is merely one of many aspects of its invasion. Kulmatycki (1935, 1936, 1938) and Pieplow (1938), as well as Kossakowski (1956), Leńkowa (1962), Kossakowski and Orzechowski (1974), and more recent studies presented by Jażdżewski and Konopacka (1993, 1998), Krzywosz et al. (1994), Strużyński and Śmietana (1999), Szaniawska et al. (2005), Souty-Grosset et al. (2006), Jaszczolt and Szaniawska (2011) and Śmietana (2011a) – all of these author's analysis show mainly the range of spinycheek crayfish occurrence. They do not fully reflect the dynamics of the propagation of a species expressed by a specific increase in concentration. Concentration is understood as an increase in the number of occurrences within the stated range. The basis for determining the dynamics lies in the need to identify as accurately as possible the current distribution of species in the time domain, allowing for registering the changes, particularly in areas where species coexist. This permits a comprehensive assessment of parallel changes between occurrence of the native and alien species, thus providing a basis for evaluating the nature of interspecies interaction and anticipating effects.

As a result, any up-to-date analysis of the freshwater crayfish species occurrence in Pomerania should be treated as a great opportunity to obtain information that determine the direction of saving native species and limiting the expansion and the influence of American crayfish species.

The “Atlas of crayfish in Europe” (Souty-Grosset et al. 2006) indicates that Poland is a country with a lack of native species and the prevalence of alien species represented here by spinycheek crayfish *Orconectes limosus*. The reason for this situation lies primarily in the pioneering processes that influence the spread of crayfish throughout Europe. For this reason, the description of the exact distribution of particular species in the Pomerania area may be the basis for predictions of the direction and nature of crayfish fauna changes in the rest of Europe. The time factor in this region is most definitely important, and thus, simplifying the presentation of the problem, there are reasons to believe that what happened in Pomerania is most likely to happen or is happening now in other parts of Europe. Therefore, when it comes to investigating the mechanisms that govern the displacement of native species by the american species, getting to know the exact situation of crayfish in Pomerania is of prime importance.

The current crayfish distribution, especially of the alien species – spinycheek and signal crayfish – in this area, should be considered as the basis for describing the mechanisms of native species disappearance and thus for validating the thesis of Pomerania’s exceptional importance in explaining the mechanism of crayfish displacement, disappearance of native crayfish in the aspect of increasing the efficiency of actions taken to preserve the native species.

Spinycheek crayfish. *Orconectes limosus* Raf., 1817

An alien species with an exceptionally long history of invasion in the area of its introduction is undoubtedly the spinycheek crayfish (Fig. 10). In the case of crustaceans probably, and in the case of tenths, this is certainly the longest-running history of alien species invasion in the world. An invasion that can be described as successful for the invasive species and lasting still to this day. At present, this North American species occurs in waters of at least 18 European and 1 African country.

The dynamics of spinycheek crayfish invasion is relatively best described for Polish territory (Smyth 2013). The introduction of 100 individuals of this species happened here in 1890. It was carried out by the outstanding German fisherman Max von dem Borne in Barnówek near Dębno Lubuskie (West Pomeranian province). The purpose of this introduction was to rebuild fishermen’s income after the „crayfish plague” that harmed the noble crayfish. To date, it is not known why out of about 300 North and Central American species of crayfish, Max von dem Borne chose the spinycheek crayfish. The knowledge of the species’s resistance to „crayfish plague” was certainly the basis. In addition, the scientific name of the species at that time was *Astacus limosus*. Therefore, it can be assumed that Max von dem Borne chose the closest known kinship possible at that time. For this reason, his choice should not be judged in the light of what we know today. The German breeder acted in accordance with the common scientific knowledge that the introducing the spinycheek crayfish and brown bullhead would bring only economic and environmental benefits. Considering this, one should rather doubt the widespread information that one individual spinycheek crayfish escaped from the pond that it was introduced in, into the nearby river Myśla and thus spread in Europe. The results of analyzes of changes in the distribution of this species in the following years in Pomerania discredit the theory of spinycheek crayfish escape. All indications are that it was deliberately introduced to various places that were often far away from the original introduction place by fishermen, who hoped to obtain revenues from its commercial use. The above data is illustrated by the analysis (Śmietana 2013) that by the autumn of 1939, the number of locations in Pomerania increased by at least 20.

The map (Fig. 11) illustrates the distribution of spinycheek crayfish in Pomeranian waters, described in the literature until 1939. The character of the resultant distribution in this period clearly indicates

that the propagation of the species from the place of primary introduction could not have proceeded through a natural dispersion. Another period of invasion resulting in changes in species distribution in the mid-twentieth century (1950-1975) is presented on the map (Fig. 12).

The most complete data on the distribution of spinycheek crayfish from this period is delivered by Leńkowa (1962), who described 51 locations of this species. The rest of the locations was described on the basis of information from other authors, who in their work reported the location of the spinycheek crayfish in a verifiable manner.

This period of time can be considered as the onset of the mechanism of the noble crayfish displacement by the invasive species. At that time, the locations of the spinycheek crayfish were located in the immediate vicinity of the noble crayfish locations.

On the basis of data comparisons on the historical prevalence of noble crayfish in Pomerania, a gradual taking over of primary locations inhabited by noble crayfish, by spinycheek crayfish was recorded. In the pre-war period Kulmatycki (1935, 1938) from 8 described by himself spinycheek crayfish locations, he points out one location that is a place of co-occurrence with noble crayfish (river Brda). Comparative analysis shows that 5 other locations were listed at the beginning of the century as places of noble crayfish occurrence – two sites in the Wda river, Lake Bysławek connected with Lake Bysław and Lake Wierzcha (Mukrz).

Of all the noble crayfish locations known in the early 20th century after 1960, at least 20 new locations were colonized by spinycheek crayfish, of which 9 were recorded by Leńkowa (1962), 4 locations by Gajewski and Terlecki (1956), 3 locations by Sakowicz and Kompowski (1961), 2 locations by Kossakowski (1964) and 3 locations by Wiktor (1955).

Terenological verification of historical data on the occurrence of spinycheek crayfish and field studies on the occurrence of this species in Pomerania conducted in the years 1998-2010 allowed to obtain the cartographic analysis of the current distribution of this species. The present occurrence of the spinycheek crayfish in Pomerania is presented on the map (Fig. 13).

This study also allows for a thorough analysis of the degree of displacement of noble crayfish locations by spinycheek crayfish in Pomerania. The Table 2 shows the number of known spinycheek crayfish locations in Pomerania in the past 110 years.

Tab. 2. Comparison of the number of spinycheek crayfish locations in Pomerania in the years 1900-2010 based on their occurrence in different types of waters (source: Śmietana 2013)

Date	1901	1939	1950-1970	2010
Lakes, ponds	3	9	76	764
Rivers	1	14	25	92
Total	4	23	101	856

By compiling the data presented in the tables (Tab. 2 and Tab. 3), we can note large variations in the number of species locations. The present number of known spinycheek crayfish sites accounts for only 7.8% of their state at the beginning of the century. The situation of spinycheek crayfish in Pomerania, illustrated by changes in number of locations over the last century, looks opposite to the situation of the noble crayfish situation. It is characterized by a dynamic increase in the number of locations, particularly in the second half of the 20th century. Proposed by Śmietana (2013) visualization of tendencies of changes in number of species locations presented in Fig. 13 shows an exponential nature of this growth. The occurrence of critically decreasing noble crayfish habitat numbers and the invasive nature of the increase in the number of spinycheek crayfish should be noted. The use of exponential

trend method allowed to obtain a view of changes in the number of species studied in Pomerania. The main advantage of this presentation is the ability to forecast changes in the species distribution in Pomerania. Therefore, using the above models, the estimated date of total disappearance of the noble crayfish in the examined area is the 50s of the 21st century.

Taking into account the exponential growth of the current number of the examined species, the occurrence of critically decreasing noble crayfish locations numbers and the invasive nature of the increase in the number of spinycheek crayfish should be noted. The use of exponential trend illustrations allowed to obtain a model view of changes in the number of species studied in Pomerania. The use of exponential trend method allowed to obtain a view of changes in the number of species studied in Pomerania. The main advantage of this presentation is the ability to forecast changes in the species distribution in Pomerania. Therefore, using the above models, the estimated date of total disappearance of the noble crayfish in the examined area is the 50s of the 21st century. However, this date should be interpolated in terms of changes in the number of spinycheek crayfish locations in Pomerania. This analysis allows us to assume an earlier date – 2020.

It is expected that lakes will be completely seized by this species of crustaceans in Pomerania. According to the current dynamics of growth, this year the indicative number of locations may reach 2050, ie close to the total number of all lakes in Pomerania. In addition, considering antagonistic nature of coexistence of the noble crayfish with the spinycheek crayfish, we can assume that the native species will retreat from the Pomeranian waters much faster than the model statement indicates. The illustration in the Fig. 14 indicates the predominant, degradative nature of spinycheek crayfish invasion among all the other factors potentially eliminating the noble crayfish from its original location. The role of invasive spinycheek crayfish is underlined by the fact that the noble crayfish has been completely replaced in all of its historical locations. Thanks to the precise localization of noble crayfish locations at the beginning of the century, it was possible to check the current state of astax fauna in each water body.

Tab. 3. Breakdown of locations showing the level of displacement of the noble crayfish by spinycheek crayfish (source: Śmietana 2013)

Author	Seligo (1902)	Leńkowa (1962) et al. (1950-1975)	Author's own research (1998-2010)
Number of verified locations	318	125	37
Number of spinycheek crayfish locations at the site of the historical occurrence of the noble crayfish	253	121	7*
Number of currently confirmed noble crayfish locations	6	2	37
Number of locations with no occurrence of any species of crayfish	59	2	0

*Coexistence of both species

The results of these studies are presented in the table (Table 3). The data indicate a high degree of takeover of the native species habitat by spinycheek crayfish. Locations verification revealed over 79.5% displacement level.

Taking into account the present number of locations registered as being totally devoid of crayfish, the level of native crayfish displacement can be estimated at 98.1%. All water bodies in which no crayfish were found, were characterized as markedly degraded habitats. In all cases analyzed the area of the water surface has decreased significantly over the last 100 years, and in a dozen or so cases, the

reservoirs dried up or were completely drained. Other basins of this type usually located within the village were characterized by signs of strong eutrophication – permanent algal blooms and siltation of the reservoir. The results of such observations indicate that, in addition to coexistence with spinycheek crayfish, the deterioration of habitat conditions has a degrading effect on the noble crayfish distribution and plays a significant role in shaping intra-species competition.

Hence, learning this region's nature becomes meaningful in the light of gaining the knowledge about conditions that may be relevant in the process of noble crayfish locations disappearance and the expansion of the American crayfish species in Pomerania. Long-term observations have confirmed the possibility of the noble and spinycheek crayfish co-existing in the same lake (Śmietana 2013).

Changes in the noble crayfish population in the lakes of its exclusive occurrence comparing to changes in the lakes with coexistence of two species, indicate the negative impact of the coexistence on the native species. Its effect was a decrease of the noble crayfish population in the following years.

By recording possible long-term natural coexistence of these species (Śmietana 2013), it has been shown that the competitive displacement is not exclusively related to transmission of the „crayfish plague” pathogen *Aphanomyces astaci*. The competition mechanism in Pomerania is thus based on differences in the characteristics of the populations of competing species.

The noble crayfish in its first five years of life is characterized by a comparable rate of individual growth to the spinycheek crayfish residing in the lakes from which native species have been recently displaced. The growth of the spinycheek crayfish tends to be more dependent on environmental conditions than the growth of the noble crayfish. The pleuropodal fecundity of the average spinycheek crayfish female individuals is significantly higher than that of the noble crayfish female individuals. The spinycheek crayfish female individuals in all lakes studied were characterized by high fertility in comparison with other populations of this species – Polish, European and American. The pleuropodal fecundity of the noble crayfish from Pomerania is on a typical level for this species.

A summary of the results of growth rate and pleuropodal fecundity indicated the existence of a clear reproductive advantage of the spinycheek crayfish over the noble crayfish. It showed that the average three-year-old female spinycheek crayfish carries a number of eggs similar to that recorded in a six or seven-year-old female noble crayfish. This determines the significant difference in the reproductive potential of the population of the alien species. Comparatively, same growth potential that the spinycheek crayfish reached in the fifth year of its population (build from a single female), the noble crayfish population is able to reach after 11 years. The differences in the rate of fecundity of the examined species show the signs of different growth and reproductive strategies – the „r-strategy” in case of spinycheek crayfish and „K-strategy” in the noble crayfish population.

Large differences in fecundity and the absence of distinct differences in the rate of individual growth between species indicate that interspecific competition may be particularly strong during the recruitment period, ie 0+ age. Comparative studies of crayfish at 0+ age, under the cage culture conditions (Śmietana 2013), show evidence of intra- and interspecific competition in the noble crayfish and American crayfish population.

The growth of the crayfish's body size during the experiment indicated that both the location and experimental conditions were favorable for both of the species and did not favor any of them. The strongest reducing effect on the attainable size of the noble crayfish under the experimental conditions was coexistence with the spinycheek crayfish, which was particularly noticeable at high densities.

The spinycheek crayfish that coexists with the noble crayfish in low densities has a larger body size than the one in a mono-specific population, in the same density. In higher densities, the size reducing impact of overgrowth was not dependent on the fact of coexisting with the noble crayfish. The effects

of competition on species was measured by their body length growth during 3 months of culture. It was found that in the case of noble crayfish, the interspecific competition influenced the size relatively more than the intraspecific competition. The opposite effect was observed in the case of spinycheek crayfish. There was no such dependency in the experimental conditions in the case of a single crayfish.

Under the experimental conditions (Śmietana 2013), the noble crayfish was significantly smaller in size than the spinycheek crayfish. This phenomenon occurred in all distribution settings and conditions, targeting intra-species and intra-species competition analysis. The weight comparison showed particularly distinct differences. The spinycheek crayfish coexisting with noble crayfish in low densities attained an average weight of 5.5 g, while the noble crayfish under the experimental conditions of over-growth and coexistence reached a mass of more than four times lower.

In the applied distributions the survival of the noble crayfish was not dependent on the density of its species. Coexisting with the spinycheek crayfish clearly affected the survival rate of the noble crayfish, especially in high densities, where it dropped by almost half to 37%. The recorded decline in survival of the spinycheek crayfish was related to the high density of its own species. The high competitiveness of spinycheek crayfish was confirmed by the signal crayfish's survival rate which was significantly higher in the case of coexistence with the noble crayfish than with the spinycheek crayfish.

The noble crayfish body length in the hatching process was higher than the spinycheek crayfish body length, but situation reversed after one month under experimental conditions (Śmietana 2013). After three months, the body length of the spinycheek crayfish was more than double that of the noble crayfish. Intraspecific competition measured by the number of individuals losing claws (chela) was significantly higher in the case of noble crayfish. Interspecific competition measured by the aggravation of this phenomenon most strongly affected the noble crayfish and showed a loss of chela by more than 80% of individuals, regardless of population density. The competitive advantage of the spinycheek crayfish is related to the larger size of its weapon, the chela. The difference in the chela length between those of the spinycheek crayfish and the noble crayfish was about double. It has been shown that this advantage is associated with a faster growth rate of the spinycheek crayfish body, rather than differences in body proportions.

The competitive impact of spinycheek crayfish on the noble crayfish is particularly strong during the recruitment period, i.e. in the first year of life. The mechanisms of competition that take place during this period may be considered significant for the displacement of the native species by the invasive species. Studies (Śmietana 2013) have shown that invasive spinycheek crayfish has a multi-faceted advantage in interspecies competition over native crayfish. The advantage of the alien species results from better adaptation to the conditions offered by the present state of the Pomeranian lakes. It is also associated with the superiority of the „r-strategy” of survival, manifested by the more dynamic pace of reproduction. Despite the possibility of relatively long coexistence of these species in one reservoir, it results in the successful elimination of the noble crayfish from its natural habitat. It has been shown that the effects of direct competition are particularly strong in the early stages of crayfish life.

Signal crayfish. *Pacifastacus leniusculus* Dana, 1852

The present situation of noble crayfish in relation to the above-described invasion of the spinycheek crayfish is further complicated by the expansion of another type of American crayfish that has been taking place since the 1970s. Signal crayfish *Pacifastacus leniusculus* is currently another deadly threat to the last surviving populations of the native species (Fig. 15).

This species, due to its comparable to the noble crayfish size, and being the largest species of freshwater crayfish in North America, was the subject of many anthropogenic introductions beyond its natural

range. From 1895 to 1916, the species was transferred from Washington State to Lake Tahoe in eastern California on the Nevada border. Introduction of this species to waters in the San Francisco Bay Area and subsequent interspecies competition is considered to be the leading cause of total extinction of the endemic species of *Pacifastacus nigrescens* (Bouchard 1977). Another endemic species endangered by the introduction of the signal crayfish in the American continent is *Pacifastacus fortis* (Daniels 1980). Same as in the case of spinycheek crayfish, the main cause of the anthropogenic propagation of the species was its commercial exploitation. Thus, in the 1990s, the spread of the signal crayfish in the western states of North America allowed the exploitation on the level of 300-500 tonnes, including another species of *Procambarus clarkii* (Huner 1994). The commercial attractiveness of this species was the reason for its introduction in Japanese waters from 1926 to 1930. Under new conditions, the signal crayfish has acclimated and contributed to limiting the occurrence of Japanese native crayfish – *Cambaroides japonicus* (Kawai and Hiruta 1999).

The European „career” of signal crayfish begins at the end of the 1950s. In 1959, a decision was made to introduce the signal crayfish to a lake in southern Sweden. At the same time another American crayfish, *Orconectes virilis* (Hagen), was introduced. Of these two species, only the signal crayfish acclimatized to form a stable population (Śmietana and Strużyński 1996). The reason for these introductions was an attempt to find a species of freshwater crayfish that would be able to „replace” in Sweden the wiped out by „crayfish plague” (about 95% of the species) noble crayfish *Astacus astacus*. The immunity of North American crayfish to *Aphanomyces astacus* was the main reason why these new species were introduced. The decision on these introductions was also a result of strong social pressure on the Swedish authorities linked to the unique role of the crayfish in Swedish culture and traditions, including culinary (Swahn 2004).

After a successful first attempt, the signal crayfish has been chosen as a substitute for Swedish noble crayfish, also due to their relatively close phylogenetics relationship, high utility and potentially economically viable breeding. The introduction in 1960 of 60,000 individuals of this species from Lake Tahoe, California, guaranteed the prevailing of the signal crayfish in Swedish waters, and consequently also in the waters of other 21 European countries. The 69 lakes were inhabited by the signal crayfish (Brinck 1983). The next step was, in the same year, the approval of the Swedish National Board of Fisheries to set up the Akvatiska Avelslaboratory Signal Crayfish Breeding Centre in Simontorp near Blentarp in southern Sweden. This center after importing another 50,000 individuals from Lake Tahoe, produced the first 200,000 „crayfish babies” that were used for introductory purposes in the 1970-1971. The Simontorp Center, based on its own herd, has cultured over 20 million offsprings. On basis of this material, at least 2697 locations of signal crayfish were established in Sweden up to 1996 and introduced to waters of 20 other countries, including Poland.

Similar as in Sweden, the purpose of bringing signal crayfish to Poland was to obtain the economic benefits of fishery use, in this case based on the sale of crayfish. According to Śmietana (2011a) introducing signal crayfish to Poland started in 1971. One year later, the team of Professor Józef Kossakowski from the Institute of Inland Fisheries in Olsztyn brought the first batch of 1000 individuals aged 0+ (Kossakowski et al. 1983, Kossakowski 1983, Krzywosz 1994). The material came from the Simontorp centre in Sweden. Until 1977, 29,000 individuals were imported, 25,100 of whom were admitted to mesotrophic Lake Garbaś near Stare Juchy. The rest of the material was put experimentally into the stocking centre in Brynsk near Działdowo and into the Brynica River. According to published reports (Gondko and Girsztowtt 1987, Jażdżewski and Konopacka 1995, Krzywosz et al. 1995) these actions did not result in obtaining a stable population, although the authors take into account the possibility of signal crayfish survival at the aforementioned locations.

In 1979, the crayfish from the next batch, which consisted of 10,000 individuals, were held in the pools of the Inland Fisheries Institute in Olsztyn, in the pools of the River Fishery Laboratory in Oliwa

and in the pools of the stocking center in Naryjski Młyn near Morań. A part of the imported crayfish (4,200 individuals) was released to the excavation site near Ełk, where up to 1991 fully grown individuals were still caught. In 1983, 70 adult individuals from the above-described batch were released to Szeląg Wielki Lake near Olsztyn.

The last batch of the signal crayfish from Simontorp was brought to Poland in 1991 (7,000 individuals) and 1992 (3,200 individuals). They were cultured in the Stocking Center in Gawrych Ruda (Polish Angling Association) and the Experimental Stocking Center „Dgał” in Pieczarki near Gizycko (Institute of Inland Fisheries). The purpose of this introduction was to develop methods of breeding the species (Krzywosz et al. 1995). In 1995, adult individuals that remained after the study were returned to the breeding ponds in Żelice near Koszalin belonging to the „Aquamar” company from Miastko, a fish and crayfish farm.

Current research (Śmietana, unpublished data) indicates that the species from ponds near the Wieprz river tributary has spread practically throughout the entire length of the river including the estuary. In the mid-2000s, the signal crayfish that originated from this introduction displaced the noble crayfish from Lake Zamkowe. The presence of the signal crayfish in 2016 (Śmietana, unpublished data) was confirmed in the Wieprz river tributaries, i.e. Studnica and Pokrzywna. The expansion of this species in Pokrzywna river is a deadly threat to the best-preserved noble crayfish population in Pomerania. In addition, the occurrence of the signal crayfish is also reported in 4 lakes located near Miastko. This species has also taken the area of the basin Słupia – probably also because of the introduction by man. Here too, at least one population of the noble crayfish is at risk of competitive displacement. Research has shown (Śmietana 2013) that area of the Drawa National Park is another independent location of the signal crayfish expansion. Here at the beginning of the 90s, mature individuals of signal crayfish (imported from Sweden) were illegally introduced into the waters of two lakes, Krzywy Róg and Adamowo. From Lake Adamowo, connected to the Drawa River, this species has entered the river and is now relatively common in the waters of Drawa National Park.

In 2011 (Śmietana 2011) the occurrence of the signal crayfish in at least 18 natural locations in Poland was reported (Jażdżewski and Konopacka 1993, Jażdżewski and Konopacka 1995, Krzywosz et al. 1995, Śmietana and Krzywosz 2005), 11 of which were confirmed at the end of the year 2000. Current research indicates that this Fig. should be at least double because of the rapid invasion of this species through „natural” migration in river systems, but also through uncontrolled stocking by people who have illegally acquired the signal crayfish, as well as through escapes from breeding facilities. This assumption is justified by occurrence of the signal crayfish in the waters of the Żywiec Landscape Park (Śmietana 2016).

There is not enough research data on the signal crayfish impact on native ecosystems, and the existing one involves only characteristics of the population of this species, such as population size and distribution, morphometric characteristics or growth rates (Śmietana 2011). The research carried out in other European countries, especially in Sweden, may indicate a potentially strong effect on the biocoenosis, where signal crayfish occurs. Its high ecological plasticity is associated with the ability of surviving in very diverse aquatic ecosystems. It is a species that is undoubtedly a carrier of „crayfish plague” hence its negative effect on native *astex* fauna seems to be obvious. Swedish research has proven that as an aggressive, very fertile and fast-growing species the signal crayfish displaces the noble crayfish from its natural habitats even if no plague transmission is observed (Söderback 1993). This species, in contrast to the noble crayfish, forms a stable social population structure by means of single antagonistic confrontations (Söderback 1990), which results in an advantage over the native species under conditions of coexistence. In the aspect of nutritional strategy the signal crayfish is a typical opportunistic, therefore, it is considered important energy relay between multiple trophic levels of biocenosis (Momot et al. 1978). It can consume small size foods such as micro zooplankton,

periphyton and detritus, and macrophytes. It also eats larvae of mayflies (*Ephemeroptera*), stoneflies (*Plecoptera*), caddisflies (*Trichoptera*) and *Diptera* (Mason 1975).

Omnivores with high population density have potentially strong impact on water biocenosis, which may predispose the signal crayfish to be a key species in some aquatic ecosystems. Creating large highly concentrated populations can significantly affect aquatic biocoenosis through trophic interactions. This is one of the reasons of the noble crayfish *Astacus astacus* displacement in conditions of coexistence, due to alteration of habitat conditions as well as through direct interspecies competition (Söderback 1993).

Unlike the spinycheek crayfish invasion, the expansion of the signal crayfish in Polish waters can be considered as being in the developmental phase. Therefore, some effects of the introduction of this species observed in the countries of its original introduction in Europe are not yet visible. These include the commercial effectiveness of the signal crayfish exploitation. Swedish experience (Edsman 2016) indicates that the initially newly established signal crayfish population is attractive in terms of fishing. Over the years, the signal crayfish body size decreases. This phenomenon, which is difficult to explain, translates into a decreasing interest in the exploitation of existing populations and the tendency to carry out new introductions. As a result, the tendency of anthropogenic propagation of the species increases with simultaneous decrease of interest in existing ones.

Summary

The research results indicate that we should expect further expansion of alien species of crayfish in Polish waters. Slowing down the increase of its range seems to be the only real remedy at the moment. In addition to the need to popularize knowledge, another effective solution may be the growing interest in commercial breeding of native species of crayfish. An example of saving atlantic salmon *Salmo salar* species in Polish waters indicates that economic factor is usually an effective way to support native species. In the case of the spinycheek crayfish, as a commercially not valuable species, that eliminates a given reservoir in terms of the potential culturing of the *Astacus astacus*, fast limiting its expansion would be justified.

Also in the case of signal crayfish, past experience indicates that further uncontrolled expansion of the species in Polish waters should be expected. The history of the species spread indicates that further spread is expected around its current occurrence locations. As in the case of spinycheek crayfish, widespread popularisation of knowledge about the harmful effects of its immigration has become a matter of fundamental importance in the light of past experience. The Regulation of the Minister of Agriculture and Rural Development of 17 January 2003, Journal of Laws No 17, item 160, § 8, instructs not to return the caught signal crayfish individuals into the waters, including those in which it was caught. This regulation is a unique legal solution at European level, but without popularizing basic knowledge about the crayfish, it may prove to be ineffective.

References

See page 86.

Nierodzone kraby w wodach przybrzeżnych Bałtyku – stan obecny i wpływ na siedliska rodzimych gatunków fauny wodnej

Streszczenie

W polskiej strefie wód przybrzeżnych i estuariowych występują 3 gatunki inwazyjne krabów – wełnistoszczypcy *Eriocheir sinensis*, brzegowy *Carcinus maenas* oraz krabik amerykański *Rhithropanopeus harrisi*. Krab wełnistoszczypcy jest organizmem katadromicznym, pochodzi z wód Morza Żółtego (wybrzeża Chin i Korei). W Europie obserwowany od 1912 r. w rzece Aller, skąd rozprzestrzenił się w przybrzeżnych wodach północnego Atlantyku, Morza Północnego i Bałtyckiego. W Polsce masowo występuje w estuarium Odry, wpływając na rodzimą faunę i florę wodną oraz utrudniając pracę rybaków i niszcząc sprzęt rybacki. Zachodnia część Bałtyku jest granicą występowania kraba brzegowego, którego nieliczne populacje w wodach przybrzeżnych nie zagrażają naszej biocenoze wodnej. Punktowo występuje krabik amerykański, choć w Zatoce Gdańskiej i Zalewie Wiślanym tworzy liczne populacje. Krab pochodzi z wód Ameryki Północnej i najprawdopodobniej przedostał się do Bałtyku w wodach balastowych statków. Osobniki dorosłe żerując na rodzimych małżach mogą stanowić konkurencję dla niektórych ryb bentosożernych, same stanowiąc pożywienie ryb drapieżnych, zamieszkujących strefę przybrzeżną. Kluczowe znaczenie dla oceny przebiegu inwazji ma analiza genetyczna (mtDNA *cox1*, mikrosatelity) osobników na różnym etapie rozwoju. Badania pozwalają na identyfikację gatunkową larw w wodach balastowych, śledzenie drogi oraz przebiegu i skali inwazji czy hybrydyzacji. Poznanie struktury populacji dzięki badaniom molekularnym może być pomocne w zapobieganiu kolejnym inwazjom.

Słowa kluczowe

badania genetyczne, *Carcinus maenas*, *Eriocheir sinensis*, gatunki inwazyjne, krabik amerykański, krab brzegowy, krab wełnistoszczypcy, *Rhithropanopeus harrisi*

Wstęp

Inwazje ekspansywnych gatunków obcych są ważnym problemem globalnym i według Międzynarodowej Unii Ochrony Przyrody i Jej Zasobów (IUCN) są jednym z najistotniejszych zagrożeń różnorodności biologicznej z powodu nieprzewidywanych skutków, jakie niesie za sobą pojawienie się nowego gatunku w środowisku (Richardson i in. 2000). Współczesne zmiany arealów występowania wielu gatunków roślin i zwierząt są w znacznej części przypadków efektem celowego działania człowieka (introdukcja zamierzona), choć z pewnością w nie mniejszej części są zmianami przypadkowymi, związanymi z rozwojem transportu, handlu i wymianą produktów (Casal 2006). Dla przykładu, tylko do Morza Śródziemnego i Czarnego w ostatnich dekadach celowo wprowadzono bądź przypadkowo zawleczono jednostkami pływającymi lub w inny sposób aż około 1000 gatunków obcego pochodzenia, w tym wiele patogenów i organizmów trujących. Stanowi to nieco ponad 8% wszystkich gatunków (z 12 tysięcy) odnotowanych w obu akwenach (CIESM 2008). W Polsce liczbę gatunków obcych roślin, zwierząt i grzybów szacuje się na około 800 (Głowaciński i in. 2012). Wśród zwierząt najliczniejszą grupę stanowią bezkręgowce z dominującym udziałem skorupiaków (Jażdżewski i in. 2005). Przykładowo jak podaje Jażdżewski i in. (2005) wśród 56 gatunków skorupiaków wyższych (Malacostra-

ca), blisko 20% stanowią gatunki obce (11 gatunków). Najwięcej nierodzimych gatunków zwierząt występuje w wodach estuariowych. Do tej grupy zaliczyć można sporadycznie spotykanego w części zachodniej Bałtyku kraba brzegowego *Carcinus maenas*, kraba wełnistoszczypcego *Eriocheir sinensis* oraz krabika amerykańskiego *Rhithropanopeus harrisi*. Pierwszy z wyżej wymienionych – krab brzegowy – posiada długość pancerza 4 cm. Jest on bardzo rzadko spotykany w naszych wodach, częściej występuje w szwedzkiej strefie przybrzeżnej Bałtyku. Ten drugi niewielki skorupiak – krabik amerykański – u którego szerokość i długości pancerza nie przekracza 2,5 cm, od lat 70-tych powszechnie występuje w wodach Zatoki Gdańskiej i Zalewu Wiślanego. Z kolei Zalew Szczeciński i ujście Odry to akweny najliczniejszego w Polsce występowania kraba wełnistoszczypcego, który również, aczkolwiek w mniejszej liczbie spotykany jest w Zatoce Gdańskiej i jeziorach przyziemnych.

Niniejsze opracowanie stanowi kompilację wiedzy na temat tych skorupiaków, a przedstawione w tym rozdziale informacje pochodzą z badań własnych publikowanych w recenzowanych czasopismach w latach 1999-2015 oraz dostępnej literatury krajowej i zagranicznej.

Krab wełnistoszczypcy *Eriocheir sinensis* H. Milne Edwards, 1853

Pierwsze kraby należące do tego gatunku zostały przypadkowo zaobserwowane w Europie w 1912 r. (Panning 1939, Grabda 1973). Miało to miejsce w północnych Niemczech w trakcie rybackich połowów prowadzonych w rzece Aller – dolnego dopływu rzeki Wezery. Prawdopodobnie kraby te w formach larwalnych zostały przypadkowo przetransportowane z wód Dalekiego Wschodu do portów niemieckich położonych nad Morzem Północnym (Cohen i Carlton 1997). Transport ten najprawdopodobniej odbywał się w wodach balastowych statków, o czym może świadczyć fakt znalezienia w roku 1932 w Hamburgu dwóch dorosłych osobników (40 i 50 mm) w zbiornikach z wodą morską złomowanego statku „Artemisia”, który zawijał do portów położonych nad Morzem Chińskim (Grabda 1973). Należy podkreślić, że w pierwszej dekadzie XX wieku nastąpił gwałtowny rozwój intensywnego handlu morskiego Europy z krajami wschodniej Azji, sprzyjający transpozycji różnych obcych gatunków zwierząt na nowe tereny, a korzystne warunki środowiskowe panujące w rzekach uchodzących do Morza Północnego spowodowały szybki wzrost populacji tych krabów. Już w późnych latach dwudziestych XX wieku obszar ich występowania rozciągał się ku zachodowi do rzeki Ems i ku wschodowi do Odry (Panning 1939). Rozwinięty w zachodniej Europie system rzek i kanałów ułatwiał temu skorupiakowi przemieszczanie i zasiedlanie nowych obszarów. Do końca lat 30 ubiegłego stulecia zasięg występowania krabów wełnistoszczypczych objął już prawie całą Europę od Francji (na zachodzie) do Estonii i Finlandii (na wschodzie). Po następnych 10 latach stwierdzono te kraby w wodach Szwecji i Czechosłowacji (Schaffer 1935). Obecnie także poławiane są min. w wodach Portugalii, Wielkiej Brytanii i Finlandii (Haahtela 1963, Ingle 1986, Clark i in. 1998, Cabral i Costa 1999). Jak licznie może występować ten gatunek świadczy fakt, że 20 lat po pierwszym jego zauważeniu w Europie tylko w samych Niemczech pozyskiwano rocznie ponad 200 ton tego kraba, przy czym masa ta stanowiła tylko częściowo zewidencjonowany przyłów, jaki uzyskano podczas podstawowej działalności rybackiej – połowu ryb. O wielkości populacji świadczyły również liczne zaobserwowane w tym czasie przypadki masowego wychodzenia krabów wełnistoszczypczych z rzek i wchodzenia do pobliskich domów (Panning 1939). Oprócz wód europejskich w latach 50 krabowi wełnistoszczypcem udało się przedostać (prawdopodobnie w ten sam sposób, co do Europy) na Hawaje, a później do Ameryki Północnej, gdzie „opanował” obszar Wielkich Jezior, deltę Missisipi, jak również niedawno (1992 r.) pojawił się w Zatoce San Francisco (Nepszy i Leach 1973, Rudnick i in. 2000).

Jak podaje Grabda (1973) na obecnym obszarze Polski pierwsze osobniki krabów wełnistoszczypczych złowiono w 1928 roku w Zalewie Szczecińskim, a już kilka lat później stwierdzono ich występowanie prawie we wszystkich dopływach Odry (w Warcie, Noteci, Nysie Łużyckiej, Kwisie Śląskiej, Bobrze, Ślęzie i Oławie), w ujściu Wisły (1930 r.), pod Włocławkiem (1933 r.) oraz w Zatoce Puckiej (1933 r.) i na

Helu od strony otwartego morza. W 1932 roku znaleziono nawet tego kraba w jeziorze Wydminy pod Giżyckiem, do którego prawdopodobnie dostał się wraz z materiałem obsadowym węgorza. W latach 70-tych nastąpił niewyjaśniony, znaczny spadek liczebności tych krabów w połowach śródlądowych prowadzonych w naszych wodach, sugerujący „wycofywanie” się tego gatunku wskutek niekorzystnej zmiany czystości rzek i zalewów. Niewielka liczebność populacji tych zwierząt utrzymywała się do początku lat 90-tych. Od tego czasu odzywają się alarmujące głosy rybaków z estuarium Odry o szybko zwiększającej się ilości krabów wełnistoszczypcych pozyskiwanych w trakcie połowów ryb (Czerniejewski 2010). W okresie jesiennym w zestawach alhamowych, jak również żakach posadowionych na Zalewie Szczecińskim, Zalewie Kamieńskim i jeziorze Dąbie nie jest czymś odosobnionym pozyskanie dziennie kilkuset osobników tego gatunku. Czerniejewski i Wawrzyniak (2006) oszacowali, iż średniorocznie liczebność i biomasa poławianych *E. sinensis* wyniosła 33 000 osobników (4,7 ton). Z najnowszych informacji uzyskanych od rybaków poławiających na niektórych jeziorach przybrzeżnych (Gardno, Jamno, Bukowo) jak również od pracowników stacji badawczej na Helu wynika, że w tych akwenach osobniki tego gatunku spotykane są sporadycznie.

Główną częścią ciała kraba wełnistoszczypcego jest głowotułów, nazywany inaczej karapaksem. Jego ciężar waha się od 40 do 70% całkowitej masy tego skorupiaka. Zbudowany jest on z chityny, otaczającej i chroniącej na kształt masywnego pancerza wszystkie organy wewnętrzne (Ryc. 16). Z badań Czerniejewskiego i in. (2007) wynika, że u większości poławianych osobników tego gatunku szerokość głowotułowia wynosi 50-80 mm, ale czasami spotyka się większe okazy. U dorosłych okazów głowotułów kształtem zbliżony jest do kwadratu o barwie najczęściej jasnobrazowej, jednakże spotyka się osobniki ciemnobrązowe a nawet czerwone. Ten gatunek kraba posiada parę symetrycznych dużych szczypiec, których wewnętrzne brzegi zakończone są masywnymi „zębami”. U samic szczypce stanowią około 15% masy ciała, natomiast u samców są one wyraźnie większe (zarówno pod względem długości jak i masy) i osiągają nawet 30% ciężaru całego kraba.



Ryc. 16. Krab wełnistoszczypcy *Eriocheir sinensis* (Fot. P. Czerniejewski)

Fig. 16. Chinese mitten crab *Eriocheir sinensis* (photo by P. Czerniejewski)

Dymorfizm płciowy ujawnia się w wielkości szczypiec oraz kształcie odwłoka, który jest widoczny dopiero u osobników o szerokości karapaksu 40 mm. U samców zbudowany z chityny odwłok ma kształt „dzwonu”, natomiast u samic jest owalny (De Giosa i Czerniejewski 2011). Z czterech par odnóży

krocnych tego gatunku kraba dwa środkowe są blisko dwukrotnie dłuższe od szerokości karapaksu. U dorosłych osobników oprócz szczypiec również trzy pierwsze odnóży charakteryzują się owłosieniem znajdującym się wzdłuż zewnętrznych ich segmentów, a czwarte – ostatnie odnóże – owłosione jest zarówno na wewnętrznej jak i zewnętrznej stronie. W warunkach silnego stresu wywołanego np. atakiem drapieżnika, podobnie jak jaszczurki, kraby te potrafią gwałtownie „odrzuć” jeden lub kilka odnóży, co pozwala uratować się przed niechybną śmiercią. Podobnie „reagują” przy wyjmowaniu ich z sieci rybackich, stąd też często w połowach spotykane są osobniki okaleczone. Zaobserwowano, że po pewnym czasie następuje regeneracja utraconych odnóży lub szczypiec, przy czym „nowe” charakteryzują się znacznie mniejszymi rozmiarami.

Kraby wełnistoszczypce są zwierzętami katadromicznymi, co oznacza że większą część życia spędzają w wodach słodkich, natomiast rozmnażają się w wodzie morskiej. W Europie znanym miejscem rozrodu, który odbywa się w okresie zimowym, stanowi strefa przybrzeżna Morza Północnego w rejonie Niemiec (Veldhuizen i Stanish 1999). Woda, w której odbywa się rozród powinna mieć zasolenie powyżej 25‰ (Ingle 1986, Vincent 1996). W okresie wiosennym z 250 tys. do 1 miliona jaj przyklejonych do brzusznych części ciała samicy wylęgają się larwy, dające początek nowemu pokoleniu (Panning 1939, De Giosa i Czerniejewski 2011). Następnie zarówno samce (po wylince) jak i samice (po wylęgu larw) przemieszczają się na płytsze wody w strefie ujściowej rzek, gdzie kończą swoje życie. Wiosną, lub gdy rozród jest opóźniony – wczesnym latem w morzu wylęgają się osobniki młodociane – w postaci larw tzw. zoea – które średnio po 15 dniach przekształcają się w następne stadium – tzw. megalopa – gotowe do wejścia do wód słodkich. Po kolejnym, ostatnim już przeobrażeniu w ostateczną formę młodociane kraby, zaczynają latem wędrówkę, przemieszczając się nawet do 1200 kilometrów w górę rzek. W zależności od wielkości osobników i kondycji ich średnia prędkość wędrówki wynosi od 1 do 3 km dziennie. Podczas okresu rzeczno-skorupiaki te intensywnie rosną. Każdorazowe zwiększenie masy poprzedzane jest koniecznym zrzuceniem starego, ograniczającego dalszy wzrost ciała – pancerza.

W wodach Europy w pierwszym roku życia kraby wełnistoszczypce linieją 6-8 razy, powiększając przy tym masę o około 24%, w drugim roku życia – linienie odbywa się 4-6-krotnie, w trzecim – 2-3-krotnie. Cztero i pięcioletnie kraby zrzucają pancerz tylko raz w roku, a ich masa jak już wspomniano może dochodzić nawet to 0,5 kg. Dla prawidłowego wzrostu dorosłe osobniki preferują temperaturę wody w szerokim zakresie od 7 do 30°C (Veldhuizen i Stanish 1999). Warunki środowiskowe odgrywają znaczącą rolę zarówno przy wzroście jak i osiągnięciu przez te kraby dojrzałości płciowej. Przykładowo w ciepłych wodach Chin gatunek ten zdolny jest do rozrodu już w wieku 1-2 lat (informacja ustna prof. Xin Naihong), natomiast w wodach europejskich, charakteryzujących się niższą temperaturą, dojrzałość płciową osiąga dopiero w 3-5 roku życia (Panning 1939). W tym czasie dorosłe kraby wełnistoszczypce odbywają wędrówkę powrotną z rzek do ich potencjalnych miejsc rozrodu, znajdujących się w morskiej strefie przybrzeżnej, przy czym pierwsze przemieszczanie rozpoczynają samce. Szczyt migracji zarówno w wodach naturalnego występowania tych skorupiaków, jak i miejscach ich aklimatyzacji notuje się w miesiącach jesienno – zimowych (Czerniejewski i Wawrzyniak 2006). W wodach niemieckich największą biomasa krabów stwierdza się w okresie późnego lata do wczesnej zimy (Panning 1939), w wodach brytyjskich od września do grudnia (Robbins i in. 1999), natomiast we francuskich od sierpnia do października (Dittel i Epifanio 2009). W pozostałych miesiącach roku spotyka się pojedyncze osobniki dorosłe oraz osobniki młodociane, które najliczniej występują w okresie migracji w górę rzek (wiosna/lato) (Panning 1939, Dittel i Epifanio 2009).

Kraby wełnistoszczypce należą do zwierząt wszystkożernych, jednakże dieta tych skorupiaków zmienia się podczas ich poszczególnych okresów życia. Stadia młodociane odżywiają się głównie pokarmem pochodzenia roślinnego: moczarką kanadyjską, rzęsą i różnymi gatunkami rdestnic, natomiast dorosłe osobniki przechodzą na pokarm składający się z drobnych bezkręgowców, przy czym i w tym

okresie znaczny udział diety przypada na składniki roślinne. W wodach estuarium Odry w diecie tych skorupiaków stwierdzono detrytus stanowiący 59,6% objętości treści żołądka, pokarm zwierzęcy, rośliny naczyniowe i glony odpowiednio 10,4%, 10,7% i 5,3%. Wśród pokarmu zwierzęcego zanotowano 38,6% szczątków Copepoda, oraz 11,2% larw Chironomidae (Czerniejewski i in. 2010). W Chinach stwierdzono, iż kraby wełnistoszczypce sporadycznie odżywiają się również rybami (Tan i in., za Veldhuizen i Stanish 1999), jednakże ten składnik pokarmowy znaleziono tylko u kilku z 3 000 przebadanych osobników. Opancerzone, ciężkie i dość wolne kraby prawdopodobnie nie są w stanie w warunkach naturalnych chwytac zdrowych ryb. Stąd też podobnie jak nasze rodzime raki często pełnią funkcje sanitarne, polegające na oczyszczaniu dna z martwych ryb. Fakt konsumowania przez te kraby pokarmu rybnego potwierdzają również doniesienia zawodowych rybaków łowiących na Zalewie Szczecińskim, jak i obserwacje poczynione w warunkach sztucznych (Czerniejewski i in. 2010).

Korzystne warunki środowiskowe, jak również duża zdolność przystosowawcza i wysoka płodność krabów wełnistoszczypczych są głównymi przyczynami stałego wzrostu liczebności tych zwierząt nie tylko w naszych wodach (Ryc. 17). Przykładowo w estuarium rzeki San Francisco w ciągu jednego roku ich ilość wzrosła z 20 000 szt. (w 1997 r.) do ponad 1 miliona (w 1998 r.). Z tego też względu w Stanach Zjednoczonych rozpoczęto systematyczne badania zmierzające do wskazania i opanowania potencjalnych zagrożeń wynikających z obecności tak dużej populacji tych krabów (Rudnick i in. 2000).



Ryc. 17. Kraby wełnistoszczypce *Eriocheir sinensis* wyciągnięte w sezonie jesiennym z jednego zestawu żaków na Zalewie Szczecińskim (Fot. P. Czerniejewski)

Fig. 17. Chinese mitten crab *Eriocheir sinensis* individuals caught during autumn using one set of fyke nets in the (photo by P. Czerniejewski)

Na terenach zajętych przez tego skorupiaką stwierdzono niekorzystnie zmniejszenie się ilości drobnych bezkręgowców stanowiących pokarm wykorzystywany przez ryby i inne zwierzęta. W wyniku tej międzygatunkowej konkurencji wyraźnie spadła ilość poławianych tam krewetek i raków sygnałowych (Veldhuizen i Stanish 1999). Wydaje się również, iż kraby żywiąc się głównie roślinnością zanurzoną równocześnie niszczą lub zjadają złożoną na niej ikrę, co w konsekwencji prowadzi do zmniejszania się również populacji niektórych gatunków ryb. W naszym kraju skorupiaci należą do uciążliwych i niechcianych „gości”. Z obserwacji poczynionych przez rybaków wynika, że kraby te potrafią niszczyć ściany stawnych narzędzi rybackich (żaków), a przy braku pożywienia również mogą

uszkadzać znajdujące się w nich ryby (Czerniejewski i Filipiak 2001). Nie bez znaczenia jest fakt, że ich obecność w sieciach utrudnia selekcję pozyskanych ryb, a tym samym zmniejsza efektywność połowową. Duże populacje krabów wełnistoszczypcych stanowią również pewne zagrożenie dla samego zbiornika. W okresach pobytu w wodzie słodkiej skorupiaki te chronią się we wcześniej wydrążonych w brzegach, groblach lub dnie głębokich norach, których na powierzchni 1 m² może znajdować się nawet do 30 sztuk. Prowadzi to do zwiększenia tempa erozji brzegów tych zbiorników, zmniejsza stabilność wałów chroniących przez powodzią, a w skrajnych przypadkach może powodować nawet całkowite ich zniszczenie. Jednakże bezpośrednio dla człowieka największe zagrożenie ze strony krabów wełnistoszczypcych może wynikać z faktu, iż te skorupiaki są nosicielami „azjatyckich” pasożytów, które razem z nimi przedostały się niezauważone na obszar obecnych terenów ich występowania np. przywra z rodzaju *Paragonimus* (Walter i Culver 2000).

Krabik amerykański *Rhithropanopeus harrisi* Gould, 1841

Naturalnym miejscem występowania krabika amerykańskiego jest północno-amerykańskie wybrzeże Atlantyku (Petersen 2006), gdzie zasiedla słonawe wody estuariowe (od Nowej Szkocji w Kanadzie, wzdłuż półwyspu Florydy do północnych części Zatoki Meksykańskiej). Do Europy przedostał się prawdopodobnie w wodach balastowych statków transportujących towary ze Stanów Zjednoczonych do Europy. Pierwsze osobniki tego gatunku zaobserwowano w 1874 roku w holenderskiej rzece Zuiderzee, a skorupiaki te zostały opisane przez Maitlanda jako *Pilumnus tridentatus*. Stanowisko systematyczne tego kraba zostało zrewidowane w 1892 roku przez De Man'a, który zaliczył je do krabów z rodzaju *Heteropanope*. Dopiero w 1949 roku Buitendijk i Holthuis (za Turoboyski 1973) stwierdzili, że *Heteropanope tridentatus* odkryty 75 lat wcześniej w Europie pochodzi z północno-amerykańskich wód i ze względu na niewielkie morfologiczne różnice uznali go za podgatunek *Rhithropanopeus harrisi* spp. *tridentatus*. Do tego czasu krabik amerykański zdążył zasiedlić wody przybrzeżne Holandii, Niemiec, a nawet w 1936 roku pierwsze osobniki tego gatunku przedostały się kanałem Kilońskim do wód Morza Bałtyckiego. W tym samym roku krabiki amerykańskie pojawiły się w Morzu Czarnym, a w 1948 roku stwierdzono występowanie tego gatunku w Morzu Azowskim, jedenaście lat później w Morzu Kaspijskim, a w 1971 roku w Morzu Aralskim. W 1969 roku pierwsze osobniki krabika amerykańskiego stwierdzono u wybrzeży Panamy, a na początku lat 90 tych we Włoszech (Nehring 2000, Goncalves i in. 1995, Mizzan i Zanella 1996, Andreyev i Andreyeva 1988). Oprócz wód zlewiska Atlantyku, od lat 30 tych gatunek ten zaczął osiedlać się na kilku stanowiskach przybrzeżnej strefy Pacyfiku – w Zatokach: San Francisco, Humboldta, Coos i Tilamookie (Petersen 2006).

W naszym kraju pierwsze osobniki tego gatunku złowiono w 1951 roku w Zalewie Wiślanym (Demel 1953). W latach 50 tych krabiki zasiedliły również Martwą Wisłę, Motławę i przybrzeżną strefę Zatoki Gdańskiej (Kujawa 1957, Turoboyski 1973, Normant i in. 2004). W tych akwenach występuje dość liczna populacja tego gatunku, natomiast dotychczas tylko sporadycznie pojedyncze osobniki notowane były w estuarium Odry. Jednakże był to przyłów okazjonalny, którego ilość nie przekraczała 2-3 sztuk rocznie i zazwyczaj traktowany był jako wielka sensacja. Jesienią 2007 roku ilość krabików amerykańskich w estuarium Odry z nieznanых przyczyn znacznie wzrosła. Przykładowo we wrześniu i październiku ich liczebność w 1 żaku niekiedy dochodziła do 5-7 sztuk. Trudno na tej podstawie jednoznacznie określić biomasę i ich liczebność w tym akwenu, ponieważ stosowana w żakach do połowu ryb tkanina sieciowa, charakteryzuje się dużym bokiem oczka, przez które przechodzą małe krabiki. Jednakże o wzroście liczebności tych skorupiaków świadczy fakt, iż w okresie września i października przeprowadzono kilkunastokrotnie połowy eksperymentalnymi narzędziami pułapkowymi (żaki zbudowane z tkaniny sieciowej o boku oczka 5 mm), pozyskując 146 krabików amerykańskich (Czerniejewski i Rybczyk 2008). Prawdopodobnie wzrost liczebności tych zwierząt w estuarium Odry, związany był z zakładaniem osiadłej, zdolnej do reprodukcji populacji tego skorupiaka

w wodach Zalewu Szczecińskiego i jeziora Dąbie. Należy przy tym zaznaczyć, iż wśród złowionych krabików największy udział miały osobniki w klasach szerokości karapaksu od 16,01 do 20,00 mm (Czerniejewski i Rybczyk 2008), co według informacji podawanych przez Normant i in. (2004) oznacza iż są to zwierzęta dojrzałe gotowe do rozrodu.

Całe ciało i narządy wewnętrzne krabika pokrywa chitynowy pancerz, który stanowi jego ochronę przed drapieżnikami. Masa dorosłych osobników tego gatunku wynosi około 1 g, przy czym u niektórych krabików może dochodzić do 5 g (Ryc. 18). Zazwyczaj samce charakteryzują się o około 30% większą masą jednostkową w porównaniu do samic o tej samej wielkości. Ten dymorfizm płciowy wynika ze znacznie cięższych kleszczy u samców do 64,0% masy ciała, natomiast u samic tylko do 28,0% (Turoboyski 1973).



Ryc. 18. Krabik amerykański *Rhithropanopeus harrisi* z Zatoki Pomorskiej (Fot. P. Czerniejewski)

Fig. 18. Harris mud crab *Rhithropanopeus harrisi* from the Pomeranian Bay (photo by P. Czerniejewski)

Dymorfizm płciowy zaznacza się, podobnie jak u krabów innych gatunków, dysproporcją w wyglądzie odwłoka tych zwierząt, który u samców jest w kształcie wydłużonego „dzwonu”, a u samic jest bardziej zaokrąglony.

Większość krabów jest gotowa do rozrodu w drugim roku życia, przy szerokości karapaksu powyżej 8 mm. W okresie późnej wiosny (maj-czerwiec), przy dość szerokim zakresie temperatury (14-32°C), samice przy pomocy wydzielanych feromonów, stymulują samce do rozrodu (Carlisle i Knowles 1959). Zapłodniona samica po kilku – kilkunastu dniach, w zależności od temperatury składa jaja (Kujawa 1957, Turoboyski 1973) w ilości od 1 280 do 16 000 szt. (Kinne i Rotthauwe 1952, Turoboyski 1973). Większość samic ze złożonymi jajami obserwuje się w okresie od czerwca do końca sierpnia, tylko nieliczne samice w tej fazie rozwoju jaj poławiane są w wodach estuariowych Polski aż do początku października. Rozwój embrionalny złożonych jaj trwa od 14 do 23 dni (Ławiński i Węglarska 1959, Winnicki i Słomianko 1969). Natomiast długość rozwoju larwalnego tego gatunku (stadia zoea I, zoea II, zoea III, zoea IV) i postlarwalnego (stadium megalopa) wynosi około 1 miesiąca (Ławiński i Pautsch 1969). W tym okresie przeżywalność krabika amerykańskiego jest bardzo niska. W warunkach laboratoryjnych nie przekracza 10-25% (Ławiński i Pautsch 1969, Turoboyski 1973), natomiast w środowisku naturalnym znacznie się zmniejsza wskutek żerowania ryb planktonożernych.

Stadia larwalne (zoea) w przybrzeżnych wodach południowego Bałtyku obserwowane są od połowy lipca do połowy września, z największą ich liczebnością w okresie sierpnia, po czym przekształcają się w formę megalopa.

Środowisko życia

Krabik amerykański żyje w wodach estuariowych, na głębokości dochodzącej do kilku metrów (z największą liczebnością na głębokości do 1,5 m), unikając przy tym podłoża pokrytych grubą warstwą mułu. Należy do zwierząt euryhalinowych (zarówno w stadium larwalnym, jak i dorosłym życiu) tolerujących duże wahania zasolenia wody. Przebywa w wodach estuariowych o mocno zróżnicowanym zasoleniu w zakresie od 0,5 do 25 ‰. W Europie najczęściej stwierdzano występowanie tego gatunku w akwenach o zasoleniu od 0,98 do 14 ‰, natomiast w Polsce w Zalewie Wiślanym zanotowane jego obecność w wodach o zasoleniu od 2 do 4 ‰ (Żmudziński 1961). Krabik amerykański charakteryzuje się także znaczną tolerancją na wahania temperatury. Zwierzęta te żyją w temperaturach od 1-2 °C do nawet 37°C. Dorosłe osobniki dobrze tolerują temperaturę około 35°C, natomiast larwy najlepiej rozwijają się w wodach, w których temperatura wynosi około 30°C.

Prawdopodobnie ta duża zdolność przystosowawcza do wód o znacznej zmienności zarówno temperatury jak i zasolenia, ułatwia przeżycie w nowych dla tego gatunku warunkach środowiskowych. Jednakże wielkość populacji krabika jest regulowana przez liczne zwierzęta drapieżne (głównie węgorz), a nawet planktonożerne, żerujące na stadiach młodocianych tego gatunku. Ponadto u tych skorupiaków powszechne jest zjawisko kanibalizmu w okresie linienia, które znacznie redukuje liczebność populacji.

Dieta krabika amerykańskiego jest urozmaicona i różni się w zależności od zajmowanego środowiska. W Kanale Kilońskim w pokarmie tego kraba znajdowano przede wszystkim skorupiaci *Gammarus* sp. oraz rośliny z grupy *Entheromorpha* sp. a także *Ulva* sp. W Morzu Azowskim w żołądkach krabików amerykańskich znaleziono głównie pokarm roślinny oraz materię organiczną. Natomiast w Polsce, w Zalewie Wiślanym skorupiak ten spożywał głównie *Neomysis vulgaris*, *Nereis diversicolor* a także larwy Chironomidae (Turoboyski 1973). Kujawa (1957) analizując dietę tego gatunku wymienia także obecność w żołądkach: *Dreissena polymorpha*, *Mytilus edulis*, *Cordyrophora caspia* oraz detrytus i szczątki nieorganiczne natomiast z pokarmu roślinnego: *Cladophora* sp. i *Entheromorpha* sp. Jak podaje Czerniejewski i Rybczyk (2008) populacja z estuarium Odry odżywia się głównie detrytusem oraz organizmami zwierzęcymi m.in. widłonogami (Copepoda), owadami (Insecta) a także *Mytilus edulis* i *Dreissena polimorpha*.

Krab brzegowy *Carcinus maenas* L., 1758

Krab brzegowy *Carcinus maenas* (Portunidae), w Polsce nazywany jest raczyńcem jadalnym. Zamieszkuje wody przybrzeżne mórz strefy umiarkowanej, tropikalnej i subtropikalnej całego obszaru kuli ziemskiej. Spotykany jest w wodach płytkich, często u ujścia rzek (Silva i Paula 2008). Carlton i Cohen (2003) sugerują, że rozprzestrzenienie kraba brzegowego nastąpiło w trzech głównych okresach: I – około 1800 r., II – w latach 1850–70 oraz III – w latach 1980–90. Po raz pierwszy opisano występowanie *C. maenas* poza Europą w 1817 r., a okazy pochodziły z Morza Czerwonego. Zostały zebrane przez Savigny w czasie wyprawy do Egiptu, która miała miejsce kilka lat wcześniej (1799-1801). Sugeruje się, że okazy tego kraba, opisane pod koniec XIX w., zostały zawleczone do Morza Czerwonego jeszcze przed otwarciem Kanału Sueskiego (1869 r.) na statkach wycieczkowych pływających wokół Afryki (Carlton i Cohen 2003).

Gatunek ten skolonizował globalnie wody Japonii, południowej Afryki, Ameryki Północnej, Australii i Tasmanii (Le Roux i in. 1990, Cohen i in. 1995, Carlton i Cohen 2003). Sporadycznie spotykany jest w zachodniej części Morza Bałtyckiego, które stanowi wschodnią granicę zasięgu występowania tego kraba. W Polsce *Carcinus maenas* został po raz pierwszy opisany przez Demela w 1928 w przybrzeżnej strefie Bałtyku w okolicach Gdańska (Demel 1953). Kosmopolityczne rozprzestrzenienie gatunku jest wynikiem przede wszystkim translokacji larw na kadłubach statków oraz w wodach balastowych (Carlton i Cohen 2003), algami wykorzystywanymi do pakowania żywej przynęty (Cohen i Carlton 1997). Sprzyja temu także fakt, że krab brzegowy jest gatunkiem niezwykle tolerancyjnym w stosunku do temperatury wody czy jej zasolenia i z łatwością adaptuje się do nowych środowisk (Jażdżewski i in. 2005).

Krab brzegowy ma karapaks o szerokości od 1-2 cm do 9-10 cm (Grosholz i Ruiz 1996) i jest szerszy niż dłuższy (Klassen i Locke 2007). Większe rozmiary osiągnęły kraby na wybrzeżu Pacyfiku w meryce Północnej niż na wybrzeżu atlantyckim Ameryki Północnej i w ich rodzimych miejscach występowania (Gillespie i in. 2007). Pomiar morfometryczne pozwalają zaobserwować dymorfizm płciowy u *C. maenas* (Silva i Paula 2008). Samce mają większe szczypcy niż samice, a ich karapaksy są mniej wypukłe niż u samic (Ledesma i in. 2010). Główną częścią ciała jest zwężający się ku tyłowi ciała głowotułów, w którym znajdują się najważniejsze dla funkcjonowania organizmu organy wewnętrzne (Ryc. 19). W przedniej części głowotułowia raczyniec jadalny posiada charakterystycznie ząbkowaną krawędź, na której znajduje się po 5 ząbków po prawej i lewej stronie. Rostrum wystaje z trzema bardzo rozwartymi, nierównymi zębami, przy czym średni ząb jest najmniejszy. Po bokach głowotułowia zlokalizowane są 4 pary odnóży krocnych i jedna para odnóży chwytanych, w postaci kleszczy. Odnóża krocne są lancetowato zakończone. Pod głowotułowiem, znajduje się zwinięty odwłok, którego kształt jest dzwonowaty (u samców), lub owalny (u samic).



Ryc. 19. Krab brzegowy *Carcinus maenas* z wód przybrzeżnych Bałtyku (złowiony w okolicach Dziwnowa, fot. P. Czerniejewski)

Fig. 19. European green crab *Carcinus maenas* individual from the Baltic coastal waters (caught near Dziwnów, Poland; photo by P. Czerniejewski)

Najłatwiejszą do rozpoznania cechą, dzięki której można rozpoznać kraba brzegowego od innych gatunków krabów występujących w Bałtyku jest obecność 5 zębów bocznych po każdej stronie kraba i rzech zaokrąglonych płatów między oczami (Yamada i Hauck 2001).

W rozwoju kraba brzegowego wyróżniamy następujące stadia: protozoa, zoea (4 stadia) i megalopa. Larwy żyją, unosząc się swobodnie w postaci planktonowej na otwartym morzu przez okres 4-6 tygodni, w zależności od temperatury (Dawirs 1982), a u osobników żyjących na dnie czas ten może trwać do 90 dni (Grosholz i Ruiz 2003). Każde stadium zoea trwa od 5 do 7 dni, a etap megalopa 8 dni (Webster i Dirksen 1991). Ostatnie stadium larwalne w trakcie metamorfozy w stadium dorosłe, opada na dno i staje się organizmem bentosowym (Dominigues i in. 2011). W trakcie rozwoju larwy są narażone na zmienne warunki środowiskowe, co wpływa na ich przeżywalność. Rumrill (1990) oszacował śmiertelność larw na poziomie aż 7% dziennie. Larwy są mniej odporne na niekorzystną temperaturę, zasolenie lub brak pokarmu niż osobniki dorosłe, co może ograniczać opanowanie nowych stanowisk. Jednakże zdaniem Dawirs (1982) larwy tego kraba są dosyć dobrze przystosowane do naturalnego niedoboru żywności. Suboptymalne zasolenie może powodować opóźnienia w rozwoju larw (Bravo 2007) a wahania temperatury o 10°C w sezonie stanowią barierę termiczną dla dalszego rozprzestrzeniania się (Klassen i Locke 2007). Samice kraba brzegowego żyją około 3 lat, a samce około 5 lat. Cykl reprodukcyjny trwa około roku, a w przypadku dużych samic gonadogeneza może wystąpić dwa razy w roku, rozród raz w roku w lecie (Klassen i Locke 2007). Krab brzegowy należy do gatunków niezwykle płodnych, samice produkują w sezonie 200 000 jaj. Strategia rozrodcza może się różnić wśród krabów, które od niedawna przybyły na nowe siedliska (Audet i in. 2008).

Dorosłe kraby brzegowe są eurytermiczne, tolerują temperaturę wody w zakresie od 0 do 33°C, euryhalinowe (mogą zamieszkiwać rejon o zasoleniu od 4 do 54‰) i dobrze znoszą brak pożywienia nawet do 3 miesięcy (Bravo i in. 2007). Populacje tego gatunku z powodzeniem skolonizowały naturalne siedliska przybrzeżne, estuaryjne i półosłonięte skaliste wybrzeża oraz siedliska sztuczne np. doki portowe (Klassen i Locke 2007). Bytują od poziomu przyływu do głębokości 5-6 m, a rekordowo do 60 metrów (Breen i Metaxas 2008). Rozszerzenie i zmniejszenie zasięgu dla tego gatunku wzdłuż północnej granicy, wzdłuż zachodniego Atlantyku, zbiegł się z krótkotrwałymi zmianami temperatury, sugerując że niska temperatura wody wyznacza najwyższą na północ granicę występowania tego gatunku (de Rivera i in. 2011).

Krab brzegowy jest wszystkożerny i odżywia się roślinnością wodną, małżami, ślimakami, ale także spełnia funkcję sanitarną zjadając padlinę (Elner i in. 1981, Eastwood i in. 2007). Jednakże wyspecjalizował się jako drapieżnik mięczaków (DeGraaf i Tyrrell, 2004, Floyd i Williams 2004) a także form juwenalnych ryb w warunkach naturalnych oraz w akwakulturze (Gillespie i in. 2007). Podczas wzrostu, jego dieta zmienia się z roślin i miękkorupowych małży do twardorupowych małży i ślimaków (Silva i Paula 2008).

Krab brzegowy to jeden z najbardziej inwazyjnych gatunków krabów na świecie (Darling i in. 2008, Global Invasive Species Database 2017). Odnotowano wpływ tego gatunku na zmniejszenie populacji małża omułka jadalnego i ślimaka *Nucella lapillus* na wybrzeżu Brytyjskim (Muntz i in. 1965) a także small grapsid crab, *Hemigrapsus oregonensis* and *Transennella* spp. (Grosholz i Ruiz 1996). W Zatoce Bodega (północna Kalifornia, USA) krab brzegowy doprowadził do zmniejszenia liczebności populacji rodzimych małży z rodzaju *Nutricula* *N. tantilla* i *N. confusa*, przez co wzrosła liczebność zawleczonych małży *Gemma gemma*. Jego liczebność w Zatoce Maine została ograniczona przez innego inwazyjnego kraba *Hemigrapsus sanguineus* (Griffen i in. 2008). W rodzimych regionach Europy, *Carcinus maenas* był poławiany komercyjnie przez lata a także uważany jest za ważnego padlinozercę (Klassen i Locke 2007). Ponadto, krab ten wykorzystywany jest jako wskaźnik do monitorowania skażenia metalami ciężkimi, ponieważ zanieczyszczenia te wywołują u nich niewydolność oddechową (Klassen i Locke, 2007). Locke i in. (2007) twierdzi że kraby brzegowe poprzez ich drapieżnictwo mają znaczący, negatywny bezpośredni i pośredni wpływ na inne gatunki skorupiaków (konkurencja międzygatunkowa), niszczenie siedlisk, spadek bioróżnorodności, a także akwakulturę i połowy ryb. Jednakże wpływ ten obserwuje się na terenach silnie „zakrabionych”, natomiast w Morzu Bałtyckim

ze względu na sporadyczne występowanie tego gatunku nie zanotowano negatywnego wpływu tego gatunku na biocenozę wodną.

Migracje krabów w świetle badań molekularnych

Kosmopolityczne rozprzestrzenianie gatunków inwazyjnych krabów skłoniło badaczy do podjęcia badań molekularnych nad tymi gatunkami. Analizy allozymów 6 *loci* kraba brzegowego *Carcinus maenas* z Anglii wykazała niską zmienność genetyczną pomiędzy populacjami tego gatunku (Brian i in. 2006). Na podstawie analizy genetycznej materiałów muzealnych krabów brzegowych z XIX i początków XX wieku określono pochodzenie (Geller 1999), a tym samym prawdopodobną drogę transportu tego gatunku na kontynent australijski (Bagley i Geller 2001).

W związku z globalnym rozprzestrzenianiem krabów brzegowych analizę PCR-RFLP fragmentu *cox1* (502 bp) wykorzystano do wykrywania larw krabów w wodach balastowych statków (Darling i Tepolt 2008). Jest to bardzo użyteczne narzędzie monitoringu i szybkiego wykrywania zagrożeń w postaci pojedynczych larw. Na podstawie analizy *cox1* wykazano też, że zróżnicowanie sekwencji pomiędzy osobnikami z Morza Śródziemnego i Adriatyku wynosi 11% i podejrzewa się, że jest to wynikiem wielokrotnych inwazji (Geller i in. 1997, Bagley i Geller 2001, Roman i Palumbi 2004). Analiza 10 mikrosatelit larw kraba wełnistoszczypcego u wybrzeży Portugalii wykazała dużą stabilność genetyczną oraz brak różnic w odniesieniu do osobników dorosłych odłowionych kilka lat wcześniej (Domingues i in. 2011). Na podstawie analizy mikrosatelitarnego DNA wykazano też pojedynczą inwazję hybrydów *C. maenas* i *C. aestuarii* na Półwyspie Iberyjskim (Bagley i Geller 2001) a do hybrydyzacji mogło dojść na skutek działalności człowieka (wspólny transport obu gatunków).

W przypadku kraba wełnistoszczypcego *Eriocheir sinensis*, który jest kosmopolitycznym w Europie i Ameryce wyróżniono 7 różnych haplotypów, a genetyczne zróżnicowanie było wyższe w populacjach rodzimych niż w młodych populacjach (Hänfling i in. 2002, Tepolt i in. 2007, Czerniejewski i in. 2012). Stąd sugeruje się, że obecność mniejszej liczby haplotypów w północnoamerykańskiej populacji prawdopodobnie wynikało z jednego zdarzenia transferowego (Hänfling i in. 2002).

Używając markerów mikrosatelitarnych, zbadano strukturę genetyczną i kierunek migracji chińskich populacji kraba wełnistoszczypcego do Europy (Herborg i in. 2007). Ich wyniki potwierdziły badania Hänfling i in. (2002), wykazujące niższą różnorodność genetyczną w populacji europejskiej w porównaniu z rodzimymi. Ponadto wykazały, że homogenizacja genów zachodzi obecnie w Europie z powodu stosunkowo wysokiego przepływu genów między różnymi systemami rzecznyymi (Herborg i in. 2007). W swoim badaniu Hänfling i in. (2002) zaobserwowali, że haplotyp ES4 kraba chińskiego wystąpił w umiarkowanych częstotliwościach (20-33%) w Europie, ale był jedyny w regionie Zatoki San Francisco w Stanach Zjednoczonych. Ten haplotyp nie został jednak znaleziony w żadnej z 22 próbek kraba z Chin (Hänfling i in. 2002).

Europejskie populacje krabika amerykańskiego mają mniej haplotypów mtDNA *cox1* w stosunku do populacji z Ameryki Północnej co może świadczyć o efekcie wąskiego gardła podczas kolonizacji (Projecto-Garcia i in. 2010). Większe zróżnicowanie genetyczne występuje w starszych europejskich populacjach a brak przepływu genów pomiędzy populacjami może przyczynić się do szybkiej adaptacji i specjalizacji w nowych warunkach (Projecto-Garcia i in. 2010). Analiza sekwencji mtDNA *cox1* wykazała zróżnicowanie genetyczne tego kraba w zależności od zasolenia środowiska (Boyle i in. 2010).

W czterech polskich populacjach krabika amerykańskiego analiza sekwencji mtDNA fragmentu *cox1* wykazała obecność 8 różnych haplotypów, stąd przypuszcza się, że pochodzenie poszczególnych grup jest różne (Hegele-Drywa i in. 2015). Krab ten dobrze zaadaptował się w polskich warunkach. Pomie-

dzy populacjami wykazano duże zróżnicowanie genetyczne, co według Mooney i Cleland (2001) and Sakai i in. (2001) może to sprzyjać dalszym inwazjom.

Analiza genetyczna krabów inwazyjnych dostarcza kluczowych danych na temat źródła, kierunku, przebiegu inwazji, wpływu na rodzime gatunki i hybrydyzacji. Znajomość tych mechanizmów w oparciu o techniki molekularnych pomaga w prognozie dotyczącej wpływu inwazji na rodzime gatunki, oszacowanie wielkości populacji założycielskiej i dostarczenie informacji odnośnie dynamiki populacji po inwazji a także zapobieganiu kolejnym inwazjom.

Podsumowanie

Ekspansja nierodzimych krabów w polskich wodach estuariowych Bałtyku zakończyła się tylko połowicznym sukcesem. Krab wełnistoszczypcy, w większości europejskich akwenów zaliczany jest do 100 najgroźniejszych gatunków inwazyjnych, w polskich estuariach tylko lokalnie występuje w masowych ilościach. Nowe warunki środowiskowe, a w szczególności duża odległość od miejsc rozrodu ogranicza jego liczebność w zlewisku Bałtyku. Jedynie w wodach estuarium Odry może stanowić zagrożenie dla biotopu, stąd jego populacja powinna być systematycznie monitorowana. W pozostałych akwenach jego obecności nie należy traktować jako zagrażająca współistnieniu autochtonicznej flory i fauny, lecz jako nieliczny organizm spełniający ważną rolę sanitarną, poprzez wyżerowywanie martwej materii organicznej oraz nadmiernej ilości glonów w zbiorniku.

Krabika amerykański, ze względu na mniejszy stopień migracji w stosunku do kraba wełnistoszczypcego, charakteryzuje wolniejsze tempo rozprzestrzeniania się. Osobniki tego gatunku ze względu na swoją wielkość mogą być pożywieniem dla różnych drapieżników, choć przy masowym występowaniu mogą wpływać na zasoby pokarmowe rodzimych gatunków ryb, wyjadając organizmy bentosowe.

Najmniejszy wpływ na siedliska gatunków rodzimych estuariów bałtyckich ma krab brzegowy, który okazjonalnie spotykany jest w zachodniej części naszego morza.

Bibliografia

- Andreyev J.A., Andreyeva S.I. 1988. A crab *Rhithropanopeus harrisi* (Decapoda, Xantidae) in the Aral Sea. *Zoologicheskyy Zhurnal* 67: 135-136
- Audet D., Miron G., Moriyasu M. 2008. Biological characteristics of a newly established green crab (*Carcinus maenas*) population in the southern gulf of St. Lawrence, Canada. *Journal of Shellfish Resources* 27: 427-441
- Bagley M.J., Geller J.B. 2001. Macrosatellite DNA analysis of native and invading populations of European green crabs. W: Pederson J. (red.). *Marine Bioinvasions: Proceedings of the First National Conference*. MIT Sea Grant College Program. Massachusetts Institute of Technology. Massachusetts: 241-243
- Boyle T. Jr, Keith D., Pfau R. 2010. Occurrence, reproduction, and population genetics of the estuarine mud crab, *Rhithropanopeus harrisi* (Gould) (Decapoda, panopidae) in Texas freshwater reservoirs. *Crustaceana* 83(4): 493-505
- Bravo M.A., Cameron B., Metaxas A. 2007. Salinity tolerance in the early larval stages of *Carcinus maenas* (Decapoda, Brachyura), a recent invader of the Bras d'Or Lakes, Nova Scotia, Canada. *Crustaceana* 80(4): 475-490
- Breen E., Metaxas A. 2008. A comparison of predation rates by non-indigenous and indigenous crabs (Juvenile *Carcinus maenas*, juvenile *Cancer irroratus*, and adult *Dyspanopeus sayi*) in laboratory and field experiments. *Estuaries and Coasts* 31(4): 728-737
- Brian J.V., Fernandes T., Ladle R.J., Todd P.A. 2006. Patterns of morphological and genetic variability in UK populations of the shore crab (*Carcinus maenas*). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 329(1): 47-54
- Cabral H.N., Costa M.J. 1999. On the occurrence of the chinese mitten crab, *Eriocheir sinensis*, in Portugal (Decapoda, Brachyura). *Crustaceana* 72(1): 55-58

- Carlisle D.B., Knowles F. 1959. Endocrine control in crustaceans. University Press. Cambridge
- Carlton J.T., Cohen A.N. 2003. Episodic global dispersal in shallow water marine organisms: the case history of the European shore crabs *Carcinus maenas* and *C. aestuarii*. *Journal of Biogeography* 30: 1809-1820
- Casal C.M.V. 2006. Global documentation of fish introductions: the growing crisis and recommendation for action. *Biological Invasions* 8: 3-11
- CIESM 2008. Atlas of Exotic Crustaceans in the Mediterranean Sea [dostęp: 25.07.2017]. <<http://www.ciesm.org/atlas/appendix1.html>>
- Clark P.F., Rainbow P.S., Robbins R.S., Smith B., Yeomans W.E., Thomas M., Dobson G. 1998. The alien chinese mitten crab, *Eriocheir sinensis* (Crustacea: Decapoda: Brachyura), in the Thames catchment. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 78: 1215-1221
- Cohen A.N., Carlton J.T., Fountain M.C. 1995. Introduction, dispersal and potential impacts of the green crab *Carcinus maenas* in San Francisco Bay, California. *Marine Biology* 122(2): 225-238
- Cohen A.N., Carlton J.T. 1997. Transoceanic transport mechanism: Introduction of the Chinese Mitten Crab, *Eriocheir sinensis*, to California. *Pacific Science* 51(1): 1-11
- Czerniejewski P., Filipiak J. 2001. Krab wełnistoszczypcy – przybysz czy już endemit estuarium Odry? *Przegląd Rybacki* 1(56): 42-47
- Czerniejewski P., Wawrzyniak W. 2006. Seasonal changes in the population structure of the Chinese mitten crab, *Eriocheir sinensis* (H. Milne Edwards) in the Odra/Oder Estuary. *Crustaceana* 79(10): 1167-1179
- Czerniejewski P., Wawrzyniak W., Pasewicz W., Beldowska A. 2007. A comparative analysis of two allochthonous populations of the Chinese mitten crab (*Eriocheir sinensis* H. Milne Edwards, 1853) from the Szczecin Lagoon (NW Poland) and San Francisco Bay (US west coast). *Oceanologia* 49(3): 353-367
- Czerniejewski P., Rybczyk A. 2008. Body weight, morphometry, and diet of the mud crab, *Rhithropanopeus harrisi tridentatus* (Maitland, 1874) in the Odra estuary, Poland. *Crustaceana* 81(11): 1289-1299
- Czerniejewski P. 2010. Changes in condition and in carapace length and width of the Chinese mitten crab (*Eriocheir sinensis* H. Milne Edwards, 1853) harvested in the Odra River estuary in 1999-2007. *Oceanological and Hydrobiological Studies* 39(2): 25-36
- Czerniejewski P., Rybczyk A., Wawrzyniak W. 2010. Diet of the Chinese mitten crab, *Eriocheir sinensis* H. Milne Edwards, 1853, and potential effects of the crab on the aquatic community in the River Odra/Oder estuary (N.-W. Poland). *Crustaceana* 83(2): 195-205
- Czerniejewski P., Skuza L., Drotz M.K., Berggren M. 2012. Molecular connectedness between self and none self-sustainable populations of Chinese mitten crab (*Eriocheir sinensis*, H. Milne Edwards, 1853) with focus to the Swedish Lake Vänern and the Oder and Vistula River in Poland. *Hereditas* 149: 55-61
- Darling J.A., Tepolt C.K. 2008. Highly sensitive detection of invasive shore crab (*Carcinus maenas* and *Carcinus aestuarii*) larvae in mixed plankton samples using polymerase chain reaction and restriction fragment length polymorphisms (PCR-RFLP). *Aquatic Invasions* 3(2): 141-152
- Dawirs R.R. 1982. Methodological aspects of rearing decapod larvae *Pagurus bernhardus* (Paguridae) and *Carcinus maenas* (Portunidae). *Helgolander Meeresuntersuchungen* 35: 439-464
- Demel K. 1953. Nowy gatunek w faunie Bałtyku. *Kosmos* 2: 105-106
- Dittel A.I., Epifanio C.E. 2009. Invasion biology of the Chinese mitten crab *Eriocheir sinensis*: A brief review. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 374: 79-92
- Domingues C.P., Creer S., Taylor M.I., Queiroga H., Carvalho G.R. 2011. Temporal genetic homogeneity among shore crab (*Carcinus maenas*) larval events supplied to an estuarine system on the Portuguese northwest coast. *Heredity* 106: 832-840
- Eastwood M.M., Donahue M.J., Fowler A.E. 2007. Reconstructing past biological invasions: niche shifts in response to invasive predators and competitors. *Biological Invasions* 9: 397-407
- Elnor R.W. 1981. Diet of green crab *Carcinus maenas* (L.) from Port Hebert, southwestern Nova Scotia. *Journal of Shellfish Research* 1(1): 89-94
- Floyd T., Williams J. 2004. Impact of green crab (*Carcinus maenas* L.) predation on a population of soft-shell clams (*Mya arenaria* L.) in the Southern Gulf of St. Lawrence. *Journal of Shellfish Research* 23(2): 457-462
- Geller J.B. 1999. Decline of a native species masked by sibling species invasion. *Conservation Biology* 13:661-664

- Gillespie G.E., Phillips A.C., Paltzat D.L., Therriault T.W. 2007. Status of the European green crab, *Carcinus maenas*, in British Columbia - 2006. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences 2700: 1-38
- Giosa de M., Czerniejewski P. 2011. Major axis approach to the statistical analysis of the relative growth of Chinese mitten crab (*Eriocheir sinensis*) in the Odra estuary (Poland). Oceanological and Hydrobiological Studies 40(1): 36-45
- Global Invasive Species Database (2017) [dostęp: 10.05.2017]. <<http://www.iucngisd.org/gisd/search.php>>
- Głowaciński Z., Okarma H., Pawłowski J., Solarz W. 2012. Gatunki obce w faunie Polski. Wydanie internetowe. Instytutu Ochrony Przyrody PAN w Krakowie. Kraków
- Goncalves F., Ribeiro R., Soares A. 1995. *Rhithropanopeus harrisi* (Gould), an American crab in the estuary of the Mondego-River. Portugal. Journal of Crustacean Biology 15: 756-762
- Grabda E. 1973. Krab wełnistoszczypcy, *Eriocheir sinensis* Milne-Edwards, 1853 w Polsce. Przegląd Zoologiczny 17: 46-49
- Graaf de J., Tyrrell M.C. 2004. Comparison of the feeding rates of two introduced crab species, *Carcinus maenas* and *Hemigrapsus sanguineus*, on the blue mussel, *Mytilus edulis*. Northeastern Naturalist 11: 163-167
- Griffen B.D., Guy T., Buck J.C. 2008. Inhibition between invasives: a newly introduced predator moderates the impacts of a previously established invasive predator. Journal of Animal Ecology 77: 32-40
- Grosholz E.D., Ruiz G.M. 1996. Predicting the impact of introduced marine species: Lessons from the multiple invasions of the European green crab *Carcinus maenas*. Biological Conservation. 78(1-2): 59-66
- Grosholz E.D., Ruiz G.M. 2003. Biological invasions drive size increases in marine and estuarine invertebrates. Ecology Letters. 6(8): 700-705
- Haahtela I. 1963. Some new observations and remarks on the occurrence of the mitten crab, *Eriocheir sinensis* Milne Edwards (Crustacea, Decapoda) in Finland. Aquilo Amicorum Naturae Oulensis 1: 9-16
- Hänfling B., Carvalho G.R., Brandl R. 2002. mt-DNA sequences and possible invasion pathways of the Chinese mitten crab. Marine Ecology Progress Series 238: 307-310
- Hegele-Drywa J., Thiercelin N., Schubart C.D., Normant-Saremba M. 2015. Genetic diversity of the non-native crab *Rhithropanopeus harrisi* (Brachyura: Panopeidae) in the Polish coastal waters – an example of patchy genetic diversity at a small geographic scale. Oceanological and Hydrobiological Studies International Journal of Oceanography and Hydrobiology 44(3): 305-315
- Herborg L.M., Weetman D., Oosterout C.A., Hänfling B. 2007. Genetic population structure and contemporary dispersal pattern of a recent European invader, the Chinese mitten crab, *Eriocheir sinensis*. Molecular Ecology 16: 231-242
- Ingle R.W. 1986. The chinese mitten crab *Eriocheir sinensis* H. Milne Edwards – a contentious Immigrant. The London Naturalist 65: 101-105
- Jażdżewski K., Konopacka A., Grabowski M. 2005. Native and alien malacostracan crustacea along the Polish Baltic Sea coast in the twentieth century. Oceanological and Hydrobiological Studies 34(1): 176-193
- Kinne O., Rotthauwe H.W. 1952. Biologische Beobachtungen und Untersuchungen über die Blutkonzentration an *Heteropanope tridentatus* Maitland (Decapoda). Kieler Meeresforsch 8: 212-217
- Klassen G., Locke. A. 2007. A biological synopsis of the European green crab, *Carcinus maenas*. Canadian Manuscript Report of Fisheries and Aquatic Sciences. No. 2818 [dostęp: 10.05.2017]. <<http://waves-vagues.dfo-mpo.gc.ca/Library/330845.pdf>>
- Kujawa S. 1957. Biology and cultivation of the crab *R. harrisi tridentatus* from the Vistula Lagoon. Wszechświat 2: 57-59
- Le Roux P.J., Branch G.M., Joska M.A.P. 1990. On the distribution, diet and possible impact of the invasive European shore crab *Carcinus maenas* (L.) along the South African coast. South African Journal of Marine Science 9: 85-92
- Ledesma F.M., van der Molen S., Barón P. J. 2010. Sex identification of *Carcinus maenas* by analysis of carapace geometrical morphometry. Journal of Sea Research 63: 213-216
- Locke A., Hanson J.M., Ellis K.M., Thompson J., Rochette R. 2007. Invasion of the southern Gulf of St. Lawrence by the clubbed tunicate (*Styela clava* Herman): Potential mechanisms for invasions of Prince Edward Island estuaries. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 342: 69-77
- Ławiński L., Węglarska B. 1959. Morphological and histochemical investigation on embryological t of the crab *Rhithropanopeus harrisi* (Gould) subsp. tridentatus (Maitl.). Acta Biologica et Medica Gdańsk 3: 1-17

- Lawiński L., Pautsch F. 1969. A successful trial to rear larvae of the crab *Rhithropanopeus harrisi* (Gould) subsp. *tridentatus* (Maitland) under laboratory condition. *Zoologica Poloniae* 19: 495-504
- Mizzan L., Zanella L. 1996. First record of *Rhithropanopeus harrisi* (Gould, 1841) (Crustacea, Decapoda, Xantidae) in the Italian Waters. *Bollettino del Museo Civico di Storia Naturale di Venezia* 46: 109-122
- Mooney H., Cleland E. 2001. The evolutionary impact of invasive species. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 98: 5446-5451
- Muntz L., Ebling F.J., Kitching J.A. 1965. The ecology of Lough Ine, XIV. Predatory activity of large crabs. *Journal of Animal Ecology* 34: 315-29
- Nehring S. 2000. Zur Bestandssituation von *Rhithropanopeus harrisi* (Gould, 1841) in deutschen Gewässern: Die sukzessive Ausbreitung eines amerikanischen Neozoons (Crustacea: Decapoda: Panopeidae). *Senckenbergiana Maritima*. Frankfurt 30(3/6): 115-122
- Nepszy S.J., Leach J.H. 1973. First record of the Chinese mitten crab, *Eriocheir sinensis*, (Crustacea: Brachyura) from North America. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 30: 1909-1910
- Normant M., Miernik J., Szaniawska A. 2004. Remarks on the morphology and the life cycle of *Rhithropanopeus harrisi* subsp. *tridentatus* (Maitland) from the Dead Vistula river. *Oceanological and Hydrobiological Studies* 33(4): 93-102
- Panning A. 1939: The Chinese mitten crab. *Annual Report Smithsonian Institution 1938*, 361-375
- Petersen C.H. 2006. Range expansion in the northeast Pacific by an estuary mud crab- a molecular study. *Biological Invasions* 8: 565-576
- Projecto-Garcia J., Cabral H., Schubart C.D. 2010. High regional differentiation in a North American crab species throughout its native range and invaded European waters: a phylogeographic analysis. *Biological Invasions* 12(1): 253-263
- Richardson D.M., Pyšek P., Rejmanek M., Barbour M.G., Panetta F.D., West C.J. 2000. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and Distributions* 6: 93-107
- Rivera de C.E., Grosholz E.D., Ruiz G.M.. 2011. Multiple and long-term effects of an introduced predatory crab. *Marine Ecology Progress Series* 429(16): 145-155
- Robbins R.S., Smith B.D., Rainbow P.S., Clark P.F. 1999. Seasonal changes (1995–1997) in the population structure of Chinese mitten crabs, *Eriocheir sinensis* (Decapoda, Brachyura, Grapsidae) in the Thames at Chelsea, London. W: Vaupel-Klein von J.C., Schram F.R. (red.). *Proceedings of the fourth international crustacean congress: the biodiversity crisis and crustacea*. A.A. Balkema Publishers. Amsterdam: 343-349
- Roman J., Palumbi S.R. 2004. A global invader at home: population structure of the green crab, *Carcinus maenas*, in Europe. *Molecular Ecology* 13(10): 2891-2898
- Rudnick D.A., Halat K.M., Resh V.H. 2000. Distribution, ecology and potential impacts of the Chinese mitten crab (*Eriocheir sinensis*) in the San Francisco Bay. University of California Water Resources Center. Berkeley
- Rumrill S.S. 1990. Natural mortality of marine invertebrate larvae. *Ophelia* 32: 163-198
- Sakai A.K., Allendorf F.W., Holt J.S., Lodge D.M., Molofsky J., With K.A., Baughman S., Cabin R.J., Cohen J.E., Ellstrand N.C., McCauley D.E., O'Neil P., Parker I.M., Thompson J.N., Weller S.G. 2001. The population biology of invasive species. *Annual Review of Ecology and Systematics* 32: 305–332
- Schaffer N.A. 1935. Uvahu o cinskem ci vlnoklepetem. *Vestnik Rybopromyshlennosti* 15(8): 117-121
- Silva I.C., Paula J. 2008. Is there a better chela to use for geometric morphometric differentiation in brachyuran crabs? A case study using *Pachygrapsus marmoratus* and *Carcinus maenas*. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 88(5): 941-953
- Tepolt C.K., Blum M.J., Lee V.A., Hanson E.D. 2007. Genetic analysis of the Chinese mitten crab (*Eriocheir sinensis*) introduced to the North American Great Lakes and St. Lawrence Seaway. *Journal of Great Lakes Research* 33: 658-667
- Turoboyski K. 1973. Biology and ecology of the crab *Rhithropanopeus harrisi* subsp. *tridentatus*. *Marine Biology* 23: 303-313
- Veldhuizen T., Stanish S. 1999. Overview of the life history, distribution, abundance, and impacts on the Chinese mitten crab, *Eriocheir sinensis*. Report prepared for U.S. Fish and Wildlife Series, Sacramento (CA): California Department of Water Resources. Berkeley
- Vincent T. 1996. Le crabe Chinois *Eriocheir sinensis* H. Milne- Edwards 1854 (Crustacea, Brachyura) en Seine-maritime. *Annales de l'Institut Oceanographic* 72(2): 155-171

- Walter M., Culver C. 2000. The chinese mitten crab as a potential host for human parasitic lung flukes in the San Francisco Bay Estuary. IEP Newsletter 13(3): 12
- Webster S.G., Dirksen H. 1991: Putative molt-inhibiting hormone in larvae of the shore crab *Carcinus maenas* L. an immunocytochemical approach. Biological Bulletin 180(1): 65-71
- Winnicki A., Słomianko M. 1969. Pobieranie wody przez jaja a właściwości osłonek jajowych kraba *Rhithropanopeus harrisi*. Materiały ze Zjazdu Polskiego Towarzystwa Zoologicznego Lublin 9: 151
- Yamada S.B., Hauck L. 2001. Field identification of the European green crab species: *Carcinus maenas* and *Carcinus aestuarii*. Journal of Shellfish Research 20(3): 905-909
- Żmudziński L. 1961. Skorupiaki dziesięcionogie (Decapoda) Bałtyku. Przegląd Zoologiczny 5(4): 352-360

Non-native crabs in the Baltic coastal waters: current situation and effect on the habitats of native aquatic fauna species

Abstract

In the Polish coastal and estuary waters, three invasive crab species can be found – Chinese mitten crab *Eriocheir sinensis*, European green crab *Carcinus maenas* and Harris mud crab *Rhithropanopeus harrisi*. The Chinese mitten crab is a catadromous species that originates from the waters of the Yellow Sea (Chinese and Korean coast). In Europe, it has been observed in the Aller river since 1912, from where it spread to the coastal waters of the Northern Atlantic, North Sea and Baltic Sea. In Poland, it occurs in large quantities in the Oder river estuary, affecting the native aquatic fauna and flora, and causing problems for fisheries, even damaging fishing equipment. The western part of the Baltic Sea is the border of the region of occurrence of the European green crab, whose few populations do not pose threat to the native aquatic biocenosis. The Harris mud crab occurs in spots, but forms numerous populations in Gdańsk Bay and Vistula Lagoon. The species originates from North American waters and was probably carried to the Baltic in the ballast water tanks of ships. Adult individuals that feed on native mussels can compete with some benthivorous fish, but are also prey for carnivorous fish that inhabit the coastal zone. Genetic analysis (mtDNA *cox1*, microsatellites) of individuals at various developmental stages is of key importance for the assessment of the course of invasion. Studies allow species identification of larvae in ballast waters, as well as tracking and assessing the size of invasion or hybridization. Understanding the structure of the population using molecular analysis can help to prevent further invasions.

Keywords

Carcinus maenas, Chinese mitten crab, European green crab, *Eriocheir sinensis*, genetic analysis, Harris mud crab, invasive species, *Rhithropanopeus harrisi*

Introduction

Invasions of expansive non-native species are an important problem globally and, according to the International Union for Conservation of Nature (IUCN), is one of the most prominent threats to biodiversity due to unforeseen consequences of introducing a new species into the environment. Contemporary changes in areas inhabited by numerous plant and animal species are often a consequence of intentional human activity (deliberate introduction), although certainly in just as many cases the changes are random, associated with development of transport, trade and exchange of goods (Casal 2006). For example, approximately 1000 non-native species, including many pathogens and toxic organisms, have been introduced into the Mediterranean and Black Sea by ships in the recent decades. This is slightly over 8% of all species (12,000) known in both reservoirs (CIESM 2008). In Poland, the estimated number of non-native species of plants, animals and fungi is approx. 800 (Głowaciński et al. 2012). Among animals, the most abundant group are invertebrates, mostly crustaceans (Jażdżewski et al. 2005). For example, as reported by Jażdżewski et al. (2005), 11 out of 56 (almost 20%) species of higher crustaceans have been introduced. Most non-native animal species live in estuary waters. This group includes the European green crab, sporadically seen in the Western Baltic, as well as the Chinese mitten crab and the Harris mud crab. The first of these species, European green crab, has a carapace length of 4 cm. It is very rarely seen in Polish waters, and is more common in the Swedish coastal

waters of the Baltic. The Harris mud crab is a small crustacean, with carapace width and length not exceeding 2,5 cm, that has been common in the waters of Gdańsk Bay and the Vistula Lagoon since 1970s. In turn, the Szczecin Lagoon and the Oder mouth have the most abundant population of the Chinese mitten crab in Poland, but the species is also seen in smaller quantities in Gdańsk Bay and coastal lakes.

This report is a compilation of knowledge about these crustaceans, with the information presented being derived from studies published in peer-reviewed journals in 1999–2015, as well as the available domestic and international literature.

Chinese mitten crab *Eriocheir sinensis* H. Milne Edwards, 1853

The first crabs of this species in Europe were casually observed in 1912 in northern Germany during fishing activities in the River Aller, a lower tributary of the River Weser (Panning 1939, Grabda 1973). The crabs were probably carried as larvae from the waters of the Far East to German ports in the North Sea (Cohen and Carlton 1997). They might have been carried in the ballast water tanks of ships, which is supported by the fact that in 1932 in Hamburg, two adult individuals (40 and 50 mm in size) were found in the ballast tanks of the scrapped ship 'Artemisia' that had entered ports in the China Sea (Grabda 1973). It should be noted that in the first decade of the 20th century, rapid intensification of shipping trade between Europe and East Asia occurred, which allowed transposition of various animal species into new areas, and the favourable environmental conditions of rivers flowing into the North Sea resulted in a fast growth of crab populations. As early as in late 1920s, their area of occurrence spread from the River Ems in the west to the River Oder in the east (Panning 1939). The highly developed system of rivers and canals in Western Europe facilitated their transfer and colonization of new areas. By the end of 1930s, the Chinese mitten crab inhabited almost entire Europe, from France (in the west) to Estonia and Finland (in the east). After another 10 years, the crab was observed in the waters of Sweden and Czechoslovakia (Schaffer 1935). It is currently caught in countries such as Portugal, United Kingdom and Finland (Haahtela 1963, Ingle 1986, Clark et al. 1998, Cabral and Costa 1999). The potential abundance of this species is demonstrated by the fact that 20 years after the first observation in Europe, more than 200 tonnes of this crab was caught annually only in Germany, with the quantity being only partially registered bycatch obtained during the principal activity—fishing. The size of the population was also evidenced by the numerously observed cases of crabs walking out of rivers en mass and approaching nearby houses (Panning 1939). Apart from the European waters, the Chinese mitten crab reached Hawaii in the 1950s (probably via the same mechanism), followed by North America, where it "took over" the Great Lakes and the Mississippi Delta, and recently (1992) has occurred in San Francisco Bay (Nepszy and Leach 1973, Rudnick et al. 2000).

As reported by Grabda (1973) the first individuals of the Chinese mitten crab in the area of today's Poland were caught in 1928 in Szczecin Lagoon, and only a few years later the species was present in almost all tributaries of the Oder (Warta, Noteć, Lusatian Neisse, Silesian Kwisa, Bóbr, Śleza and Oława), the Vistula mouth (1930), near Włocławek (1933) and Puck Bay (1933) and the Hel Peninsula (open sea side). In 1932, the crab was found even in Lake Wydminy near Giżycko, where it was probably transferred along with eel stocking material. In 1970s, an unexplained reduction in the population of this crab was noticed in inland catches, which suggested "retreat" of the species from Polish waters due to unfavourable changes in the water quality of rivers and reservoirs. A small population of the crab remained until early 1990s. Since then, fishers from the Oder estuary have raised their concern about the increasing quantities of the Chinese mitten crab captured as bycatch during fishing (Czerniejewski 2010). In autumn, it is not uncommon to encounter several hundred individuals per day in fyke nets installed in the Szczecin Lagoon, the Kamieński Lagoon and Lake Dąbie. Czerniejewski and Wawrzyniak (2006) estimated that the mean annual abundance and biomass of the caught *E. sinensis*

was 33,000 individuals (4.7 tonnes). According to the most recent information obtained from fishers working on coastal lakes (Gardno, Jamno, Bukowo) and employees of the Hel Marine Station, the species is sporadically seen in these basins.

The main body part of the Chinese mitten crab is cephalothorax, also called carapace. Its weight ranges from 40% to 70% of total body weight. It is composed of chitin that surrounds and protects all internal organs, resembling massive armour (Fig. 4). In their study, Czerniejewski et al. (2007) reported that the width of cephalothorax in most caught individuals of this species is 50–80 mm, but sometimes larger individuals can be observed. Cephalothorax in adult crabs is roughly square in shape and light brown, but dark brown and even red individuals can also be found. The species has one pair of symmetrical large chelae whose internal edges are equipped with massive ‘teeth’. The chelae in females constitute approx. 15% of body weight, while those in males are significantly larger (in both length and weight) and reach 30% of body weight.

Sexual dimorphism is evidenced by the chelae size, but predominantly by the shape of the abdomen, only in individuals with carapace width no smaller than 40 mm. The chitin abdomen is bell-shaped in males and oval in females (De Giosa and Czerniejewski 2011). Of the four pairs of walking legs, two middle pairs have almost two times greater length than the width of the carapace. In adult forms, the first three legs in addition to the chelae have hairs along the outer segments, while the fourth leg has hairs on both the internal and external side. Under great stress caused, e.g., by a carnivore attack, crabs, similarly to lizards, can ‘reject’ one or several legs in an attempt to save themselves from being killed. A similar reaction occurs when they are taken out of fishing nets, thus injured individuals are often found by fishers. It has been observed that after certain period, the lost legs and chelae are regenerated, with the ‘new’ ones being smaller.

The Chinese mitten crab is a catadromous species, which means that it spends most of its life in freshwater, but reproduces in salt water. A well-known place for the reproduction of the species in Europe in the winter is the coastal zone of the North Sea near Germany (Veldhuizen and Stanish 1999). The water in which reproduction occurs should have a salinity level above 25 ‰ (Ingle 1986, Vincent 1996). In the spring, larvae hatch from 250,000 to 1 million eggs attached to the abdominal parts of the female’s body to give rise to a new generation (Panning 1939, De Giosa and Czerniejewski 2011). Subsequently, both males (after moulting) and females (after larvae hatching) move into more shallow waters in river mouth zones where they die. In the spring or, with delayed reproduction, early summer, juvenile forms hatch as larvae, the so-called zoea, that after 15 days on average transform into the so-called megalopa ready to enter fresh waters. After the last metamorphosis into the final form, in the summer, young crabs initiate migration, passing up to 1,200 km upstream in rivers. Depending on the size and condition of individuals, their speed is between 1 and 3 km/day. In their river period, the crabs grow intensively. Their weight gain requires periodical shedding of old armour that restrains further growth.

In the waters of Europe, the Chinese mitten crab moults 6–8 times in the first year of life, increasing its weight by approx. 24%, 4–6 times in the second year of life, and 2–3 times in the third year of life. Four- and five-year-old crabs moult their armour only once per year, and their weight can reach up to 0.5 kg. For the correct growth, adult individuals have a wide range of preferred temperatures: from 7 to 30°C (Veldhuizen and Stanish 1999). Environmental conditions play a significant role in both the size and the sexual maturity of the crabs. For example, in the warm waters of China, the species is ready for reproduction as early as at the age of 1–2 years (according to spoken communication with prof. Xin Naihong), while in the waters of Europe, characterized by a lower temperature, sexual maturity is achieved at the age of 3–5 years (Panning 1939). When it happens, young Chinese mitten crabs migrate back from rivers to their potential reproduction sites located in the coastal zone of the sea, with females initiating migration earlier than males. The peak of this migration in both the waters of origin

and the waters to which the crabs have adapted occurs in the autumn and winter (Czerniejewski and Wawrzyniak 2006). In the waters of Germany, the peak biomass is observed from late summer to early winter (Panning 1939), in the United Kingdom—from September to December (Robbins et al. 1999), while in France—from August to October (Dittel and Epifanio 2009). In other months, single adult and juvenile individuals can be found, the latter of which are most abundant in the period of upstream migration in rivers (spring/summer) (Panning 1939, Dittel and Epifanio 2009).

The Chinese mitten crab is an omnivore, however, its diet is different depending on the stage of life. At juvenile stages, the crabs mainly eat plant material: Canadian waterweed, duckweed and various pondweed species, while the diet of adult individuals consists of small invertebrates, but still with a large share of plant components. Analysis of their diet in the Oder estuary revealed detritus (59.6% of the stomach content volume), animal, vascular plants material and algae (10.4%, 10.7% and 5.3% respectively). The animal material consisted in 38.6% of Copepod remains and in 11.2% of Chironomidae larvae (Czerniejewski et al. 2010). In China, the crabs sporadically also consume fish (Tan et al., cited for Veldhuizen and Stanish 1999), but this component was reported in a few examined individuals out of 3,000. Being armoured, heavy and relatively slow, the crabs are probably unable to catch healthy fish in natural conditions. Thus, similarly to the native crayfish, they often play the role of cleaners removing dead fish from the reservoir bottom. Consumption of fish by the crabs has also been confirmed by professional fishers working in the Szczecin Lagoon, as well as observations made in artificial conditions (Czerniejewski et al. 2010).

Favorable environmental conditions, as well as the high adaptability and fertility of the Chinese mitten crab are the main causes of the constant growth of its population, not only in the local waters (Fig. 5). For example, the population of the species in the San Francisco estuary increased from 20,000 (1997) to more than 1 million (1998) over one year. Therefore, systematic studies were initiated in the USA to identify and manage the potential threats resulting from the presence of such a large crab population (Rudnick et al. 2000).

In areas inhabited by this species, an unfavourable decrease in the abundance of small invertebrates, that are food to fish and other animals, has been noticed. This interspecific competition caused a significant decrease in the quantities of prawns and signal crayfish caught (Veldhuizen and Stanish 1999). It also appears that the crabs, while feeding mainly on submerged plants, destroy or eat fish eggs deposited on these plants, which results in a decrease in the population of some fish species. In Poland, these crabs are troublesome and unwanted 'guests'. According to observations made by fishers, the crabs can destroy the walls of pond fishing tools (fyke nets) and damage fish caught in these nets in cases of food shortage (Czerniejewski and Filipiak 2001). Moreover, their presence in the nets complicates selection of the caught fish, thereby reducing fishing effectiveness. Large populations of the Chinese mitten crab are also a threat for the reservoir itself. During their period in fresh water, the crabs shelter in dens pre-excavated in shores, levees and bottom, with up to 30 dens per 1 m². This leads to an increased erosion rate of the shores of these reservoirs, as well as reduces the stability of levees and in extreme cases can lead to their complete destruction. However, the direct threat to humans posed by the Chinese mitten crab is due to the fact that the species is a carrier of 'Asian' parasites, such as flukes of the *Paragonimus* genus (Walter and Culver 2000).

Harris mud crab *Rhithropanopeus harrisi* Gould, 1841

The natural site of occurrence of the Harris mud crab in the North American coast of the Atlantic (Petersen 2006), where the species inhabits brackish waters of estuaries (from Nova Scotia in Canada, along the Florida peninsula, to the northern part of the Gulf of Mexico). It was carried to Europe probably in the ballast water tanks of ships carrying goods from the USA. The first individuals in Europe

were seen in 1874 in the Dutch river Zuiderzee and identified by Maitland as *Pilumnus tridentatus*. The taxonomic position of the crab was revised in 1892 by De Man who assigned it to the *Heteropanope* genus. As late as in 1949, Buitendijk and Holthuis (cited for Turoboyski 1973) concluded that *Hetero Panope tridentatus*, discovered in Europe 75 years beforehand, originated from North American waters and due to insignificant morphological differences considered it as *Rhithropanopeus harrisi* spp. *tridentatus*. By that time, the Harris mud crab had colonized the coastal waters of Holland, Germany and even the Baltic Sea, where the first individuals migrated via the Kiel Canal in 1936. The same year, the species also appeared in the Black Sea, in 1948—in the Sea of Azov, in 1959—in the Caspian Sea, and in 1971—in the Aral Sea. In 1969, the first individuals of the Harris mud crab were discovered in the coastal waters of Panama, and in early 1990s—in Italy (Andreyev and Andreyeva 1988, Goncalves et al. 1995, Mizzan and Zanella 1996, Nehring 2000). Apart from the waters of the Atlantic Basin, since 1930s the species has colonized several sites of the Pacific coastal zone: San Francisco, Humboldt, Coos and Tilamook Bays (Petersen 2006).

The first individuals in Poland were caught in the Vistula Lagoon in 1951 (Demel 1953). In 1950s, the species also colonized Martwa Wisła, Motława and the coastal zone of Gdańsk Bay (Kujawa 1957, Turoboyski 1973, Normant et al. 2004). A relatively abundant population of this species is present in these basins, while only single individuals have been sporadically reported in the Oder estuary. This was, however, occasional bycatch not exceeding 2–3 individuals per year, treated as a sensational phenomenon. In the autumn of 2007, the abundance of the Harris mud crab in the Oder estuary increased for unknown reasons. For example, in September and October that year, its quantity per one fyke net reached 5–7 individuals. It is difficult to precisely establish the biomass and abundance in that area, as the mesh size used in fyke nets is large and the small crabs pass through it. However, the increase in the abundance of the species is evidenced by the fact that catches conducted with experimental traps (fyke nets with a mesh size of 5 mm) some dozen times in September and October resulted in 146 caught Harris mud crabs (Czerniejewski and Rybczyk 2008). This increase in the Oder estuary was probably associated with the founding of a settled population of this species, capable of reproduction, in the waters of the Szczecin Lagoon and Lake Dąbie. The prevailing range of carapace width among the caught crabs was 16.01–20.00 mm (Czerniejewski and Rybczyk 2008) which, according to Normant et al. (2004) means that the animals are ready for reproduction.

The entire body and internal organs of the crab are covered by a chitin armour providing protection from carnivores. The body weight of adult individuals of this species is approx. 1 g, with some of them reaching 5 g (Fig. 6). Males are usually characterized by approx. 30% greater individual weight than females of similar size. This sexual dimorphism is caused by the much heavier chelae in males. The weight of chelae in males reaches 64.0% of total body weight in males and 28.0% of total body weight in females (Turoboyski 1973).

Sexual dimorphism, as in other crab species, is also evidenced by different appearance of the abdomen: bell-shaped in males and more rounded in females.

Most crabs are ready for reproduction in the second year of life, with a carapace width above 8 mm. In late spring (May–June), in a relatively large temperature range (14–32°C), females stimulate males for reproduction using pheromones (Carlisle and Knowles 1959). A fertilized female after a few to some dozen days, depending on the temperature (Kujawa 1957, Turoboyski 1973), lays between 1280 and 16,000 eggs (Turoboyski 1973, Kinne and Rotthauwe 1952). Most females with laid eggs can be observed between June and end of August, with only few females with eggs at that stage of development caught in the estuary waters of Poland until early October. Embryo development in the laid eggs lasts from 14 to 23 days (Ławiński and Węglarska 1959, Winnicki and Słomianko 1969). The length of the larval (zoea I, zoea II, zoea III, zoea IV) and post-larval (megalopa) development in this species is approx. 1 month (Ławiński and Pautsch 1969). In this period, the survival rate of the Harris mud crab is

very low. In laboratory it does not exceed 10-25% (Ławiński and Pautsch 1969, Turoboyski 1973), while in the natural environment it is much lower due to the activity of planktivorous fish.

The larval stages (zoea) in the coastal waters of the Southern Baltic are found from mid-July to mid-September, with the greatest abundance in August, and subsequently transform into megalopa.

The Harris mud crab inhabits estuary waters of up to several metres in depth (with the greatest abundance at up to 1.5 m), avoiding bottoms covered with a thick layer of silt. It is a euryhaline animal (both larvae and adult forms) that tolerates great variations in water salinity. It inhabits estuary waters with a highly variable salinity ranging from 0.5‰ to 25‰. In Europe, the presence of this species has been most frequently detected in basins with a salinity of 0.98-14‰ (Żmudziński 1961), while in Poland it has been found in waters with a salinity of 2-4‰. The Harris mud crab is characterized by a high tolerance to temperature variations. It lives at temperatures ranging from 1–2°C to even 37°C. Adult individuals tolerate well temperatures around 35°C, while larvae develop best at approx. 30°C.

It is probably this high adaptability to waters with a broad range of temperatures and salinity that promotes the survival of the species in new environmental conditions. However, the size of the population of this crab is regulated by numerous carnivores (mainly eel) or even planktivores that feed on the juvenile stages of the species. Moreover, cannibalism is common in this species during moulting, which severely reduces the population.

The diet of the Harris mud crab is varied and differs depending on the inhabited environment. In the Kiel Canal, the food of this species mainly consists of crustaceans of the *Gammarus sp.*, and plants of the *Enteromorpha sp.* and *Ulva sp.* In the Sea of Azov, the stomachs of this species contain mainly plant material and organic matter. In Poland, in the Vistula Lagoon, the species feeds mainly on *Neomysis vulgaris*, *Nereis diversicolor* and Chironomidae larvae (Turoboyski 1973). Having analysed the diet of the species, Kujawa (1957) also reported the presence of: *Dreissena polymorpha*, *Mytilus edulis*, *Cordylophora caspia*, as well as detritus and inorganic matter, while the plant matter included *Cladophora sp.* and *Enteromorpha sp.* As reported by Czerniejewski and Rybczyk (2008), the population of the Oder estuary feeds mainly on detritus and animals, e.g., copepods (Copepoda), insects (Insecta), as well as *Mytilus edulis* and *Dreissena polymorpha*.

European green crab *Carcinus maenas* L., 1758

The is also known as the (European) shore crab. It inhabits the coastal waters of seas of the moderate, tropical and subtropical zones throughout the globe. It is found in shallow waters, often in river mouths (Silva and Paula 2008). Carlton and Cohen (2003) suggested that the spread of this crab occurred at three major intervals: I: around 1800, II: in 1850–1870, and III: in 1980–1990. *C. maenas* was first identified outside Europe in 1817. The characterized individuals originated from the Red Sea. They were collected by Savigny during an expedition to Egypt that had taken place a few years beforehand (1799–1801). It is suggested that individuals of this species identified in late 19th century were carried to the Red Sea before the opening of the Suez Canal (1869) by cruise ships voyaging around Africa (Carlton i Cohen 2003).

The species has colonized the waters of Japan, South Africa, North America, Australia and Tasmania (Le Roux et al. 1990, Cohen et al. 1995, Carlton and Cohen 2003). It is sporadically seen in the western part of the Baltic Sea, which constitutes the eastern border of the crab's range of occurrence. In Poland, *Carcinus maenas* was first described by Demel in 1928 in the coastal zone of the Baltic Sea near Gdańsk (Demel 1953). The cosmopolitan spread of the species is mainly a result of transfer of larvae on the hulls and in ballast water tanks of ships, but also co-transfer with algae used for packing of living bait (Carlton and Cohen 2003). Colonization is also facilitated by the fact that the crab is very

tolerant to water temperature and salinity, and adapts very easily to a new environment (Jażdżewski et al. 2005).

The European green crab is a shore crab that can range in size from a carapace width of 1–2 cm to 9–10 cm (Grosholz and Ruiz 1996) and is wider than it is long (Klassen and Locke 2007). Individuals inhabiting the Pacific and Atlantic Coasts of North America, as well as the species' original sites of occurrence are larger (Gillespie et al. 2007). Morphometric measurements demonstrate sexual dimorphism in the European green crab (Silva and Paula 2008). Males have larger chelae and less convex carapaces than females (Ledesma et al. 2010). The main body part is the cephalothorax that narrows caudally and contains the most important internal organs (Fig. 7). In the posterior part of the cephalothorax of the European green crab, a characteristic toothed edge can be found, with 5 teeth on each side (left and right). The orbit subovate is an obtuse tooth beneath the anterior canthus. The rostrum protrudes with three very obtuse subequal teeth, with the middle tooth being the smallest. On both sides of the cephalothorax, 4 pairs of walking legs and one pair of prehensile legs (chelae) are located. The walking legs have lanceolate tips. Under the cephalothorax is the folded abdomen with bell-like (in males) or oval (in females) shape.

The most characteristic feature allowing an easy identification of the European green crab among other Baltic species is the presence of 5 antero-lateral teeth or spines on each side of the crab and three rounded lobes between the eyes (Yamada and Hauck 2001).

The following developmental stages of the European green crab can be distinguished: protozoa, zoea (4 stages) and megalopa. Its larvae float freely in a plankton-like form in open sea for 4–6 weeks, depending on temperature (Dawirs 1982), while in individuals inhabiting the bottom, this period can last up to 90 days (Grosholz and Ruiz 2003). Each zoea stage lasts 5 to 7 days, and the megalopa stage lasts 8 days (Webster and Dirksen 1991). The last larval stage during metamorphosis into the adult form descends to the bottom and becomes a benthic organism (Dominigues et al. 2011). During their development, the larvae are exposed to changing environmental conditions, which affects their survival. Rumrill (1990) estimated the mortality rate of the larvae at as high as 7% per day. Larvae are less resistant to adverse temperature, salinity and lack of food than adult forms, which can limit the colonization of new sites. However, according to Dawirs (1982), the larvae of this species are relatively well adapted to natural food shortage. Suboptimal salinity can cause delays in larval development (Bravo 2007), while variations in temperature of 10°C per season are a thermal barrier for further spreading (Klassen and Locke 2007). The European green crab females live for approx. 3 years, while males live for approx. 5 years. The reproductive cycle lasts approx. 1 year, and gonadogenesis in large females can be observed twice a year (Klassen and Locke 2007). Mating occurs once a year during the midsummer. The European green crab is a particularly fertile species, with females producing 200,000 eggs per season. Reproductive strategy can be different in crabs that have recently colonized a new site (Audet et al. 2008).

Adult European green crabs are euthermic (tolerate a temperature range of 0–33°C), euryhaline (can inhabit sites with a salinity of 4‰ to 54‰) and tolerate lack of food for up to 3 months (Bravo et al. 2007). Populations of this species have successfully colonized natural coastal habitats, estuaries and semi-closed rocky shore locations, as well as artificial habitats, e.g., port docks (Klassen and Locke 2007). They occur at depths ranging from the tide level to 5–6 m below water surface, with the greatest known depth of 60 m (Breen and Metaxas 2008). The widening and reduction of the range of occurrence of this species along the western coast of the Atlantic was observed concurrently with short variations in temperature, which suggests that low water temperature is the limiting factor in the northward expansion of the species (de Rivera et al. 2011).

The European green crab is an omnivore feeding on aquatic plants, mussels, snails, but also carrion, thus playing the role of a cleaner (Elner et al. 1981, Eastwood et al. 2007). However, the species has specialized as a carnivore feeding on molluscs (DeGraaf and Tyrrell 2004, Floyd and Williams 2004) and juvenile forms of fish in both natural environment and aquaculture (Gillespie et al. 2007). During development, the crab switches its diet from plants and soft-shelled clams to hard-shelled mussels and snails (Silva and Paula 2008).

The European green crab is one of the most invasive crab species in the world (Darling et al. 2008, Global Invasive Species Database 2017). It has been seen to diminish the populations of the blue mussel *Mytilus edulis* and snail *Nucella lapillus* on the British coast (Muntz et al. 1965), as well as the small grapsid crab, *Hemigrapsus oregonensis* and *Transennella spp* (Grosholz and Ruiz 1996). In Bodega Bay (Northern California, USA), the European green crab has led to a reduction in the native population of mussels of the *Nutricola* genus (*N. tantilla* and *N. confusa*), which has increased the abundance of the non-native mussels *Gemma*. The species' abundance in the Gulf of Maine has been limited by another invasive crab, *Hemigrapsus sanguineus* (Griffen et al. 2008). In Europe, the species has been caught commercially for many years and is considered as an important carrion eater (Klassen and Locke 2007). Moreover, it is used as an indicator of heavy metal contamination, as this group of pollutants causes respiratory failure in this crab (Klassen and Locke 2007). According to Locke et al. (2007), the carnivorous nature of the European green crab has a significant detrimental effect on other crustacean species (interspecific competition), destruction of habitats, decreased biodiversity, as well as aquaculture and fisheries. However, the effect is observed in areas with a high abundance of the crab, while in the Baltic Sea, due to the sporadic occurrence of the species, no negative influence on the aquatic biocenosis has been noticed.

Crab migrations reflected in molecular studies

The cosmopolitan spread of invasive species has encouraged researchers to use molecular methods in their studies of these species. The inter-population variability, genetic structure and heterozygosity of the European green crab populations from the UK was analysed using allozymes of 14 enzymes and 6 loci, and a low genetic variability between the populations was revealed (Brian et al., 2006). Based on the genetic analysis of museum specimens of the European green crab from the 19th and early 20th century (Geller 1999), the origin of the species and thus the probable route of its transfer to Australia was determined (Bagley and Geller 2001).

In light of the global spread of the European green crab, PCR-RFLP method employing the *cox1* (502 bp) fragment was used to detect its larvae in the ballast water tanks of ships (Darling and Tepolt 2008). It is a very useful tool for monitoring and quick detection of threats in the form of single larvae. The *cox1* fragment analysis showed that sequence divergence between individuals from the Mediterranean and Adriatic Seas is 11% and is suspected to result from multiple invasions (Geller et al. 1997, Bagley and Geller 2001, Roman and Palumbi 2004). Analysis of 10 microsatellites of the Chinese mitten crab larvae from the coast of Portugal demonstrated a high genetic stability and lack of differences in adult individuals caught a few years beforehand (Domingues et al. 2011). Analysis of microsatellite DNA also revealed a single invasion of *C. maenas* and *C. aestuarii* hybrids in the Iberian Peninsula (Bagley and Geller 2001), and the hybridization is suspected to be due to human activity (concurrent transport of both species).

In the case of the Chinese mitten crab *Eriocheir sinensis*, a cosmopolitan invasive species, analysis of mtDNA *cox1* fragment allowed reconstruction of the route of invasion in Europe and America. Seven different haplotypes were distinguished, and genetic variability was higher in native populations than in new populations (Hänfling et al., 2002, Tepolt et al. 2007, Czerniejewski et al. 2012). Thus, it is sug-

gested that the lower number of haplotypes in the North American population was probably a result of a single transfer event (Hänfling et al. 2002).

By using microsatellite markers, the genetic structure and migration route of the Chinese population of the Chinese mitten crab to Europe were established (Herborg et al. 2007). The results confirmed those obtained by Hänfling et al. (2002) demonstrating a lower genetic variability in the European population compared to native one. Moreover, it was shown that gene homogenization currently occurring in Europe is due to the relatively high gene transfer between various river systems (Herborg et al. 2007). In their study, Hänfling et al. (2002) observed that haplotype ES4 of the Chinese crabs occurred at a moderate frequency (20–33%) in Europe, but was the only haplotype found in the San Francisco Bay area in the USA. However, the haplotype was not found in either of the 22 samples of the Chinese crabs (Hänfling et al. 2002).

European populations of the mud crab *Rhithropanopeus harrisii* have fewer mtDNA *cox1* haplotypes than populations of North America, which suggests a bottleneck effect during colonization (Projecto-Garcia et al. 2010). Higher genetic variability is found in older European populations, and the lack of gene transfer between populations can result in a quicker adaptation and specialization in new conditions (Projecto-Garcia et al., 2010). Analysis of the mtDNA *cox1* sequences revealed genetic variability of the crab depending on the salinity of the environment (Boyle et al. 2010).

In four Polish populations of the Harris mud crab, analysis of the mtDNA *cox1* sequences showed the presence of 8 different haplotypes, therefore it is suspected that the origin of each group is different (Hegele-Drywa et al. 2015). The crab has adapted very well to the Polish environment. High genetic variability between groups was detected which, according to Mooney and Cleland (2001) and Sakai et al. (2001), can be favourable for further invasions.

Genetic analysis of invasive crabs provides essential data regarding the origin, route and course of invasion, as well as the effect on native species and hybridization. Learning these mechanisms using molecular techniques helps predicting the effect of invasion on native species, estimating the size of the original invading population, providing information about population dynamics after invasion and preventing further invasions.

Conclusions

The expansion of non-native crabs in the Polish estuary waters of the Baltic Sea has been partially successful. The Chinese mitten crab, considered as one of the 100 most dangerous invasive species in the European waters, only locally occurs in masses in the Polish waters. New environmental conditions and particularly great distance from the reproduction sites limit the abundance of the species in the Baltic basin. Only in the waters of the Oder estuary it poses threat to the biotope, thus its population should be systematically monitored. In other basins, the species should not be considered as a threat to the native flora and fauna but as one of the few cleaners, feeding on dead organic matter and preventing excessive growth of algae in the reservoir.

The Harris mud crab, as a less migratory species than the Chinese mitten crab, is characterized by a lower spread rate. Although individuals of this species, due to their size, can be food for various carnivores, in cases of mass occurrence they can affect food availability for native fish species by feeding on benthic organisms.

The European green crab has the least significant effect on the habitats of the native species of the Baltic estuaries, as it is only occasionally observed in the western part of the Polish coast.

References

See page 113.

Szczeżuje chińska *Sinanodonta woodiana* (Lea, 1834) w Europie

Streszczenie

Gatunki inwazyjne zawsze stanowią problem na nowych terenach, gdzie znajdując doskonałe warunki do wzrostu i rozrodu, przy braku naturalnych wrogów zagrażają autochtonicznym gatunkom. Do skutecznego zwalczania gatunków inwazyjnych niezbędna jest wiedza o ich biologii, zasobach genetycznych i sposobach migracji. Problem ten w Europie dotyczy chińskiego gatunku małża *Sinanodonta woodiana* (Lea 1834), który na początku lat 80. XX wieku pojawił się w akwenach słodkowodnych wraz z importem ryb (niosących pasożytnicze larwy tego gatunku), dając początek licznym populacjom. Naturalny zasięg występowania *S. woodiana* to tereny wschodniej i południowowschodniej Azji, od Rosji przez Chiny, Kambodżę, Tajlandię, Japonię i Tajwan po Malesję. Pierwsze doniesienia o obecności *S. woodiana* w Rumunii (rok 1979), Francji (rok 1982) i na Węgrzech (rok 1984) dotyczą stawów rybnych i dalsza ekspansja tego gatunku na terenie Europy również związana jest z importem ryb. Początkowo sądzono, że inwazja chińskiego małża w Europie będzie ograniczona tylko do stawów rybnych, gdzie został wprowadzony w sposób bierny wraz z narybkami. Jednak *S. woodiana* tworzy stabilne populacje także w rzekach i jeziorach w prawie 20 krajach. Jest największym gatunkiem spośród słodkowodnych małży w Europie i stanowi zagrożenie dla rodzimej fauny słodkowodnej, a na pewnych stanowiskach jest już nawet gatunkiem dominującym.

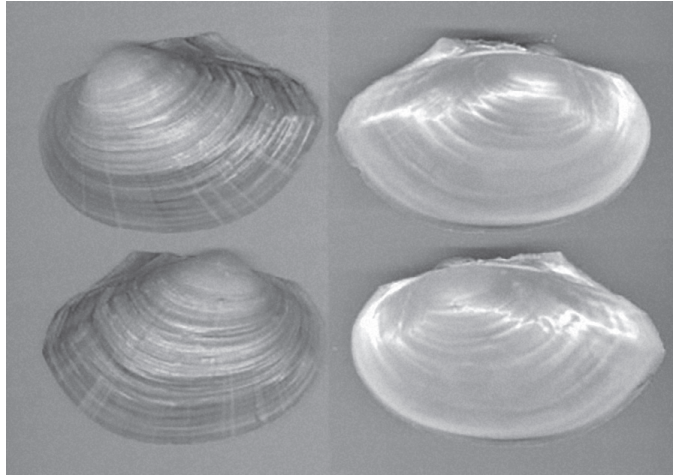
Słowa kluczowe

dystrybucja, gatunki inwazyjne, mitochondrialny DNA, *Sinanodonta woodiana*, słodkowodne małże, szczeżuja chińska, Unionidae

Wstęp

Gatunki inwazyjne zawsze stanowią problem na nowych terenach, gdzie znajdując doskonałe warunki do wzrostu i rozrodu, przy braku naturalnych wrogów zagrażają autochtonicznym gatunkom, w szczególności rzadkim i chronionym. Bardzo często ich ekspansja jest związana z działalnością człowieka, przypadkowymi zdarzeniami lub kilkoma czynnikami równocześnie. Do skutecznego zwalczania gatunków inwazyjnych niezbędna jest wiedza o ich biologii, zasobach genetycznych i sposobach migracji.

Na początku lat 80. XX wieku w akwenach słodkowodnych Europy pojawił się nowy gatunek małża, szczeżuja chińska *Sinanodonta woodiana*, która jest największym gatunkiem spośród słodkowodnych małży w faunie tego kontynentu (Ryc. 20). Naturalny zasięg występowania *S. woodiana* to tereny wschodniej i południowowschodniej Azji, od południowo-wschodniej Rosji przez Chiny, Kambodżę, Tajlandię, Japonię i Tajwan po Malesję (Watters 1997). Gatunek ten, jak i wszystkie małże Unionidae, posiada w swoim cyklu życiowym pasożytnicze stadium larwalne zwane glochidium, które przytwierdza się do słodkowodnych gatunków ryb. Glochidia przez pewien czas bytują na skórze, płetwach i skrzelach ryb, skąd czerpią substancje odżywcze, ale jest to także stadium umożliwiające rozprzestrzenianie się osiadłych osobników dorosłych różnych gatunków małży Unionidae.



Ryc. 20. Okaz muszli *Sinanodonta woodiana* z Polski (Fot. M. Soroka)

Fig. 20. *Sinanodonta woodiana* from Poland (photo by M. Soroka)

Ekspansja małża *S. woodiana* nie dotyczy wyłącznie kontynentu europejskiego, jest on także obecny w Ameryce Centralnej (Watters 1997), na wyspach Indonezji (Djajasasmita 1982), a ostatnio także w Ameryce Północnej (Bogan 2011). Gatunek ten charakteryzuje się szczególnymi cechami fizjologicznymi, ekologicznymi i biologicznymi, które przyczyniły się do takiego sukcesu inwazyjnego. Szczególną cechą chińska ma istotną fizjologiczną właściwość związaną z aktywnością enzymu cholinesterazy, co umożliwia jej większą tolerancję na niekorzystne warunki środowiskowe, takie jak zanieczyszczenie i niedotlenienie w porównaniu do autochtonicznych gatunków małży Unionidae (Corsi i in. 2007).

Gatunek *S. woodiana* najprawdopodobniej przedostał się do Europy wraz z importem ryb, z którymi dotarły małe glochidia tego małża (o wymiarach 0,4 mm) dając początek licznym populacjom. Pierwotnym celem importu roślinożernych gatunków ryb do Europy była walka z masową eutrofizacją stawów i importowano głównie tołpygę pstrą *Aristichthys nobilis*, tołpygą białą *Hypophthalmichthys molitrix* i amura białego *Ctenopharyngodon idella* (Protasov i in. 1993, Kraszewski i Zdanowski 2001, Kraszewski 2007). Dlatego pierwsze doniesienia o obecności *S. woodiana* w Europie pochodzą ze stawów rybnych, charakteryzujących się często podwyższoną termiką wód. Ekspansja szczęzi chińskiej na terenie Europy również związana jest z importem ryb (Kraszewski 2007). W przypadku Polski zostało to udowodnione w oparciu o dane molekularne, jak i dokumentację rybacką (Urbańska i in. 2012, Soroka i in. 2014).

Historia występowania chińskiego gatunku małża *S. woodiana* w Europie rozpoczyna się doniesieniami z Rumunii, Francji i Węgier, pochodzących odpowiednio z lat 1979, 1982 oraz 1984 (Petró 1984, Kiss i Pekli 1988). Następnie stopniowo pojawiają się publikacje stwierdzające występowanie pierwszych, jak i kolejnych stanowisk szczęzi chińskiej w wielu krajach Europy, obecnie udokumentowana jest jej obecność w 19 krajach (Tab. 4) (Mienis 2002, 2006, 2007, 2009, 2012, von Proshwitz 2006, Kraszewski 2007, Popa i in. 2007, Munjiu i Shubernetski 2008, Pou-Rovira i in. 2009, van Peursen 2011, Bogan 2011, Piechocki i Wawrzyniak-Wydrowska 2016). Obserwowane są zarówno liczne populacje tego gatunku, bądź pojedyncze okazy, jak w przypadku pierwszych doniesień z Czech i Słowacji (Beran 2008), a nawet pojedyncze puste muszle z rzeki Narew w Polsce (Böhme 1998). Publikacje donoszące o pierwszych, bądź kolejnych stanowiskach *S. woodiana* w różnych krajach europejskich nie odzwierciedlają rzeczywistego czasu powstania tych populacji, ani dróg migracji tego małża w Europie (Tab. 4).

Tab. 4. Stanowiska występowania *Sinanodonta woodiana* w Europie i rok pierwszego notowania tego gatunku w danym kraju

Lp.	Kraj	Rok	Przykładowe stanowiska	Literatura
1	Austria	1999	rzeka Dyje, Dolna Austria i Stockerauer Arm k. Klosterneuburga	Mienis 2002
2	Belgia	1999	byłe stawy rybne we Flandrii	Mienis 2009
3	Bułgaria	2005	rzeka Dunaj pomiędzy miejscowościami Gorni Vadin i Rose	Mienis 2007
4	Chorwacja	2001	rzeki Dunaj, Drava i Orłjava, jeziora: Lapovac, Vrana	Lajtner i Crnčan 2011
5	Czech Republic	1996	rzeka Dyje k. Breclav, południowe Morawy i staw rybny Chropynsky	Beran 2008
6	Francja	1982	stawy rybne k. Arles, region Bouches du Rhône i rzeka Ren, kanał du Midi	Watters 1997
7	Grecja	2006	staw rybny połączony z jeziorem Pamvotis (Ioannina)	Mienis 2006
8	Hiszpania	2006	rzeka Fluvis i rzeka Ter, na północ od Barcelony	Pou-Rovira i in. 2009
9	Holandia	2010	stawy rybne w prowincji Limburg	Peursen 2011
10	Mołdawia	2008	jezioro Beleu, rzeka Prut	Munjiu i Shubernetski 2008
11	Niemcy	1999	staw rybny Donauwroth w Bawarii i jezioro Seiler k. Iserlohn	Kraszewski 2007
12	Polska	1993	Jeziora Konińskie, rzeki Barycz, Odra, Warta i Wisła	Kraszewski i Zdanowski 2001
13	Rumunia – pierwszy kraj w Europie	1979	rzeki Dunaj, Cisa i Keresz z dopływami	Popa i in. 2007
14	Serbia	1998	rzeki Dunaj, Tisza i Sava z dopływami	Paunovic i in. 2006
15	Słowacja	2005	rzeka Ipel k. Tesmak i zalewowe tereny Dunaju, k. Čičov	Mienis 2006
16	Szwecja	2005	strumień k. Hjärnap blisko ujścia stawu rybnego (południowa prowincja Szwecji)	Proschwitz 2006
17	Ukraina	1999	kanał Sasyk w delcie Dunaju	Munjiu i Shubernetski 2008
18	Węgry	1984	rzeki Dunaj, Tisza i Körös z dopływami, jezioro Balaton	Benkő-Kiss i in. 2013
19	Włochy	1997	jezioro Garda i Maggiore, rzeka Po k. Bolonii	Mienis 2007

W przypadku Polski wiadomo, że od lat 60-tych XX wieku masowo sprowadzano z Węgier ryby ciepłolubne i roślinożerne do różnych gospodarstwach rybackich. Dlatego zaobserwowane na początku lat 90. XX wieku pierwsze populacje *S. woodiana* w stawach rybnych centralnej Polski, zostały powiązane z transportami narybku z Węgier w połowie lat 80. ubiegłego wieku (Protasov i in. 1993, Kraszewski i Zdanowski 2001, Kraszewski 2007, Urbańska i in. 2012, Soroka i in. 2014). Kolejne stanowiska występowania *S. woodiana* w Polsce stwierdzone w latach 2003-2010 także zlokalizowane są w stawach rybnych, często posiadających podwyższoną termikę wód. Dlatego sądzono, że inwazja chińskiego małża w Polsce będzie ograniczona tylko do stawów rybnych, gdzie zostały wprowadzone

w sposób bierny wraz z narybkiem. Niestety gatunek ten znalazł także dogodne warunki do wzrostu i rozwoju w polskich rzekach, gdzie może stanowić już zagrożenie dla rodzimych gatunków małży słodkowodnych. Obecnie w Polsce *S. woodiana* została zanotowana na przynajmniej 25 stanowiskach, głównie w stawach rybnych oraz rzekach Odra, Warta i starorzeczach Wisły (Domagała i in. 2007, 2013, Szlauer-Lukaszewska i in. 2017). W innych krajach europejskich małż ten występuje w stawach, rzekach i jeziorach (Paunovic i in. 2006, Popa i in. 2007, Beran 2008, Lajtner i Crnčan 2011, Douda i in. 2012). Wiadomo, że *S. woodiana* występuje w kilku rzekach Hiszpanii, gdzie przyczynia się do spadku liczebności czterech rodzimych gatunków małży, których populacje są rzadkie i silnie zredukowane (Pou-Rovira i in. 2009). Na kilku stanowiskach w Czechach *S. woodiana* jest już gatunkiem dominującym i zagraża populacjom rodzimych gatunków (Douda i in. 2012, Beran 2013). Natomiast we Włoszech szczeżuja chińska występuje w największych jeziorach i rzekach półwyspu Apenińskiego oraz na Sycylii (Colomba i in. 2013, Kamburska i in. 2013). W jeziorze Balaton (Węgry) nastąpiły już zmiany w środowisku małży Unionidae i *S. woodiana* zwiększa swoje zagęszczenie i biomasę (do 50-80% na pewnych stanowiskach), stopniowo zakłócając lub zastępując rodzime gatunki, np. *Anodonta anatina* i *A. cygnea* (Benkő-Kiss i in. 2013).

Biologia

Gatunek *S. woodiana* to największy małż w Europie, którego muszle dochodzą do 130-250 mm długości, 70-120 mm wysokości i 45-70 mm szerokości. W sprzyjających warunkach tworzy duże, stabilne populacje, gdzie obserwuje się wysokie zagęszczenie (30-60 osobników/m²) i dużą biomasę (do 25 kg/m²) (Piechocki i Wawrzyniak-Wydrowska 2016). Dojrzałość płciową osiągają przy długości muszli 30-40 mm. Samice, jak wszystkie małże Unionidae, inkubują jaja a następnie larwy (glochidia) w skrzelach zewnętrznych, tzw. marsupium. Glochidia (o wymiarach 390 x 400 µm) w ilości oszacowanej na 167-200 milionów są wytwarzane 2-3 razy podczas sezonu. Glochidia szczeżui chińskiej mogą pasożytować na każdym gatunku ryby, głównie na introdukowanym rybach roślinożernych, taki jak: tołpyga biała *Hypophthalmichthys molitrix*, tołpyga pstra *Aristichthys nobilis*, amur biały *Ctenopharyngodon idella*, amur czarny *Mylopharyngodon piceus* i karp *Cyprinus carpio* (Piechocki i Wawrzyniak-Wydrowska 2016). Po opuszczeniu ciała ryb młodociane osobniki *S. woodiana* pozostała w pokładach dennych zbiornika aż do osiągnięcia dojrzałości płciowej. Gatunek ten żyje 6-9 lat (Piechocki i Wawrzyniak-Wydrowska 2016). Struktura płciowa populacji *S. woodiana* w Polsce wynosi 1:1, choć są notowane populacje z przewagą samic (Soroka 2000, Hliwa i in. 2015, Labecka i Domagała 2016).

Szczeżuja chińska odżywia się glonami, detrytusem i drobnym zooplanktonem. Poprzez intensywną filtrację gatunek ten może przyczyniać się do poprawy jakości wód, ponieważ usuwa seston, akumuluje fosfor i metale ciężkie. Zwarte populacje *S. woodiana* mogą przefiltrować 1-2 litry na godzinę. Gatunek ten wykorzystywany jest przez akwarystów do oczyszczania wody w akwariach (Piechocki i Wawrzyniak-Wydrowska 2016).

Gatunek *S. woodiana* wykazuje w Europie duże zróżnicowanie morfologiczne obserwowane w parametrach biometrycznych muszli, co zostało szczegółowo opisane dla polskich i włoskich populacji. Zmienność ta skorelowana jest ze zróżnicowanymi warunkami środowiskowymi i nie odzwierciedla różnic genetycznych (Soroka i Zdanowski 2001, Kraszewski 2006, Soroka 2006, Douda i in. 2012, Urbańska i in. 2012, Guarneri i in. 2014). W wodach cieplejszych dominują osobniki większe o długości muszli 125-160 mm, a w chłodniejszych mniejsze 70-115 mm (Kraszewski i Zdanowski 2001, Piechocki i Wawrzyniak-Wydrowska 2016).

Duża plastyczność obserwowana także wśród europejskich rodzimych gatunków małży z rodzaju *Anodonta* utrudnia nie tylko klasyfikację okazów do poszczególnych gatunków, ale może powodować mylne uznanie okazów *S. woodiana* za osobniki *Anodonta anatina* czy *A. cygnea*. Ma to istotne zna-

czenie w monitoringu inwazyjnego gatunku, jak i ochronie gatunkowej rodzimych małży (Piechocki i Wawrzyniak-Wydrowska 2016).

Genetyka

U zwierząt występują dwa genomy, jądrowy i mitochondrialny, różniące się sposobem dziedziczenia. Genom jądrowy wykazuje mendlowskie dziedziczenie po obu rodzicach, natomiast u większości zwierząt genom mitochondrialny (mtDNA) dziedziczony jest po matce. Genom mitochondrialny ewoluuje szybciej w stosunku do jądrowego i dlatego może on być bardziej informatywny przy badaniach młodych populacji *S. woodiana* w Europie. Ponadto, odmienny sposób dziedziczenia mitochondrialnego DNA, nazwany podwójnie jednorodzicielskim dziedziczeniem (double uniparental inheritance DUI), został po raz pierwszy opisany u małży morskich *Mytilus*, a następnie u słodkowodnych małży Unio-nidae (Fisher i Skibinski, 1990, Skibinski i in. 1994, Zouros i in. 1994, Hoeh i in. 1996, Liu i in. 1996).

W przypadku DUI obserwuje się dwa typy DNA mitochondrialnego – haplotyp F (typ F lub genom żeński), dziedziczony po matce i haplotyp M (typ M lub genom męski), dziedziczony po ojcu. Samice są homoplazmatyczne (homoplasmic) i posiadają tylko F typ mtDNA, który odziedziczyły po matce i rzekazują go do następnych pokoleń poprzez potomstwo żeńskie. Natomiast samce są heteroplazmatyczne (heteroplasmic) i posiadają obie formy mtDNA. Mitochondrialny genom typu M zlokalizowany w gonadach samców osobnik męski otrzymuje od ojca i przekazuje go swoim męskim potomkom. W tkankach somatycznych samce posiadają natomiast mtDNA typu F, który odziedziczyli po matce i nie przekazują go do następnych pokoleń. Oba mitochondrialne genomy małży są zbliżonej wielkości (około 16 000 par zasad) i posiadają jednakowe geny, natomiast M typ jest dłuższy i ewoluuje w szybszym tempie niż F (Stewart i in. 1995, Hoeh i in. 1996, Zouros 2000 Zbawicka i in. 2010, Soroka i Burzyński 2015, Soroka i Burzyński 2016, Soroka i Burzyński 2017).

Zwierzęta bezkręgowce są mało poznane genetycznie i dlatego najczęściej badania identyfikacyjne, populacyjne oraz filogenetyczne dotyczą genów mitochondrialnych, 16S *rDNA* i *cox1*, dla których opracowane są uniwersalne startery. Od lat 80. XX wieku w genetyce populacyjnej znalazły szerokie zastosowanie jądrowe *loci* mikrosatelitarne, szczególnie w badaniach nad gatunkami zagrożonymi, jak i inwazyjnymi. *Loci* mikrosatelitarne charakteryzują się wysokim tempem mutacji i poziomem zmienności oraz kodominującym sposobem dziedziczenia.

Mimo ok. 40-letniej obecności na naszym kontynencie inwazyjnego, chińskiego gatunku małża jego badania genetyczne należą do najmniej licznych. Dotychczasowe analizy genetyczne tego gatunku sprowadzały się do identyfikacji w oparciu o mitochondrialny gen, oksydazę cytochromową podjednostkę I (*cox1*). Ten mitochondrialny gen jest najczęściej wykorzystywany w identyfikacji gatunkowej i analizach filogenetycznych bezkręgowców oraz kręgowców. Stwierdzono, że u ponad 95% zwierząt występują charakterystyczne sekwencje w regionie 5' tego genu o długości 648 par zasad, które wykorzystywane są do tworzenia ogromnej bazy danych, tj. The Barcode of Life (Hebert i in. 2003a, b, Ratnasingham i Hebert 2007). Dane sekwencyjne dla fragmentu genu *cox1* są także dostępne w bazie GenBank dla okazów *S. woodiana* z różnych krajów Europy i świata, również pod pierwotną nazwą *Anodonta woodiana*.

Okazy *S. woodiana* pozyskane z kilku populacji w Polsce oraz z Węgier i Ukrainy posiadały identyczne sekwencje dla fragmentu mitochondrialnego genu *cox1* (Soroka 2010a, Soroka i in. 2014). Jest to silny dowód na sposób zasiedlenia tych stanowisk w Europie przez jedną populację źródłową, pochodzącą najprawdopodobniej z Węgier.

Pierwsze w Europie badania genetyczno-populacyjne *S. woodiana* zostały przeprowadzone w Polsce techniką elektroforezy izoenzymów (Soroka i Zdanowski 2001, Soroka 2005, 2006). Wykazały one,

że masowa kolonizacja polskich stanowisk przez chińskiego małża nastąpiła albo przez liczne genetycznie zróżnicowane osobniki, bądź miały miejsce wielokrotne kolonizacje przez osobniki z różnych akwenów wodnych. W Polsce opisano u *S. woodiana* zjawisko podwójnego uinparentalnego dziedziczenia genomu mitochondrialnego (DUI) charakterystyczne dla małży z rodziny Unionidae (Soroka 2008). U chińskiego małża opisane zróżnicowanie pomiędzy żeńskimi (F) i męskimi (M) kilkoma mitochondrialnymi genami wynosi 25-35% (Soroka 2008, 2010a).

W 2010 roku po raz pierwszy poznany został cały żeński mitochondrialny genom tego gatunku (numery akcesyjne w Banku Genów to HQ283345 i HQ283346). Jego długość wynosi 16 243 par zasad, zawiera 38 genów (37 typowych dla zwierząt i dodatkowo jedna otwarta ramka odczytu, ang. open reading frame F ORF) i 7,8% genomu stanowią regiony niekodujące (Soroka 2010b).

W 2011 i 2015 roku opracowano pierwszych osiem, a następnie dziewięć *loci* mikrosatelitarnych dla *S. woodiana*, które wykazały wysoką zmienność – od 7 do 14 alleli na *locus* oraz poziom heterozygotyczności 0,650-0,950 dla rumuńskich okazów tego gatunku i niższe wartości parametrów dla osobników z Czech z Czech (Popa i in. 2011, Popa i in. 2015).

Do tej pory nie ma dalszych badań populacyjnych tego gatunku w innych krajach europejskich. Poznanie relacji filogeograficznych europejskich populacji *S. woodiana* jest konieczne do odtworzenia pełnej filogenezy tego gatunku oraz niezbędne do poszukiwania w przyszłości źródłowych populacji tego gatunku na terenie Azji. Dotychczasowe porównania dostępnych w Banku Genów europejskich i azjatyckich (z Japonii, Południowej Korei i tropikalnych wysp Wallacea) sekwencji dla genu *cox1* tego gatunku wykazują na ich duże zróżnicowanie, wykluczające przynależność do jednej populacji (Soroka i in. 2014, Bolotov i in. 2016).

Podziękowania

Autorzy składają serdeczne podziękowania dla dr Abraham bij de Vaate (z Holandii) i dr Carsten Renker (ConchBooks, Niemcy) za pomoc w pozyskaniu materiałów dotyczących występowania *Sinanodonta woodiana* w Holandii.

Bibliografia

- Benkő-Kiss Á., Ferincz Á., Kováts N., Paulovits G. 2013. Spread and distribution pattern of *Sinanodonta woodiana* in Lake Balaton. Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems 408: 1-7
- Beran L. 2008. Expansion of *Sinanodonta woodiana* (Lea, 1834) (Bivalvia:Unionidae) in the Czech Republic. Aquatic Invasions 3: 91-94
- Beran L. 2013. Freshwater molluscs of the Dyje (Thaya) river and its tributaries – the role of these water bodies in expansion of alien species and as a refuge for endangered gastropods and bivalves. Folia Malacologica 21: 143-160
- Bogan A. 2011. The first confirmed record of the Chinese Pond Mussel (*Sinanodonta woodiana*) (Bivalvia: Unionidae) in the United States. Nautilus 125: 41-43
- Bolotov I.N., Bepalaya Y.V., Gofarov M.Y., Kondakov A.V., Konopleva E.S., Vikhrev I.V. 2016. Spreading of the Chinese pond mussel, *Sinanodonta woodiana*, across Wallacea: One or more lineages invade tropical islands and Europe. Biochemical Systematics and Ecology 67: 58-64
- Böhme M. 1998. Ein neuer Fundort der Chinesischen Teichmuschel (*Sinanodonta woodiana*) in Mitteleuropa. Heldia 2: 166
- Colomba M.S., Liberto F., Reitano A., Grasso R., Di Franco D., Sparacio I. 2013. On the presence of *Dreissena polymorpha* Pallas, 1771 and *Sinanodonta woodiana woodiana* (Lea, 1834) in Sicily (Bivalvia). Biodiversity Journal 4: 571-580
- Corsi I., Pastore A.M., Lodde A., Palmerini E., Castagnolo L., Focardi S. 2007. Potential role of cholinesterases in the invasive capacity of the freshwater bivalve, *Anodonta woodiana* (Bivalvia: Unionacea): A comparative study with the indigenous species of the genus, *Anodonta* sp. Comparative Biochemistry and Physiology C 145: 413-419

- Djajasmita M. 1982. The occurrence of *Anodonta woodiana* Lea, 1837 in Indonesia (Pelecypoda, Unionidae). *Veliger* 25: 175
- Domagała J., Cieślak Ł., Pilecka-Rapacz M. 2013. Chinese clam *Sinanodonta woodiana* in the Natural Park Ujście Warty. *Folia Malacologica* 21(3): 188
- Domagała J., Łabęcka A. M., Migdalska B., Pilecka-Rapacz M. 2007. Colonisation of the channels of the Międzyodrze (northwestern Poland) by *Sinanodonta woodiana* (Lea, 1834) (Bivalvia: Unionidae). *Polish Journal of Natural Sciences* 22: 679-690
- Douda K., Vrtilek M., Slavik O., Reichard M. 2012. The role of host specificity in explaining the invasion success of the freshwater mussel *Anodonta woodiana* in Europe. *Biological Invasions* 14: 127-137
- Fisher C., Skibinski D.O.F. 1990. Sex-biased mitochondrial-DNA heteroplasmy in the marine mussel *Mytilus*. *Proceeding of the Royal Society of London B* 242: 149-156
- Guarneri I., Popa O. P., Gola L., Kamburska L., Lauceri R., Lopes-Lima M., Popa L.O., Riccardi N. 2014. A morphometric and genetic comparison of *Sinanodonta woodiana* (Lea, 1834) populations: does shape really matter? *Aquatic Invasions* 9: 183-194
- Hebert P.D.N., Cywinska A., Ball S.L., Dewaard J. 2003a. Biological identifications through DNA barcodes. *Proceeding of the Royal Society of London B* 270: 313-321
- Hebert P.D.N., Ratnasingham S., Dewaard J.R. 2003b. Barcoding animal life: cytochrome c oxidase subunit 1 divergences among closely related species. *Proceeding of the Royal Society of London B* 270: S96-S99
- Hliwa P., Zdanowski B., Dietrich G.J., Andronowska A., Król J., Ciereszko A. 2015. Temporal changes in gametogenesis of invasive chinese pond mussel *Sinanodonta woodiana* (Lea, 1834) (Bivalvia: Unionidae) from the Konin Lakes system (Central Poland). *Folia Biologica (Krakow)* 63: 175-185
- Hoeh W.R., Stewart D.T., Sutherland B.W., Zouros E. 1996. Multiple origins of gender-associated mitochondrial DNA lineages in bivalves (Mollusca: Bivalvia). *Evolution* 50: 2276-2286
- Kamburska L., Lauceri R., Riccardi N. 2013. Establishment of a new alien species in Lake Maggiore (Northern Italy): *Anodonta (Sinanodonta) woodiana* (Lea, 1834) (Bivalvia: Unionidae). *Aquatic Invasions* 8: 111-116
- Kiss Á., Pekli J. 1988. On the growth rate of *Anotonta woodiana* (Lea 1834) (Bivalvia: Unionacea). *Bulletin of the University of Agriculture Science Gödöllő* 1: 119-124
- Kraszewski A., Zdanowski B. 2001. The distribution and abundance of the Chinese mussel *Anodonta woodiana* (Lea, 1834) in the heated Konin lakes. *Archives of Polish Fisheries* 9: 253-265
- Kraszewski A. 2006. Morphological variation in the Chinese clam *Sinanodonta woodiana* (Lea, 1834) in the heterogeneous conditions of the Konin heated lake system in central Poland. *Folia Malacologica* 14: 11-23
- Kraszewski A. 2007. The continuing expansion of *Sinanodonta woodiana* (Lea, 1834) (Bivalvia: Unionidae) in Poland and Europe. *Folia Malacologica* 15: 65-69
- Labecka A.M., Domagała J. 2016. Continuous reproduction of *Sinanodonta woodiana* (Lea, 1824) females – an invasive mussel species in a female-biased population. *Hydrobiologia*. DOI: 10.1007/s10750-016-2835-2
- Lajter J., Crnčan P. 2011. Distribution of the invasive bivalve *Sinanodonta woodiana* (Lea, 1834) in Croatia. *Aquatic Invasions* 6: S119-S124
- Liu H.P., Mitton J.B., Wu S.K. 1996. Paternal mitochondrial DNA differentiation far exceeds maternal mitochondrial DNA and allozyme differentiation in the fresh-water mussel, *Anodonta grandis grandis*. *Evolution* 50: 952-957
- Mienis H.K. 2002. The Chinese pond mussel *Sinanodonta woodiana* in Europe: Further gleanings. *Ellipsaria* 4(2): 12-13
- Mienis H.K. 2006. Additional information concerning the conquest of Europe by the invasive Chinese pond mussel *Sinanodonta woodiana*. *News from Austria, Slovakia and Greece*. *Ellipsaria* 8(1): 8-9
- Mienis H.K. 2007. Additional information concerning the conquest of Europe by the invasive Chinese pond mussel *Sinanodonta woodiana*. *News from Bulgaria, Italy, Poland and Sweden*. *Ellipsaria* 9(2): 3-4
- Mienis H.K. 2009. Additional information concerning the conquest of Europe by the invasive Chinese pond mussel *Sinanodonta woodiana*. *News from Belgium*. *Ellipsaria* 11 (2): 5-6
- Mienis H.K. 2012. Additional information concerning the conquest of Europe by the invasive Chinese pond mussel *Sinanodonta woodiana*. *News from the Czech Republic, the Netherlands, Poland, Serbia and some general information*. *Ellipsaria* 14(3): 15-16

- Munjju O., Shubernetski I. 2008. First record of *Sinanodonta woodiana* (Lea, 1834) (Bivalvia: Unionidae) in Moldova. *Aquatic Invasions* 3: 441-442
- Paunovic M., Csányi B., Simic V., Stojanovic B., Cacic P. 2006. Distribution of *Anodonta* (*Sinanodonta*) *woodiana* (Lea, 1834) in inland waters of Serbia. *Aquatic Invasions* 1: 154-160
- Petró E. 1984. The occurrence of *Anodonta woodiana woodiana* in Hungary. *Állattan Közlemények* 71(84): 189-191
- Piechocki A., Wawrzyniak-Wydrowska B. 2016. Guide to freshwater and marine Mollusca of Poland. Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań
- Popa O.P., Bartakova V., Bryja J., Reichard M., Popa L.O. 2015. Characterization of nine microsatellite markers and development of multiplex PCRs for the Chinese huge mussel *Anodonta* (*Sinanodonta*) *woodiana* Lea, 1834 (Mollusca, Bivalvia). *Biochemical Systematics and Ecology* 60: 234-237
- Popa O.P., Kelemen B.S., Murariu D., Popa L.O. 2007. New records of *Sinanodonta woodiana* (Lea, 1834) (Mollusca: Bivalvia: Unionidae) from Eastern Romania. *Aquatic Invasions* 2: 265-267
- Popa O.P., Popa L.O., Krapal A.-M., Murariu D., Iorgu E.L., Costache M. 2011. *Sinanodonta woodiana* (Mollusca: Bivalvia: Unionidae): isolation and characterization of the first microsatellite markers. *International Journal of Molecular Sciences* 12: 5255-5260
- Pou-Rovira Q., Araujo R., Boix D., Clavero M., Feo C., Ordeix M., Zamora L. 2009. Presence of the alien Chinese pond mussel *Anodonta woodiana* (Lea, 1834) (Bivalvia, Unionidae) in the Iberian Peninsula. *Graellsia* 65: 67-70
- Proshwitz von T. 2006. Faunistical news from the Göteborg Natural History Museum 2005 – snails, slugs and mussels – *Bithynia transsilvanica* (E. A. Bielz) refound in Sweden – *Sinanodonta woodiana* (Lea) – for Sweden new fresh water mussel. *Göteborg Naturhistoriska Museum Årstryck* 2006: 39-70
- Protasov A.A., Afanasjev S.A., Zdanowski B. 1993. Natural self-purification system of the Konin lakes. *Komunikaty Rybackie* 6: 6-9
- Ratnasingham S., Hebert P.D.N. 2007. The Barcode of Life Data System (<http://www.barcodinglife.org>). *Molecular Ecology Notes* 7: 355-364
- Skibinski D.O.F., Gallagher C., Beynon C.M. 1994. Sex-limited mitochondrial DNA in the marine mussel *Mytilus edulis*. *Genetics* 138: 801-809
- Soroka M. 2000. Age structure and sex ratio of *Anodonta woodiana* (Lea, 1834) (Bivalvia: Unionidae) from Konin reservoirs (C Poland). *Folia Malacologica* 8: 239-244
- Soroka M., Zdanowski B. 2001. Morphological and genetic variability of the population of the population of *Anodonta woodiana* (Lea, 1834) occurring in the heated Konin lakes system. *Archives of Polish Fisheries* 9: 239-252
- Soroka M. 2005. Genetic variability among freshwater mussel *Anodonta woodiana* (Lea, 1834) (Bivalvia: Unionidae) populations recently introduced in Poland. *Zoological Science* 22: 1137-44
- Soroka M. 2006. Genetic structure of the Chinese clam *Anodonta woodiana* Lea, 1834. *Folia Malacologica* 14: 169-178
- Soroka M. 2008. Doubly uniparental inheritance of mitochondrial DNA in the freshwater bivalve *Anodonta woodiana* (Bivalvia: Unionidae). *Folia Biologica (Krakow)* 56: 91-95
- Soroka M. 2010a. Characteristics of mitochondrial DNA of unionid bivalves (Mollusca: Bivalvia: Unionidae). I. Detection and characteristic of double uniparental inheritance (DUI) of unionid mitochondrial DNA. *Folia Malacologica* 18: 147-188
- Soroka M. 2010b. Characteristics of mitochondrial DNA of unionid bivalves (Mollusca: Bivalvia: Unionidae). II. Comparison of complete sequences of maternally inherited mitochondrial genomes of *Sinanodonta woodiana* and *Unio pictorum*. *Folia Malacologica* 18: 189-209
- Soroka M., Urbańska M., Andrzejewski W. 2014. Chinese pond mussel *Sinanodonta woodiana* (Lea, 1834) (Bivalvia): origin of the Polish population and GenBank data. *Journal of Limnology* 73: 454-458
- Soroka M., Burzyński A. 2015. Complete female mitochondrial genome of *Anodonta anatina* (Mollusca: Unionidae): confirmation of a novel protein-coding gene (F ORF). *Mitochondrial DNA* 26: 267-269
- Soroka M., Burzyński A. 2016. Complete male mitochondrial genome of *Anodonta anatina* (Mollusca: Unionidae). *Mitochondrial DNA* 27: 1679-1680
- Soroka M., Burzyński A. 2017. Doubly uniparental inheritance and highly divergent mitochondrial genomes of the freshwater mussel *Unio tumidus* (Bivalvia: Unionidae). *Hydrobiologia* DOI 10.1007/s10750-017-3113-7

- Stewart D.T., Saavedra C., Stanwood R.R., Ball A.O., Zouros E. 1995. Male and female mitochondrial DNA lineages in the blue mussel (*Mytilus edulis*) species group. *Molecular Biology and Evolution* 12: 735-747
- Szlauer-Łukaszewska A., Andrzejewski W., Gierszal H., Urbańska M. 2017. Co-occurrence of *Sinanodonta woodiana* with native Unionidae in the lower Oder. *Oceanological and Hydrobiological Studies* 46: 244-248
- Urbańska M., Łakomy A., Andrzejewski W., Mazurkiewicz J. 2012. The story of one clam. Probably the oldest location of the Chinese pond mussel *Sinanodonta woodiana* (Lea, 1834) (Bivalvia, Unionidae) in Poland. *International Journal of Oceanography and Hydrobiology* 41: 41-45
- Watters G.T. 1997. A synthesis and review of the expanding range of the Asian freshwater mussel *Anodonta woodiana* (Bivalvia: Unionidae). *Veliger* 40: 152-156
- Zbawicka M., Burzyński A., Skibinski D., Wenne R. 2010. Scottish *Mytilus trossulus* mussels retain ancestral mitochondrial DNA: complete sequences of male and female mtDNA genomes. *Gene* 456: 45-53
- Zouros E., Ball A.O., Saavedra C., Freeman K.R. 1994. An unusual type of mitochondrial DNA inheritance in the blue mussel *Mytilus*. *Proceeding of the National Academy of Sciences USA* 91(16): 7463-7467
- Zouros E. 2000. The exceptional mitochondrial DNA system of the mussel family Mytilidae. *Genes and Genetic Systems* 75: 313-318

Chinese pond mussel *Sinanodonta woodiana* (Lea, 1834) in Europe

Abstract

Invasive species are always a problem in new areas where, in perfect conditions for growth and reproduction with no natural enemies, they constitute a threat for the native species. In order to effectively combat invasive species, the knowledge of their biology, genetic resources and migration pathways is necessary. This problem in Europe concerns the Chinese pond mussels *Sinanodonta woodiana*, which in the early 1980s appeared in freshwater bodies with fish imports (carried parasite larvae of this species) giving rise to numerous population. The natural range of occurrence of *S. woodiana* covers eastern and south-eastern Asia, from south-eastern Russia, China, Cambodia, Thailand, Japan and Taiwan to Malaysia. The first reports of the occurrence of *S. woodiana* in Romania (in 1979), France (1982) and Hungary (1984) come from fish ponds and the further expansion of this species in Europe is also related with the import of fish. Initially it was thought that the invasion of Chinese pond mussels in Europe would be limited only to fish ponds, where it was introduced in a passive way with fry. However, *S. woodiana* creates stable populations also in rivers and lakes in almost 20 countries. It is the biggest bivalve in Europe and is a threat to native freshwater fauna, and in some localities it is even a dominant species.

Keywords

chinese pond mussel, distribution, freshwater mussels, invasive species, mitochondrial DNA, *Sinanodonta woodiana*, Unionidae

Introduction

Invasive species are always a problem in new areas where, in perfect conditions for growth and reproduction with no natural enemies, they constitute a threat for the native species, in particular rare and protected ones. Very often, their expansion is associated with human activity, accidental events or several concurrent factors. In order to effectively combat invasive species, the knowledge of their biology, genetic resources and migration routes is necessary.

In the early 1980s, a new mussel species appeared in European freshwater bodies, the Chinese pond mussel *Sinanodonta woodiana* (Lea, 1834), which is the largest species of freshwater mussels in the fauna of the continent (Fig. 20). The natural range of occurrence of *S. woodiana* covers eastern and south-eastern Asia, from south-eastern Russia, China, Cambodia, Thailand, Japan and Taiwan to Malaysia (Watters 1997). The life cycle of the species, similarly to all other mussels of the Unionidae family, includes a parasitic larval stage called a glochidium which attaches to the freshwater fish species. For some time, glochidia remain in the skin, fins and gills, from which they obtain nutrients, but it is also a stage permitting the spread of the settled adult individuals of various species of Unionidae.

The expansion of the *S. woodiana* mussel reaches not only the European continent, as it is also present in Central America (Watters 1997), Indonesian islands (Djajasmita 1982), and recently also in North America (Bogan 2011). The species has many specific physiological, environmental and biological characteristics that contributed to such a degree of invasion success. The Chinese pond mussel has an important physiological property related with the activity of the enzyme cholinesterase, which

permits a higher tolerance to unfavourable environmental conditions, such as pollution and under-oxygenation, compared to the indigenous species of Unionidae (Corsi et al. 2007).

The species *S. woodiana* most likely appeared in Europe together with imported fish, which carried small glochidia of the mussel (0.4 mm) giving rise to numerous populations. The primary purpose of the import of herbivorous fish species to Europe was counteracting mass eutrophication of ponds and the imported fish were mainly the bighead carp *Aristichthys nobilis* (Richardson 1836), the silver carp *Hypophthalmichthys big* (Valenciennes, 1844) and the grass carp *Ctenopharyngodon* silver (Valenciennes, 1844) (Protasov et al. 1993, Kraszewski and Zdanowski 2001, Kraszewski 2007). Therefore, the first reports of the occurrence of *S. woodiana* in Europe come from fish ponds, often characterized by higher water temperature. The expansion of the Chinese pond mussel in Europe is also related with the import of fish (Kraszewski 2007). This has been proved in the case of Poland, based on molecular data and fish farm documentation (Urbańska et al. 2012, Soroka et al. 2014).

The history of observation of the Chinese pond mussel *S. woodiana* in Europe began with the reports from Romania, France and Hungary from 1979, 1982 and 1984, respectively (Petró, 1984, Kiss and Pekli 1988). Subsequently, publications reporting the occurrence of the Chinese pond mussel in further locations in many European countries appeared gradually, and the presence of the mussel has now been documented in 19 countries (Tab. 4) (Mienis 2002, 2006, 2007, 2009, 2012, von Proshwitz 2006, Kraszewski 2007, Popa et al. 2007, Munjiu and Shubernetski 2008, Pou-Rovira et al. 2009, van Peursen 2011, Bogan 2011, Piechocki and Wawrzyniak-Wydrowska 2016). Either multiple populations of the species or single individuals, as in the first reports from the Czech Republic and Slovakia (Beran 1997), and even single empty shells from the Narew River in Poland (Böhme 1998), have been reported. Publications describing the first or subsequent locations inhabited by *S. woodiana* in different European countries do not reflect the real time formation of these populations or the migration routes of this mussel in Europe (Tab. 4).

Tab. 4. Localities of *Sinanodonta woodiana* in Europe and the year of its first record in the country

L.P.	Country	Year	Localities	References
1	Austria	1999	the Thaya River, Lower Austria and Stockerauer Arm near Klosterneuburg	Mienis 2002
2	Belgium	1999	the former fish farms in Flanders	Mienis 2009
3	Bulgaria	2005	the river Danube between the villages of Gorni Vadin and Ruse	Mienis 2007
4	Croatia	2001	The river Danube, Drava and Orłjava, Lake: Lapovac, Vrana	Lajtner and Crnčan 2011
5	Czech Republic	1996	the Thaya River near Břeclav, southern Moravia, and the fish pond Chropynsky	Beran 2008
6	France	1982	fish ponds near Arles, Bouches du Rhône region, and the Rhine River, Canal du Midi	Watters 1997
7	Germany	1999	the fish pond Donauwröth in Bavaria, Seiler lake near Iserlohn	Kraszewski 2007
8	Greece	2006	the fish pond connected to the ancient Lake Pamvotis (Ioannina)	Mienis 2006
9	Hungary	1984	the rivers Danube, Tisza and Körös with their tributaries	Benkő-Kiss et al. 2013

L.P.	Country	Year	Localities	References
10	Italy	1997	the lakes Garda and Maggiore, the Po River near Bologna	Mienis 2007
11	Moldova	2008	the lake Beleu, Prut River	Munjiu and Shubernetski 2008
12	Poland	1993	Konin Lakes, Barycz River, Oder, Warta and Vistula	Kraszewski and Zdanowski 2001
13	Romania – the first country in Europe	1979	the rivers Danube, Tisza and Körös with their tributaries	Popa et al. 2007
14	Serbia	1998	the rivers Danube, Tisza and Sava with their tributaries	Paunovic et al. 2006
15	Slovakia	2005	the river Ipel near Tesmak and the Danube floodplains near Čičov	Mienis 2006
16	Spain	2006	the rivers Fluvis and Ter, north of Barcelona	Pou-Rovira et al. 2009
17	Sweden	2005	the stream near Hjärnap near the outlet of a carp-pond (southern province of Sweden)	Proschwitz 2006
18	The Netherlands	2010	fish ponds in the province of Limburg	Peursen 2011
19	Ukraine	1999	the Sasyk Channel in the Danube Delta	Munjiu and Shubernetski 2008

In the case of Poland, it is known that since the 1960s, there has been a mass import of thermophilic and herbivorous fish from Hungary to many fish farms. Therefore, the first populations of *S. woodiana* observed in early 1990s in the fish ponds of central Poland have been associated with the transports of juvenile fish from Hungary in the mid-1980s (Protasov et al. 1993, Kraszewski and Zdanowski 2001, Kraszewski 2007, Urbańska et al. 2012, Soroka et al. 2014). Further locations inhabited by *S. woodiana* in Poland, reported in 2003-2010, are located in fish ponds as well, often with elevated water temperature. Therefore, it is thought that the invasion of the Chinese pond mussel in Poland will be limited only to fish ponds into which they have been introduced passively along with juvenile fish. However, it cannot be ruled out that the species will find favorable conditions for growth and development in the Polish rivers and lakes, where it may already constitute a threat to the native species of freshwater mussels. Currently in Poland, *S. woodiana* has been recorded in at least 25 localities, mostly in fish ponds and rivers Oder, Warta and Vistula oxbow (Domagała et al. 2007, 2013, Szlauer-Łukaszewska et al. 2017). In other European countries this species occurs in ponds, rivers and lakes (Paunovic et al. 2006, Popa et al. 2007, Beran 2008, Lajtner and Crnčan 2011, Douda et al. 2012). It is known that *S. woodiana* occurs in several rivers in Spain, where it contributes to the decrease in the abundance of four native species of mussels, whose populations are rare and strongly reduced (Pou-Rovira et al. 2009). On several localities in the Czech Republic the Chinese pond mussel is already the dominant species and threatens populations of native species (Douda et al. 2012, Beran 2013). While in Italy, the Chinese pond mussel occurs in the largest lakes and rivers of the Apennine Peninsula and Sicily (Kamburska et al. 2013, Colomba et al. 2013). In Lake Balaton *S. woodiana* has developed an increasing population since the first record in 2006. In this basin the impact of this exotic mussel seems high reaching in some sites 50-80% of the total unionid biomass and disturbing or replacing native species e.g. *Anodonta anatina* and *A. cygnea* respectively (Benkő-Kiss et al. 2013).

Biology

The species *S. woodiana* is the biggest bivalve in Europe its shells reach 130-250 mm in length, 70-120 mm in height and 45-70 mm in width. In favourable conditions it has produces a large, stable populations where high density is observed (30-60 individuals / m²) and large biomass (up to 25 kg / m²) (Piechocki and Wawrzyniak-Wydrowska 2016). They attain sexual maturity at the length of 30-40 mm. Females, like the native unionids, deposit eggs and then larvae (glochidia) in external gills called marsupium. Glochidia (390 x 400 µm) in the number of 167-200 million are produced 2-3 times in the season. Glochidia of the Chinese pond mussel can parasitise all species of freshwater fishes, mainly on introduced herbivorous species: silver carp *Hypophthalmichthys molitrix*, bighead carp *Aristichthys nobilis*, grass carp *Ctenopharyngodon idella*, black carp *Mylopharyngodon piceus* and carp *Cyprinus carpio* (Piechocki and Wawrzyniak-Wydrowska 2016). Having left the host, the juveniles of *S. woodiana* stay in the bottom deposits until they become sexually mature. The life span of this species is 6-9 years (Piechocki and Wawrzyniak-Wydrowska 2016). In the waters of Poland the sex ratio is approximately 1:1, although there are listed the populations with a predominance of females (Soroka 2000, Hliwa et al. 2015, Labecka and Domagala 2016).

The Chinese pond mussel nourishes algae, detritus and fine zooplankton. Through the high filtration efficiency this species may contribute to improving water quality by removing sestone, accumulating phosphorus and heavy metals. A dense population of *S. woodiana* can filter 1-2 litres per hour. Also this mussel is used by aquarium hobbyists to clean water in their aquaria (Piechocki and Wawrzyniak-Wydrowska 2016).

The species *S. woodiana* in Europe demonstrates a high morphological variability observed in the biometric parameters of the shell, which have been described for the Polish and Italian populations. This variability is correlated with different environmental conditions and does not reflect genetic differences (Soroka and Zdanowski 2001, Kraszewski 2006, Soroka 2006, Douda et al. 2012, Urbańska et al. 2012, Guarneri et al. 2014). In warmer water bodies individuals 125-160 mm long predominate but in cooler places the length of mussels is 70-115 mm (Kraszewski and Zdanowski 2001, Piechocki and Wawrzyniak-Wydrowska 2016).

The high plasticity observed also among the native European mussel species of the *Anodonta* genus not only complicates the classification of individuals into appropriate species, but also may cause *S. woodiana* individuals to be mistaken for *Anodonta anatine* or *A. cygne*. This is of significant importance in the monitoring of invasive species and the protection of the native mussel species (Piechocki and Wawrzyniak-Wydrowska 2016).

Genetics

In animals, two genomes exist – nuclear and mitochondrial – that differ in the mode of inheritance. Nuclear genome is inherited from both parents in a Mendelian manner, while mitochondrial genome (mtDNA), in most animals, is inherited only from the mother. The mitochondrial genome evolves faster than the nuclear genome and therefore can be more informative in the studies of the juvenile populations of *S. woodiana* in Europe. Furthermore, a unique path of inheritance of mtDNA called double uniparental inheritance (DUI) was described for the first time in a marine mussel of the genus *Mytilus* and then in freshwater mussels of the family Unionidae (Fisher and Skibinski, 1990, Skibinski et al. 1994, Zouros et al. 1994, Hoeh et al. 1996, Liu et al. 1996).

In the case of DUI there are two independently inherited mitochondrial genomes: haplotype F (F type or female genome) inherited from the mother, and haplotype M (type M or male genome), inherited from the father. The females are homoplasmic and have only one mtDNA type F that they have in-

herited from the mother and which they continue to pass on to the next generations through female offspring. Males are heteroplasmic and have both forms of mtDNA. The mitochondrial genome of the M type is located in the male gonads. Males receive it from the father and transmit it to their male offspring. In somatic tissues, males have the mtDNA of the F type inherited from their mother and not transmitted to the next generations. In both types the mitochondrial genomes are similar in size (about 16,000 base pairs) and contain the same genes, and the M type is longer and evolves faster than the F type (Stewart et al. 1995, Hoeh et al. 1996, Zouros 2000, Zbawicka et al. 2010, Soroka and Burzyński 2015, Soroka and Burzyński 2016, Soroka and Burzyński 2017).

Little is known about the genetic characteristics of invertebrate animals and therefore most identification, population and phylogenetic studies regard the mitochondrial genes 16S *rDNA* and *cox1*, for which universal primers have been developed. Since 1980s, microsatellite *loci* have been widely used in population genetics, particularly in the studies of endangered and invasive species. Microsatellite *loci* are characterized by high mutation rate and variability level, as well as a codominant inheritance pattern.

Despite the 40-year presence of the invasive Chinese pond mussel in our continent, its genetic studies are among the least common. The genetic analyses of the species performed to date were limited to their identification based on a mitochondrial gene – cytochrome c oxidase subunit I (*cox1*). This mitochondrial gene is most often used in species identification and the phylogenetic analyses of invertebrates and vertebrates. It was observed that more than 95% of animals carry characteristic sequences near the 5'-terminus of the 648-bp gene and the sequences are included in a large database, i.e. The Barcode of Life (Hebert et al. 2003a, b, Ratnasingham and Hebert 2007). Sequence data for a fragment of the *cox1* gene are also available in the GenBank database for *S. woodiana* individuals from multiple countries of Europe and other continents, also under the former name *Anodonta woodiana*.

The *S. woodiana* individuals derived from several populations from Poland, Hungary and Ukraine had identical sequences of the fragment of the mitochondrial gene *cox1* (Soroka 2010a, Soroka et al. 2014). This is a robust proof that these European locations were invaded by one source population, probably originating from Hungary.

The first population genetics studies of *S. woodiana* in Europe were carried out in Poland using isoenzyme electrophoresis (Soroka and Zdanowski 2001, Soroka 2005, Soroka 2006). The studies revealed that mass colonization of locations in Poland by the Chinese pond mussel has been achieved by numerous, genetically diverse species or that multiple colonizations were conducted by individuals from different water bodies. The phenomenon of double uniparental inheritance of mitochondrial genome (DUI), characteristic for Unionidae mussels, has been described in Poland for *S. woodiana* (Soroka 2008). The differences within several mitochondrial female (F) and male (M) genes are 25-35% in Chinese pond mussel (Soroka 2008, Soroka 2010a).

The complete female mitochondrial genome of this species has been made available for the first time in 2010 (accession numbers in GeneBank are HQ283345 i HQ283346). Its length is 16243 bp, contains 38 genes (37 as in most metazoa plus one open reading frame F ORF) and 7.8% of the mitochondrial genome constituting non-coding sequences (Soroka 2010b).

In 2011 and 2015, the first eight and then nine microsatellite *loci* for *S. woodiana* were established, which demonstrated high variability: from 7 to 14 alleles per *locus* and the level of observed heterozygosity of 0.650–0.950 for the individuals from Romania and lower parameters for specimens from the Czech Republic (Popa et al. 2011, 2015).

So far, there is no further population studies of this species in other European countries. Learning the phylogeographic relations of the European populations of *S. woodiana* is necessary to reproduce the full phylogeny of this species and to search for its Asian source populations in the future. The current

comparisons of European and Asian (from Japan, South Korea and tropical islands of Wallacea) sequences of the *cox1* gene available from GenBank indicate a high variability which excludes the possibility that they originate from one population (Soroka et al. 2014, Bolotov et al. 2016).

Acknowledgements

Authors are grateful to Dr Abraham bij de Vaate (The Netherland) and Dr Carsten Renker (Publishing house ConchBooks, Germany) for their help in obtaining material related to the occurrence of *Sinanodonta woodiana* in the Netherlands.

References

See page 133.

Inwazyjne rośliny obcego pochodzenia w Polsce

Streszczenie

Istnieje wiele hipotez wyjaśniających przyczyny inwazyjnego zachowania roślin obcych na nowo kolonizowanych siedliskach, ale wciąż nie jest znane uniwersalne wytłumaczenie tego zjawiska. Prawdopodobnie jest ono wypadkową wielu czynników, w tym: cech biologicznych i przystosowań tych gatunków, jak i korzystnego splotu warunków siedliskowo-klimatycznych oraz braku potencjalnego „wroga”, który pozostaje w pierwotnym miejscu występowania gatunku inwazyjnego. W warunkach braku naturalnych ograniczeń całe swoje zasoby może on zainwestować w uwolnienie potencjału biologicznego, co może skutkować niepoohamowanym rozprzestrzenianiem się na drodze autochorii i allochorii oraz powiększaniem zasięgu występowania. Obce rośliny inwazyjne wnikając do fitocenoz rodzimych opanowują je do tego stopnia, iż dokonuje się przebudowa ich struktury i składu florystycznego wskutek czego powstaje wtórna kombinacja gatunków. Szacuje się, iż w Europie wśród obcych składników flory i fauny od 10 do 15% stanowią właśnie gatunki inwazyjne. W Polsce liczba inwazyjnych gatunków roślin została oszacowana na 76, z czego około 21 stanowią te o najwyższej kategorii inwazyjności i największym stopniu zagrożenia dla krajowej bioróżnorodności. Większość z nich to kenofity, które przybyły do Polski w XIX wieku, głównie z Ameryki Północnej, Azji oraz Europy. Obce gatunki roślin inwazyjnych w pierwszej kolejności zasiedlają siedliska antropogeniczne, jednakże najwięcej niekorzystnych zmian dokonują na siedliskach naturalnych i półnaturalnych, zwłaszcza tych najcenniejszych przyrodniczo.

Słowa kluczowe

gatunek obcy, kenofity, rozprzestrzenianie się, rośliny inwazyjne, zdomowienie się, zagrożenia bioróżnorodności

Wstęp

Nie każdy gatunek obcy wywołuje negatywne zmiany w środowisku przyrodniczym i musi budzić obawy, zwłaszcza w kontekście zagrożenia dla rodzimej bioróżnorodności. Gatunek obcy a gatunek inwazyjny to dwa różne pojęcia, które nie są równoznaczne, choć często razem zestawiane. Wynika to z faktu, iż część roślin i zwierząt obcego pochodzenia wykazuje inwazyjność lub może stać się inwazyjna, tym samym niekorzystnie wpływać na różnorodność biologiczną, na każdym jej poziomie. Zgodnie z regułą dziesiątek (Tens rule) jednemu z dziesięciu gatunków introdukowanych na nowe tereny udaje się wymknąć spod kontroli, co nie przesądza o jego inwazyjności (Williamson i Fitter 1996). Reguła zakłada bowiem, że tylko 10% wśród takich uciekinierów podlega procesowi naturalizacji (zdomowieniu), a najwyżej jeden z dziesięciu naturalizowanych gatunków staje się inwazyjny (Domaradzki i in. 2013). Istnieją odstępstwa od tej reguły i dotyczą one gatunków wyselekcjonowanych, świadomie wprowadzonych do uprawy lub do środowiska zurbanizowanego (Gniazdowska 2005). W skali globalnej, największa liczba naturalizowanych roślin obcego pochodzenia występuje w Ameryce Północnej. Znaczny udział gatunków zdomowionych odnotowuje się również na obszarach Europy oraz Australazji (GloNAF, Global Naturalized Alien Flora). Zgodnie z informacjami podawanymi przez Pyšek i in. (2017), rejony o największym udziale naturalizowanych gatunków roślin obcych znajdują się w: Ameryce Północnej (wschodnie, jak i zachodnie wybrzeże), Południowej Afryce, południowo-wschodniej Australii, Nowej Zelandii, Indiach oraz północno-zachodniej Europie. Sza-

kuje się, iż w Europie wśród allochtonicznych składników flory i fauny (około 12 122 gatunków), od 10 do 15% stanowią gatunki inwazyjne (Rozporządzenie 1143/2014, Baza DAISIE, Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe). Problem inwazji biologicznych jest na tyle poważny, iż w przeciwdziałaniu zagrożeń płynących ze strony inwazyjnych gatunków obcych zostało opracowanych wiele instrumentów polityki międzynarodowej, wytycznych oraz metod ich zwalczania, jak i działań zapobiegawczych. Inwazyjne gatunki obcego pochodzenia zostały zaś uznane za jedną z najważniejszych przyczyn bezpośredniej utraty bioróżnorodności i zmian w ekosystemach, co zostało podkreślone w Rekomendacji dotyczącej Europejskich wytycznych w sprawie obszarów chronionych i inwazyjnych gatunków obcych (Monaco i Genovesi 2013). Szkody wyrządzane w ekosystemach przez inwazyjne gatunki roślin obcych są bardzo rozległe i mogą przybierać różne formy (Rozporządzenie 1143/2014, Domaradzki i in. 2013). Gatunki te przyczyniają się do ubożenia bioróżnorodności rodzimej flory i fauny poprzez skuteczniejsze wykorzystywanie zasobów środowiska, zdolności allelopatyczne, zastępowanie gatunków rodzimych w znacznej części ich zasięgu oraz „inwazję poprzez hybrydyzację”, czyli zdolność tworzenia mieszańców z gatunkami pokrewnymi. Tym samym przyczyniają się do ubożenia puli genowej gatunków rodzimych. Wnikając do zbiorowisk naturalnych i półnaturalnych zaczynają w nich dominować zagłuszając inne rośliny, co skutkuje przekształceniem struktury i składu gatunkowego danego siedliska oraz może prowadzić do zmian właściwości fizyko-chemicznych gleby. Ponadto wywierają negatywny wpływ na zdrowie i gospodarkę człowieka. Mogą ograniczać funkcjonalność gruntów rolnych, skrajów pól uprawnych oraz wpływać hamująco na plonowanie roślin. Zarastają brzegi rowów i koryt rzecznych oraz przyczyniają się do spowalniania, bądź blokowania procesów renaturalizacji i sukcesji wtórnej na opuszczonych polach (Rozporządzenie 1143/2014, Domaradzki i in. 2013).

Niniejsze opracowanie stanowi zarys problemu dotyczącego inwazji roślin obcego pochodzenia na terenach Starego Kontynentu ze szczególnym uwzględnieniem najbardziej inwazyjnych gatunków w skali kraju oraz narażonych obszarów chronionych i cennych przyrodniczo siedlisk. Szczególną uwagę poświęcono terminologii i klasyfikacji roślin obcych i inwazyjnych oraz podjęto próbę prześledzenia hipotez wyjaśniających przyczyny ich inwazyjności, uwzględniając najważniejsze cechy, sposoby rozprzestrzeniania się oraz główne drogi i mechanizmy inwazji.

Gatunki obce a inwazyjne – podstawowa terminologia i klasyfikacja

Aby zrozumieć faktyczne zagrożenie jakie niosą za sobą inwazje biologiczne i ich skutki, niezbędna jest znajomość terminologii związanej z tym zjawiskiem. W tabeli 5 zostały podane podstawowe, lecz często niewłaściwie definiowane i interpretowane pojęcia, w tym: gatunek obcy, ekspansywny, czy inwazyjny. W Polsce, oficjalna definicja gatunku obcego została zawarta w Ustawie z dnia 16 kwietnia 2004 r. o Ochronie Przyrody (Dz. U. 2004 nr 92 poz. 880). Jest ona zbieżna z definicjami zawartymi w Konwencji o Bioróżnorodności Biologicznej (CBC) oraz Rozporządzeniu Parlamentu Europejskiego i Rady UE z 2014 roku w sprawie działań zapobiegawczych i zaradczych w odniesieniu do wprowadzania i rozprzestrzeniania inwazyjnych gatunków obcych (Rozporządzenie 1143/2014). Wszystkie definicje podkreślają, iż gatunek obcy to taki, który występuje poza swoim naturalnym zasięgiem. Jest to żywy osobnik danego gatunku, podgatunku lub niższego taksonu, który został wprowadzony (introdukowany) za sprawą człowieka poza obszar swojego naturalnego występowania, w sposób celowy, bądź nieświadomy (zawleczenie). Za gatunek obcy uznawane są również wszelkie części takiego osobnika, gamety, nasiona, jaja lub diaspory, czy zgodnie z wyżej cytowanym Rozporządzeniem (Rozporządzenie 1143/2014) hybrydy, odmiany oraz rasy zdolne do przeżycia i rozmnażania się na nowym terenie. Nie każdy jednak jest w stanie utrzymać się trwale w nowym środowisku. Istnieją i takie gatunki roślin i zwierząt, które doskonale radzą sobie na nowych siedliskach, na których spontanicznie

się utrzymują i produkują żywotne potomstwo. Są one określane mianem gatunków zdomowionych (CBC, IUCN).

Tab. 5. Podstawowe terminy i ich znaczenie, związane ze zjawiskiem inwazji gatunków obcych (Jackowiak 1999, Faliński 2004, Ustawa o Ochronie Przyrody Dz.U 2004 nr 92 poz. 880, Tokarska-Guzik i in. 2011, Najberek i Solarz 2016)

Gatunek obcy	to gatunek występujący poza swoim naturalnym zasięgiem, zdolny do przeżycia i rozmnażania się na nowym terenie,
Gatunek ekspansywny	to gatunek charakteryzujący się dużymi zdolnościami do rozprzestrzeniania się oraz zasiedlania nowych terenów i siedlisk, w obrębie swojego naturalnego zasięgu występowania (ekspansja ekologiczna) lub poza jego granicami (ekspansja geograficzna), którego liczebność populacji wyraźnie wzrasta, co prowadzi do powiększenia się areału,
Gatunek inwazyjny	to z reguły gatunek ekspansywny, który negatywnie oddziałuje na bioróżnorodność oraz gospodarkę i/ lub zdrowie człowieka,
Gatunek obcy inwazyjny	to gatunek poza granicami swojego naturalnego zasięgu występowania, obcy na danym terenie, gdzie zagraża bioróżnorodności oraz może negatywnie wpływać na gospodarkę i/lub zdrowie człowieka,

Gatunki takie często charakteryzują się dużymi zdolnościami do rozprzestrzeniania się oraz kolonizowania nowych siedlisk. Ponadto, przy braku naturalnych wrogów (hipoteza uwalniania od wrogów, Enemy Release Hypothesis, ERH) mogą z powodzeniem powiększać liczebność populacji oraz wielkość swojego areału (Elton 1958, Najberek i Solarz 2016). Wykazują tym samym cechy charakterystyczne dla gatunku ekspansywnego (Tab. 5). Należy jednak pamiętać, iż ekspansja jest pojęciem złożonym i może dotyczyć zarówno gatunków obcych, jak i rodzimych (Tokarska-Guzik i in. 2011, Tokarska-Guzik i in. 2012). U roślin modele i mechanizmy ekspansji zostały, między innymi opisane w pracach Jackowiaka (1999) czy Falińskiego (2004). Zgodnie z ich treścią, ekspansja może być realizowana przez rośliny obcego pochodzenia, przekraczające bariery geograficzne, tak zwana ekspansja geograficzna (chorologiczna). Zjawisko może dotyczyć również gatunków rodzimych, które rozprzestrzeniają się na siedliska antropogeniczne (rośliny synantropijne) w obrębie naturalnego zasięgu, czyli w wyniku ekspansji ekologicznej. Niekiedy ekspansja gatunków utożsamiana jest ze zjawiskiem inwazji, zwłaszcza w starszych publikacjach, czego potwierdzeniem mogą być prace Falińskiego (1969 a), czy Trojana (1977). Pierwszy z autorów sugeruje, iż inwazja dotyczy gatunków obcych i można uznać ją za szczególną formę ekspansji geograficznej. Natomiast według drugiego badacza inwazja i ekspansja to terminy jednoznaczne i dotyczą zasiedlania przez osobniki terenów nowych, nie zajętych dotychczas przez żadną populację. Jeśli ten proces prowadzi do rozszerzenia areału zajmowanego przez gatunek, to można przyjąć inwazję za skuteczną. W rozwianiu nieścisłości w interpretacji powyższych terminów może być pomocna oficjalnie przyjęta definicja inwazyjnego gatunku obcego (Invasive Alien Species, IAS), zawarta między innymi w Konwencji o Bioróżnorodności (CBD), Międzynarodowej Unii Ochrony Przyrody (IUCN, International Union for Conservation of Nature), czy Rozporządzeniu Parlamentu Europejskiego i Rady UE z 2014 roku (Rozporządzenie 1143/2014). Wskazuje ona wyraźnie, iż inwazyjność gatunku wiąże się z jego negatywnym wpływem na różnorodność biologiczną i/lub funkcjonowanie ekosystemów. Gatunki inwazyjne mogą oddziaływać niekorzystnie również na gospodarkę i zdrowie człowieka (Baza „Gatunki obce w Polsce”, IOP PAN) i jak podkreślają Najberek i Solarz (2016) nie muszą być w trakcie ekspansji. Ich liczebność i zasięg mogą być ustabilizowane. Ponadto, według niektórych autorów, jak zauważają Tokarska-Guzik i in. (2011, 2012) inwazja może dotyczyć gatunków rodzimych (Valéry i in. 2008, Valéry i in. 2009 a, b, Zajac i Zajac 2009). Istnieje zatem potrzeba, aby doprecyzować i ujednotlić terminologię podnoszącą problem inwazji biologicznej. W dostępnej literaturze można bowiem dostrzec rozbieżności w interpretacji

tych samych pojęć. Przykładowo Richardson i in. (2000) oraz Pyšek i in. (2004) inwazyjność roślin wiążą przede wszystkim z ich zadomowieniem na obszarze pierwotnie obcym, rozprzestrzenianiem się na duże odległości i powiększaniem liczebności populacji, w wyniku produkowania ogromnej liczby, żywotnego potomstwa. Zauważalne są również różnice w klasyfikacji synantropijnych roślin obcego pochodzenia, według podziału przyjętego w Polsce a prezentowanego w zachodnioeuropejskich publikacjach anglojęzycznych. Według klasyfikacji geograficzno-historycznej, zaproponowanej przez Kornasia (1977 a i b, 1981), głównymi kryteriami podziału antropofitów jest czas przybycia obcych gatunków i stopień ich zadomowienia. Największy udział roślin inwazyjnych dotyczy grupy gatunków zadomowionych trwale (metafity), które ze względu na czas przybycia na nowy obszar zaliczane są do tak zwanych kenofitów (Tab. 6). W przeciwieństwie do archeofitów („dawni przybysze” synantropijni) przybyłych na nowe tereny przed końcem XV wieku, „wędrówka” kenofitów rozpoczęła się po odkryciu Ameryki w 1492 roku (umownie po 1500 roku) (Brzosko i in. 2016). We współczesnej literaturze poświęconej roślinom synantropijnym obcego pochodzenia, w stosunku do „nowych przybyszów”, zadomowionych na kolonizowanych siedliskach coraz częściej stosowany jest termin neofity, jako synonim kenofitów w ujęciu klasyfikacji Kornasia (Tokarska-Guzik i in. 2011, Tokarska-Guzik i in. 2012).

Tab. 6. Podział antropofitów w ujęciu krajowej klasyfikacji geograficzno-historycznej (Kornaś 1977a, Kornaś 1977b, Kornaś 1981, Tokarska-Guzik i in. 2011, Tokarska-Guzik i in. 2012)

I. Metafity trwale zadomowione składniki flory	II. Diafity nie zadomowione trwale, przejściowe składniki flory
1. Archeofity	1. Efemerofity
„dawni przybysze” (do 1500 r.)	gatunki zawlezione przejściowo
2. Kenofity	2. Ergazjofigofity
„nowi przybysze” (po 1500 r.)	gatunki uprawne przejściowo dziczące
- Epekofity	
gatunki siedlisk antropogenicznych	
- Agrofity	
gatunki siedlisk półnaturalnych i naturalnych	

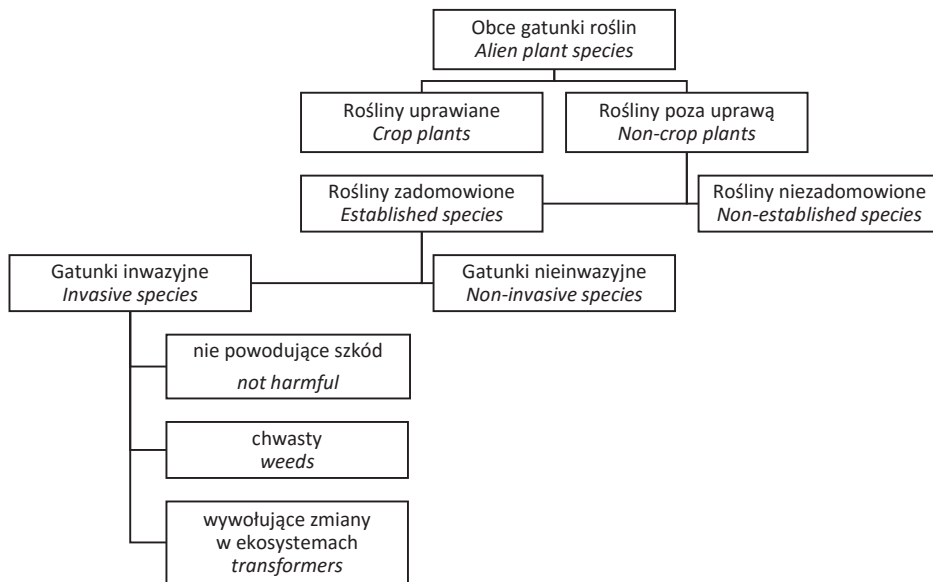
Wśród obcych gatunków wyróżniane są zaś te znajdujące się w uprawie i te poza uprawą, które mogą podlegać procesowi naturalizacji lub reprezentować grupę roślin niezadomowionych (Ryc. 21) (Richardson i in. 2000, Pyšek i in. 2004).

Podział ten wyraźnie wskazuje, iż inwazyjność nie jest tu jednoznacznie kojarzona z negatywnym wpływem roślin obcych na bioróżnorodność, gdyż w ich obrębie autorzy wyróżnili również chwasty oraz gatunki, które nie powodują szkód w środowisku przyrodniczym. Dla tych zaś, które zmieniają charakter i funkcjonowanie ekosystemów Richardson i in. (2000) zaproponowali termin transformers. Nie znalazł on jak dotąd odpowiednika w krajowej terminologii (Ryc. 21) (Tokarska-Guzik i in. 2011, Tokarska-Guzik i in. 2012).

Przyczyny inwazji roślin – koncepcje wyjaśniające

Istnieje wiele hipotez próbujących wyjaśnić przyczyny inwazyjnego zachowania gatunków obcych na nowo zasiedlanych siedliskach, zwłaszcza, iż w naturalnym środowisku swego występowania nie muszą być zagrożeniem dla innych gatunków i mogą koegzystować z nimi w harmonii. Nie wykazują również tak znacznej ekspansywności, jaką mogą charakteryzować się poza granicami swego zasięgu

(Gniazdowska 2005, Najberk i Solarz 2016). Zjawisko te tłumaczone jest wieloma czynnikami. Mogą być one wypadkową cech i przystosowań tych gatunków, jak i specyficznych warunków, w których się znalazły oraz zasobności danego środowiska.



Ryc. 21. Podział roślin obcego pochodzenia w świetle współczesnej literatury (źródło: Richardson i in. 2000, Pyšek i in. 2004, Tokarska-Guzik i in. 2011, Tokarska-Guzik i in. 2012, Domaradzki i in. 2013)

Fig. 21. Division of plants of foreign origin in the light of the present literature (source: Richardson i in. 2000, Pyšek i in. 2004, Tokarska-Guzik i in. 2011, Tokarska-Guzik i in. 2012, Domaradzki i in. 2013)

Jedną z hipotez, tak zwanej „pustej niszy” (ang. Empty niche hypothesis) zakłada, iż w porównaniu z gatunkami rodzimymi efektywniej wykorzystują zasoby naturalne jakie oferuje im nowe środowisko, w tym: dostęp do światła, wody, czy składników pokarmowych. Dotyczy to szczególnie siedlisk antropogenicznych, zmienionych w wyniku działalności człowieka, zdewastowanych, bądź sztucznie utworzonych, na których potrafią skuteczniej się utrzymywać, zajmując wolne nisze ekologiczne (Elton 1958, MacArthur 1970). Takie tereny charakteryzują się z reguły niewielką różnorodnością i bogactwem gatunkowym, przez co są mniej odporne na presję ze strony gatunków inwazyjnych. Istnieje, bowiem pogląd, który zakłada związek pomiędzy skutecznością inwazji biologicznych a bioróżnorodnością danego obszaru; im jest ona większa tym mniejsza podatność na inwazję (Diversity-invasibility hypothesis) (Elton 1958). Rośliny obcego pochodzenia zasiedlając nowe siedliska tworzą często rozległe monokulturowe skupiska i z powodzeniem zagłuszają rodzime gatunki, z którymi konkurują o podstawowe składniki środowiska. Ponadto wyróżniają się większymi zdolnościami adaptacyjnymi w stosunku do zmian o charakterze antropogenicznym. Już na nowo kolonizowanych obszarach mogą podlegać zmianom ewolucyjnym na wskutek mutacji genetycznych a w odpowiedzi na presję selekcyjną w nowym środowisku (Mack i in. 2000, Sakai i in. 2001, Maron i in. 2004, Genton i in. 2005, Stastny i in. 2005). Może to się przejawiać lepszym wykorzystaniem potencjalnych możliwości biologicznych (zwiększona płodność, szybszy rozwój, przyspieszona reprodukcja) a tym samym sprzyjać inwazji (Brzosko i in. 2016). Jak podaje Gniazdowska (2005) fakt tworzenia przez rośliny obce jednogatunkowych fitocenoz nasuwa przypuszczenie, iż konkurencja nie musi być jedynym skutecznym mechanizmem na drodze ich „podboju”.

Za sukces roślin inwazyjnych mogą odpowiadać zdolności allelopatyczne, co zostało zawarte w koncepcji „nowej broni chemicznej” (Novel weapons hypothesis) (Callaway i Aschehoug 2000, Bais i in. 2003, Callaway i Ridenour 2004). Rośliny wyposażone w taką broń mają zdolność wytwarzania substancji chemicznych (alleopatyny), które mogą działać jak inhibitory wzrostu i rozwoju a tym samym oddziaływać niekorzystnie na sąsiednie gatunki roślin, jak i mikroorganizmy glebowe. Ponadto istnieje pogląd, iż siewki roślin inwazyjnych są w stanie włączać się w sieć grzybni mikoryzowej (symbiotyczne grzyby arbuskularne z gromady Glomeromycota) w zbiorowiskach roślinnych, które kolonizują. Poprzez strzępki grzybów symbiotycznych może dochodzić do wymiany związków chemicznych pomiędzy roślinami inwazyjnymi a rodzimymi, co może wpływać na konkurencyjność tych gatunków (Marler i in. 1999, Richardson i in. 2000, van der Heijden 2004, Giovannetti i in. 2006, Zubek 2012). Cytowani autorzy sugerują, iż „kolonizatorzy” mogą korzystać z substancji chemicznych pobranych, bądź przeznaczonych dla gatunków miejscowych, które są dostarczane dzięki grzybom symbiotycznym, w tym zawierających niezbędne dla wzrostu i rozwoju pierwiastki (fosfor, azot, potas, cynk, wapń, miedź czy magnez). Strzępki zewnątrzkorzeniowe sprawniej penetrują glebę i pobierają związki fosforu, których może zabraknąć w bezpośrednim otoczeniu strefy korzeniowej, co z kolei wpływa limitująco na wzrost rośliny. Jednocześnie dzięki sieci strzępek, które oplatają system korzeniowy rośliny (grzybnia zewnątrzkorzeniowa), jak i wnikają do wnętrza korzeni (grzybnia arbuskularna) gatunki obce są w stanie przekazywać alleopatyny o działaniu toksycznym.

Obserwuje się, iż negatywny allelopatyczny wpływ jest silniejszy w stosunku do gatunków rodzimych, niż do „sąsiadów” z naturalnych fitocenoz, z których pochodzą inwazyjni „najeźdźcy”. Istnieje przypuszczenie, iż rośliny w toku ewolucji uodporniły się na działanie niektórych substancji chemicznych produkowanych przez sąsiednie gatunki, co pozwoliło im wspólnie koegzystować. Jak sugeruje Gniazdowska (2005), cytując za Fitter (2003) mogą one podlegać koewolucji i dzięki temu są w stanie tolerować wydzielane przez siebie alleopatyny.

Do sukcesu inwazyjnych roślin obcego pochodzenia na nowych terenach mogą przyczyniać się również inne czynniki, w tym częstotliwość przypadków introdukcji, jak i liczba wprowadzanych za każdym razem osobników (Propagule pressure hypothesis) (Williamson 1996). Wraz ze zwiększeniem tej liczby, rośnie szansa zadomowienia na nowych terenach oraz prawdopodobieństwo inwazji. Na tempo inwazji biologicznych, jak i na stopień konkurencyjności gatunków obcych mogą również wpływać zmiany klimatyczne (Najberek i Solarz 2016). To one kształtują rozkład geograficzny gatunków rodzimych, jak i obcych na kuli ziemskiej. Polce i współautorzy (2011) opisują dwie możliwe hipotezy tłumaczące wpływ warunków klimatycznych i inwazji biologicznych na kształt i strukturę rodzimych zbiorowisk roślinnych. Zgodnie z treścią pierwszej hipotezy (Mesic hypothesis) inwazjom roślinnym sprzyjają umiarkowane wartości temperatur i wilgotności, które są korzystniejsze dla wzrostu i rozwoju gatunków obcych a przekładają się na większą liczebność oraz lepszą kondycję (Rejmánek 1989).

Jednakże, w porównaniu do gatunków rodzimych gorzej znoszą skrajne wartości czynników klimatycznych, zwłaszcza wilgotności. W takich warunkach liczebność ich populacji wykazuje silne tendencje spadkowe (Rejmanek 1989, Stohlgren i in. 1998, Larson i in. 2001). Druga z hipotez, tak zwanej „pustej przestrzeni klimatycznej” (Empty climate space), wydaje się być bardziej prawdopodobna i przydatna do opisanie modelu inwazji u roślin (Polce i in. 2011). Jak podają Godefroid i in. (2006), im większe zróżnicowane mikroklimatyczne występuje w danym rejonie, tym większa różnorodność zestawu gatunkowego. Obce gatunki z reguły lepiej znoszą zmiany klimatyczne. Dotyczy to w szczególności gatunków ciepłolubnych, które w warunkach wzrostu temperatury mogą być w stanie zasiedlać tereny dotąd dla nich niedostępne. Jednocześnie może to skutkować obniżeniem zdolności przystosowawczych gatunków rodzimych, tolerujących niższe temperatury otoczenia. Ustupując z anego terenu, będą stwarzały dogodne warunki i przestrzeń dla gatunków inwazyjnych (Thomas i in. 2001, Wilson i in. 2005). Hipoteza „pustej przestrzeni klimatycznej” sugeruje, iż inwazyjne rośliny obcego

pochodzenia powinny występować najobficiej w najcieplejszych mikrosiedliskach. Wśród licznych koncepcji tłumaczących przyczyny inwazji biologicznych do najczęściej weryfikowanych należy hipoteza „uwalniania od wrogów” (Enemy Release Hypothesis, ERH) (Elton 1958).

Zgodnie z informacjami podawanymi przez Najberek i Solarz (2016) została ona sformułowana przez Eltona w 1958 roku, jednakże większe zainteresowanie zyskała dopiero w latach 90-tych XX wieku. Jej formalne założenia zostały sprecyzowane stosunkowo niedawno, bo w ciągu ostatnich kilkunastu lat (Maron i Vilà 2001, Keane i Crawley 2002). Hipoteza ERH zakłada, iż na nowo zasiedlanych obszarach gatunek obcy nie znajduje skutecznego przeciwnika, limitującego jego liczebność (patogeny, pasożyty, drapieżniki, roślinożercy), gdyż swojego naturalnego wroga zostawia w pierwotnym miejscu występowania. Wobec jego braku całe swoje zasoby może zainwestować w „uwolnienie” potencjału biologicznego (szybszy lub dłuższy wzrost, wyższa rozrodczość, liczniejsze potomstwo, większe rozmiary, większy wigor nasion) (Brzosko i in. 2016). Potwierdzeniem słuszności tego poglądu są, między innymi wyniki prezentowane przez Ebeling i in. (2008), którzy badali populacje rodzime (10 populacji w Chinach) oraz inwazyjne (10 populacji w Niemczech) krzewu budleja Dawida *Buddleja davidii*; gatunku inwazyjnego w skali Europy i potencjalnie inwazyjnego w Polsce (Tokarska-Guzik i in. 2012, Baza DAISIE). Autorzy wykazali większą żywotność i rozrodczość roślin inwazyjnych, co skutkowało wykształceniem wyższych roślin o grubszych łodygach, większych kwiatostanach, zawiązujących liczniejsze, ciężkie i duże nasiona. Wyniki sugerują, iż ucieczka od naturalnych wrogów (owadów i organizmów chorobotwórczych) przyczyniła się do sukcesu inwazyjnego gatunku *B. davidii* w Europie Środkowej.

Wśród dostępnej literatury można znaleźć inne przykłady prac, które potwierdzają słuszność hipotezy ERH u roślin, w tym u licznych gatunków zielnych introdukowanych z Europy do Ameryki Północnej (Mithell i Power 2003). Zauważono, iż w nowym środowisku były one w mniejszym stopniu narażone na atak ze strony patogenów, w tym: grzybów i wirusów, a więc swoich naturalnych wrogów. Dostępne są i takie publikacje, których wyniki w sposób niejednoznaczny odnoszą się do słuszności hipotezy; wskazują co prawda na mniejszą presję ze strony naturalnych wrogów, jednakże nie przekłada się to na kondycję gatunków obcych, co zaobserwowano u ostrożnia polnego *Cirsium arvense*, rośliny inwazyjnej w Nowej Zelandii (Cripps i in. 2010). Najberek i Solarz (2016) w pracy poświęconej gatunkom obcym i przyczynom ich inwazyjnego zachowania, powołują się na wyniki naukowców z Uniwersytetu w Toronto (Agrawal i Kotanen 2003), którzy badali podatność obcych i rodzimych gatunków roślin na presję ze strony owadów. Rezultaty ich badań są przeciwne do założeń koncepcji „uwalniania od wrogów”. Badacze do doświadczenia polowego wykorzystali populacje 30 gatunków roślin, a do każdego rodzimego dobrali spokrewniony gatunek obcy. Wykazali porównywalny stopień podatności na atak ze strony wrogów, ale co ciekawe, w przypadku niektórych gatunków obcych presja ze strony szkodników była większa. Wyniki te mogą sugerować, iż mechanizm „uwalniania do wrogów” nie jest jedynym i najważniejszym, na drodze sukcesu inwazji roślin obcego pochodzenia. Ważnym czynnikiem, może być tu również odpowiednio duży poziom tolerancji na atak ze strony wrogów, jak i negatywne skutki ich obecności (Schierenbeck i in. 1994).

Cechy i rozprzestrzenianie się inwazyjnych roślin obcego pochodzenia

Pomimo funkcjonowania wielu hipotez wyjaśniających przyczyny inwazyjnego zachowania gatunków obcych wciąż nie jest znane uniwersalne wytłumaczenie tego zjawiska. Prawdopodobnie odpowiedzi należy szukać w samych właściwościach biologicznych gatunków obcych. Gatunki inwazyjne, oprócz tego, iż z reguły mają obce pochodzenie geograficzne i znajdują się w trakcie ekspansji, charakteryzują się również innymi cechami. Jaroszewicz (2011) wymienia te nieodłączne:

- możliwość kolonizowania różnorodnych siedlisk, w tym antropogenicznych, naturalnych oraz półnaturalnych,
- zadomowienie w nowym środowisku,
- zdolność do skutecznego rozprzestrzenia, namnażania się i zwiększania liczebności populacji.

Zakłada się również, iż w nowym środowisku istnieje pula nieopanowanych siedlisk, które mogą być kolonizowane przez obce gatunki inwazyjne. Jednakże introdukowana populacja z reguły charakteryzuje się niewielką liczebnością początkową a przejście do fazy ekspansji jest zjawiskiem długotrwałym. Czynniki odpowiedzialnymi za ten stan rzeczy są, między innymi (Hobbs i Humphries 1995, Gazda 2003):

- adaptacja genetyczna,
- cykliczne zaburzenia lub powstanie specyficznej kombinacji warunków środowiska,
- specyfika procesu wzrostu liczebności populacji, która przy braku oporu środowiska ma przeważnie charakter wykładniczy; początkowo przyrost liczebności jest niewielki, co zmienia się po przekroczeniu wartości krytycznej.

Rośliny obcego pochodzenia skuteczność w „podboju” nowych terenów zawdzięczają przede wszystkim swoim cechom biologicznym (Domaradzki i in. 2013) i to one, jak podkreślają Brzosko i in. (2016) są uznawane za główny mechanizm inwazji. Do najważniejszych zaś należą (Kornaś 1996, Faliński 2004, Heywood i Brunel 2008):

- znaczna tolerancja ekologiczna na zróżnicowane warunki środowiskowe i klimatyczne oraz duża odporność na ich nagłe zmiany,
- duże zdolności konkurencyjne w stosunku do innych gatunków,
- zróżnicowany sposób reprodukcji, na drodze płciowej, bezpłciowej i wegetatywnej, przy możliwość występowania obcopylności oraz samopylność fakultatywnej,
- znaczna rozrodczość oraz produkowanie ogromnej liczby trwałych i żywotnych nasion (mogą one kiełkować nawet po okresie paru lat),
- korzystne właściwości i budowa nasion (bądź diaspor), sprzyjające rozprzestrzenianiu się na duże odległości, w tym lekkość, niezatapialność, obecność różnorodnych struktur i aparatów, zapewniających lotność, sterowność, lepszą przyczepność do powłok zewnętrznych zwierząt i ludzi oraz atrakcyjność wizualna, smakowa i zapachowa, przez co chętniej są zjadane lub objadane przez zwierzęta,
- szybki wzrost siewek, wczesna dojrzałość do reprodukcji oraz stosunkowo krótki cykl życiowy,
- zmienność morfologiczna i genetyczna, tworzenie ekotypów, znaczna alokacja biomasy w części podziemne,
- zdolność do krzyżowania z pokrewnymi gatunkami na nowym terenie, tworzenie poliploidów; „inwazja poprzez hybrydyzację”,
- niepoohamowane rozprzestrzenianie się w warunkach braku naturalnych ograniczeń i wrogów.

Warto dodać za Domaradzki i in. (2013), iż nie każdy gatunek obcy musi charakteryzować się wszystkimi wymienionymi cechami, lecz im więcej ich będzie posiadał, tym rośnie prawdopodobieństwo jego inwazyjności i potencjalnego zagrożenia dla bioróżnorodności „podbijanego obszaru”.

Dużą rolę w kolonizowaniu nowych siedlisk u roślin obcych odgrywa zdolność do skutecznego rozprzestrzeniania się za pomocą diaspor (propagul), realizowanego dzięki siłom własnym (autochoria, czyli samosiewność), bądź zewnętrznym czynnikom transportowym (allochoria, czyli obcosiewność), w tym: wiatru (anemochoria), wody (hydrochoria) oraz dzięki zwierzętom (zoochoria) i człowiekowi (antropochoria) (Podbielkowski i Podbielkowska 1992).

Pod względem zasięgu docierania diaspor, do najbardziej efektywnych sposobów należą anemochoria i hydrochoria (Soons 2006). Woda i wiatr umożliwiają roślinom podróżowanie na znaczne odległości, stwarzając swoiste korytarze migracyjne, nie tylko dla gatunków rodzimych, ale również dla obcych geograficznie. Stąd, między innymi tak liczne występowanie inwazyjnych gatunków roślin w siedliskach dolin rzecznych, gdzie woda może pełnić rolę „nośnika diaspor” (Dajdok i Tokarska-Guzik 2009, Tokarska-Guzik i in. 2012). Niewątpliwie sam człowiek również przyczynia się do „wędrówek roślin” obcego pochodzenia i niekontrolowanego rozprzestrzeniania się ich nasion.

Część gatunków trafia na nowe obszary w wyniku celowych zabiegów człowieka, wprowadzona do uprawy jako rośliny użytkowe, w tym spożywcze, energetyczne, lecznicze, ozdobne, barwierskie, miododajne, kosmetyczne, inne zaś zostają nieświadomie zawleczone. Globalizacja i powszechny rozwój transportu drogowego, kolejowego, lotniczego, śródlądowego, czy morskiego zintensyfikowały „podróże roślin”, stając się istotnymi wektorami dyspersji ich nasion. Bączek-Kwinta (2015) powołuje się na wyniki badań przeprowadzonych w niemieckich tunelach szybkiego ruchu, gdzie analizowano skład i ilość nasion pobranych z pobocza, które opadały z przejeżdżających aut (von der Lippe i Kowarik 2007). Opad roczny nasion wahał się od 635 do 1 579 nasion na metr kwadratowy, wśród których około 19,1% należało do gatunków o wysokim stopniu inwazyjności. Spośród pozyskanych nasion połowa była zdolna do kiełkowania, co wskazuje na ich dużą żywotność i odporność na wysokie temperatury związane z pracą silnika czy tarciami opon.

Do rozprzestrzeniania się inwazyjnych roślin obcego pochodzenia mogą przyczyniać się również zwierzęta, w tym ptactwo wodne z rodziny kaczkowatych (Anatidae), dla których nasiona (bądź diaspory) roślin wodnych i lądowych są istotnym elementem diety (Brochet i in. 2009). Wędrownie gatunki ptaków, przemieszczając się na znacznym dystansie mogą pełnić rolę wektora roślin obcego pochodzenia (dyspersja nasion na znaczne odległości; long-distance dispersal LDD of seeds), w tym egzotycznych, które w nowym środowisku mogą podlegać procesowi naturalizacji i stać się inwazyjne. Udział ptactwa wodnego w dyspersji nasion roślin obcych geograficznie, potwierdzają doniesienia innych badaczy w: Ameryce Północnej (Powers i in. 1978), Australii (Green i in. 2008) oraz Europie (Sánchez i in. 2006). Brochet i współautorzy (2009) badali rolę migracyjnego ptactwa wodnego, między innymi cyraneczki zwyczajnej *Anas crecca* w dyspersji nasion na duże odległości (LDD) gatunków rodzimych, jak i obcych. W diecie kaczek zidentyfikowali 14 gatunków roślin obcych, z czego 8 zostało wprowadzonych na południu Europy, a 6 w jej północnej części. Należały one do 7 rodzin, w tym: Amaranthaceae, Asteraceae, Elaeagnaceae, Najadaceae, Pontederiaceae, Rubiaceae oraz do traw (Poaceae), wśród których wykryto nasiona aż 7 gatunków obcych (50% zidentyfikowanych). Ponadto, badacze stwierdzili w diecie *A. crecca* obecność nasion 44 gatunków introdukowanych przynajmniej do jednego kraju w Europie.

U roślin inwazyjnych proces kolonizacji nowych obszarów jest zjawiskiem długotrwałym i przebiega w trzech etapach (Groves 1986, Domaradzki i in. 2013):

- introdukcja – to etap wprowadzenia diaspor danego gatunku poza granice jego naturalnego występowania, trwający do momentu wykształcenia populacji osobników dorosłych,
- kolonizacja – ten etap obejmuje okres, w trakcie którego pierwotna populacja uzyskuje zdolność skutecznego rozmnażania się w nowym środowisku i może powiększać obszar swojego występowania,

- naturalizacja – to proces zadomowienia, podczas którego gatunek tworzy samoreplikujące się populacje, podlegające intensywnemu rozprzestrzenianiu się i przenikające do naturalnych fitocenoz.

Faliński (1969 b, 1998, 2004) wyznaczył etapy zadomowienia się gatunku obcego (neofit) w zbiorowiskach naturalnych oraz jego stosunek do rodzimych komponentów fitocenoz. Proces naturalizacji nazwał etapem neofityzmu, w obrębie którego wyróżnił stadia: proneofitów, euneofitów oraz postneofitów. Do tego ostatniego stadium można zaliczyć rośliny inwazyjne. Osiągają je taksony obce, których populacje wnikają do fitocenoz rodzimych i opanowują je do tego stopnia, że dokonuje się przebudowa ich struktury i składu florystycznego, w skutego czego powstaje wtórna kombinacja gatunków (Danielewicz i Wiatrowska 2014).

Jak informują Tokarska-Guzik i in. (2012) proces inwazji bywa często ilustrowany za pomocą krzywej Gaussa, zwanej w tym przypadku krzywą inwazji. Obrazuje ona poszczególne fazy zwiększania liczebności populacji i wielkości zajmowanego obszaru. Wyróżnia się tu fazę wzrostu początkowego, tak zwaną fazę oczekiwania lub utajenia (lag phase), w trakcie której następuje adaptacja do nowych warunków siedliskowych oraz fazę wzrostu wykładniczego, która może przebiegać gwałtownie i na masową skalę (Hobbs i Humpheries 1995, Richardson i Pyšek 2006).

Czas trwania pierwszej fazy wzrostu liczebności populacji może być zróżnicowany w zależności od gatunku rośliny. Dla przykładu w warunkach Europy obce gatunki leśne (krzewy i drzewa) potrzebują średnio około 150 lat na adaptację do lokalnych warunków środowiska i przejścia do kolejnej fazy wzrostu (Kowarik 1995, Tokarska-Guzik i in. 2012). Kowarik (1995) dokonał historycznej rekonstrukcji dróg i czasu trwania faz inwazji dla 184 gatunków leśnych, introdukowanych do Europy w okresie od 1780 roku do 1990 roku. Zgodnie z informacjami jakie dostarczył, średni czas trwania lag phase dla drzew wynosi około 170 lat, podczas gdy dla krzewów około 130 lat. Czas trwania fazy wzrostu początkowego jest wypadkową wielu czynników w tym: biologicznych cech i potencjału danego gatunku rośliny, adaptacji do lokalnych warunków siedliskowych i zmian klimatycznych oraz dostępności dogodnych i bezpiecznych siedlisk.

Inwazyjne rośliny obcego pochodzenia w polskiej florze

Według informacji zawartych w Bazie „Gatunki obce w Polsce” IOP PAN liczba gatunków obcych w naszym kraju, w tym grzybów, roślin i zwierząt, wynosi aktualnie 1 332. Jest to wartość szacunkowa, która obejmuje zarówno gatunki zadomowione, jak i te stwierdzone sporadycznie. Każda informacja o obecności gatunku obcego na obszarze naszego kraju, jest dokładnie sprawdzana, dokumentowana i konsultowana z ekspertami, dopiero wówczas jest on włączany do Bazy. Jednakże trzeba pamiętać, że Baza nie jest kompletna, w dalszym ciągu jest systematycznie uzupełniana oraz może zawierać pewne nieścisłości. Informacje o liczbie gatunków obcych, w tym inwazyjnych podawane przez dostępne europejskie cyfrowe bazy danych różnią się między sobą, dlatego należy je traktować orientacyjnie. Na terenie Europy informacje o wszystkich gatunkach obcych są zamieszczane w ramach Projektu DAISIE. Są one przydzielone do sześciu grup: roślin lądowych, grzybów, kręgowców lądowych, zwierząt bezkręgowców środowiska lądowego, organizmów wodnych, w tym morskich oraz śródlądowych.

Liczba gatunków obcych w Polsce według Projektu DAISIE jest oceniona na 875, co stanowi około 7% wszystkich obcych przybyszów na terenie Starego Kontynentu (12 122 gatunków, z czego ponad połowa to rośliny lądowe). Najwięcej takich gatunków na obszarze naszego kraju można znaleźć w obrębie bezkręgowców lądowych (369 gatunki) oraz roślin lądowych (301 gatunków). „Roślinni najeźdźcy” dostali się na obszar Polski różnymi drogami, nie wszystkie są znane, lecz głównie w trakcie trans-

portu, na przykład wraz z importowanym towarem (zanieczyszczony towar, nasiona), nieświadomie zawleczone przez człowieka oraz w wyniku dyspersji nasion z udziałem zwierząt.

Wiele z nich to rośliny ozdobne, uprawne lub użytkowe, najczęściej „uciekierzy” z upraw, ogrodów botanicznych, bądź przydomowych ogródków. Zostały one sprowadzone na drodze celowej introdukcji a następnie „wymknęły” się spod kontroli człowieka. Niektórym z nich udało się zadomowić trwale w polskiej florze. W celu wymiany informacji o gatunkach obcych pomiędzy Europą środkową a północną został opracowany System NOBANIS (European Network on Invasive Alien Species), do którego włączono Bazę „Gatunki obce w Polsce”. Zgodnie z danymi zamieszczonymi w Systemie liczba inwazyjnych gatunków obcych w Polsce kształtuje się na poziomie 121, czyli około 10% wszystkich obcych gatunków notowanych w naszym kraju (1 160 gatunków według Systemu).

Na liście obcych gatunków roślin i zwierząt w Polsce, które w przypadku uwolnienia do środowiska przyrodniczego mogą zagrozić gatunkom rodzimym lub siedliskom przyrodniczym, dołączonej do Rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 9 września 2011 r. (Rozporządzenie Dz. U. 2011 nr 210) znajdują się obecnie 52 gatunki, w tym 16 gatunków roślin. Skala problemu, w przypadku inwazyjnych gatunków roślin, jest jednak dużo większa. Wydaje się również, że nie wszystkie z nich powinny być zamieszczone na tej liście. Dotyczy to zwłaszcza trzech gatunków, co do których nie ma przesłanek, aby stanowiły zagrożenie dla krajowej bioróżnorodności, co więcej nie odnotowuje się ich w stanie „dzikim” w obrębie granic naszego państwa (Tokarska-Guzik i in. 2012, Tokarska-Guzik i in. 2015). Należą do nich: grubosz Helmsa *Crassula helmsii*, tulejnik amerykański *Lysichiton americanus* oraz gatunek trawy *Spartina anglica*. Wątpliwe wydaje się być również umieszczenie na liście kolcolistu zachodniego *Ulex europaeus*, krzewu który należy do gatunków obcych zadomowionych w Polsce, lecz nieinwazyjnych (Tokarska-Guzik i in. 2012). Co prawda, gatunki tych roślin lub ich hybrydy (na przykład *Lysichiton americanus* x *camtschatcensis* *hyb.*) zaliczane są do inwazyjnych, ale dotyczy to innych krajów europejskich (Baza DAISIE). Istnieje zatem potrzeba uaktualnienia ministerialnej listy obcych gatunków roślin, oddziałujących niekorzystnie na pozostałe gatunki krajowe oraz siedliska przyrodnicze.

Według jednego z bardziej aktualnych, syntetycznych opracowań, dotyczących roślin obcego pochodzenia zadomowionych w Polsce autorstwa Tokarskiej-Guzik i in. (2012), liczba inwazyjnych gatunków została oszacowana na 76. Wśród nich dominują byliny (30 gatunków) oraz rośliny roczne (29 gatunków). Natomiast liczba inwazyjnych gatunków drzew i krzewów to łącznie 18 gatunków (8 gatunków drzew). W zależności od skali ich inwazyjności cytowani autorzy podzielili je na grupy roślin zadomowionych inwazyjnych: w skali kraju (35 gatunków), regionalnie (31 gatunków) oraz lokalnie (10 gatunków). Ponadto, w opracowaniu uwzględnili rośliny potencjalnie inwazyjne, zarówno te występujące w Polsce (12 gatunków), ale również takie, których brak w naszym kraju, lecz są zadomowione w innych rejonach Europy (4 gatunki). Na te gatunki powinno się zwrócić szczególną uwagę i objąć je monitoringiem przyrodniczym, gdyż istnieje duże ryzyko, iż w przyszłości mogą stanowić również zagrożenie dla rodzimych fitocenoz, tak jak to ma miejsce w niektórych państwach sąsiednich.

W Tab. 7 przedstawiono wykaz 21 gatunków roślin obcych o najistotniejszym niepożądanym działaniu w skali kraju, którym za Tokarską-Guzik i in. (2012) nadano najwyższe kategorie inwazyjności (III i IV). Kategorie te zostały ustalone na podstawie analizy 5 cech, w tym: zasięgu występowania, wielkości populacji, typu kolonizowanych siedlisk, tendencji dynamicznych oraz rodzaju stwarzanych zagrożeń przez rośliny inwazyjne. Te, o największym stopniu inwazyjności stanowią zagrożenie ekologiczne, ekonomiczne oraz społeczne. Ich populacje z reguły charakteryzują się dużą liczebnością i zagęszczeniem. Mogą występować również w rozproszeniu, ale w obrębie licznych stanowisk, na których wykazują znaczną ekspansywność, co wiąże się z kolonizowaniem nowych siedlisk (antropogenicznych, naturalnych i półnaturalnych), powiększaniem liczebności i zasięgu występowania. Wszystkie wymienione w tabeli 7 gatunki należą do kenofitów, tak zwanych „nowych przybyszów”.

Większość z nich, bo około 57% przybyło na nasze ziemie w XIX wieku, introdukowane głównie z Ameryki Północnej, Azji oraz Europy.

Tab. 7. Wykaz najbardziej inwazyjnych (kategoria III i IV) gatunków roślin obcego pochodzenia w skali kraju, stanowiących istotne zagrożenie ekologiczne, ekonomiczne lub społeczne (źródło: Tokarska-Guzik i in. 2012, Tokarska-Guzik i in. 2015, Baza „Gatunki obce w Polsce”, IOP PAN)

Nazwa łacińska	Nazwa polska	Pochodzenie	Kategoria	Czas przybycia	Najbardziej zagrożone typy siedlisk przyrodniczych Natura 2000
Forma życiowa – drzewo					
<i>Acer negundo</i>	Klon jesionolistny	Am. Płn.	IV	1808	91E0
<i>Fraxinus pennsylvanica</i>	Jesion pensylwański	Am. Płn.	III	1805	91F0
<i>Prunus serotina</i>	Czeremcha amerykańska	Am. Płn. & Am Śr.	IV	1813	9190
<i>Quercus rubra</i>	Dąb czerwony	Am. Płn.	IV	1806	9190
<i>Robinia pseudoacacia</i>	Robinia akacyjowa	Am. Płn.	IV	1750	6120, 9190
Forma życiowa – bylina					
<i>Bunias orientalis</i>	Rukiewnik wschodni	Europa pd.-wsch. & Azja zach.	III	1858	
<i>Elodea canadensis</i>	Moczarka kanadyjska	Am. Płn.	IV	1876	3150
<i>Heracleum mantegazzianum</i>	Barszcz mantegazyjski ^a	Kaukaz i tereny przyległe	IV	1973	6430
<i>Heracleum sosnowskyi</i>	Barszcz Sosnowskiego	Kaukaz i tereny przyległe	IV	1958	6430
<i>Lupinus polyphyllus</i>	Łubin trwały	Am. Płn.	III	1877	6510, 6520
<i>Reynoutria x bohemica</i>	Rdestowiec pośredni ^b	Europa	IV	XX w.	6430
<i>Reynoutria japonica</i>	Rdestowiec ostrokończysty	Azja wsch.	IV	1882	6430
<i>Reynoutria sachalinensis</i>	Rdestowiec sachaliński	Azja wsch.	IV	1903	6430
<i>Solidago canadensis</i>	Nawłóć kanadyjska	Am. Płn.	IV	1853	6410, 6430
<i>Solidago gigantea</i>	Nawłóć późna	Am. Płn.	IV	1758	6410, 6430, 6510
Forma życiowa – roślina roczna					
<i>Bidens frondosa</i>	Uczep amerykański	Am. Płn.	III	1777	3270

Nazwa łacińska	Nazwa polska	Pochodzenie	Kategoria	Czas przybycia	Najbardziej zagrożone typy siedlisk przyrodniczych Natura 2000
<i>Bromus carinatus</i>	Stokłosa spłaszczona ^c	Am. Płn.	IV	1911	6430
<i>Echinocystis lobata</i>	Kolczurka klapowana	Am. Płn.	IV	1937	6430
<i>Impatiens glandulifera</i>	Niecierpek gruczołowaty	Azja śr.	IV	1890	6430
<i>Impatiens parviflora</i>	Niecierpek drobnokwiatowy	Azja śr. & wsch.	IV	1850	9160, 9170, 91E0, 91F0
<i>Xanthium albinum</i>	Rzepień włoski	Am. Płn.	IV	1853	

a – bylina lub roślina dwuletnia; b – mieszańiec *R. japonica* i *R. sachalinensis*, opisany po raz pierwszy w Republice Czeskiej w latach 80 XX w. (Chrtek i Chyrtková 1983); c – roślina roczna lub dwuletnia;

Kategoria inwazyjności (za Tokarską-Guzik i in. 2012) jako wypadkowa wielu cech: III – gatunki, które występują w dużej liczbie na niewielu stanowiskach lub w rozproszeniu w obrębie wielu stanowisk, gdzie stanowią istotne zagrożenie ekologiczne, ekonomiczne lub społeczne; IV – gatunki, które występują bardzo licznie na wielu stanowiskach i mogą być nadal w fazie wzrostu wykładniczego, co wiąże się z powiększaniem liczby stanowisk lub zajmowanego obszaru; 3150 – Starorzeczka i naturalne eutroficzne zbiorniki wodne ze zbiorowiskami Nympeion, Potamion; 3270 – Zalewane muliste brzegi rzek; 6120 – Ciepłolubne śródłądowe murawy napiaskowe; 6410 – Zmiennowilgotne łąki trzęślicowe; 6430 – Ziołorośla górskie i ziołorośla nadrzeczne; 6510 – Niżowe i górskie świeże łąki użytkowane ekstensywnie; 6520 – Górskie łąki konietlicowe użytkowane ekstensywnie; 9160 – Grąd subatlantycki; 9170 – Grąd środkowoeuropejski i subkontynentalny; 9190 – Pomorski kwaśny las brzoźowo-dębowy; 91E0 – Łęgi wierzbowe, topolowe, olszowe i jesionowe; 91F0 – Łęgowe lasy dębowo-wiązowo-jesionowe

Znaczny udział gatunków północnoamerykańskich wśród roślin inwazyjnych naszego kraju, można tłumaczyć zbliżonymi warunkami klimatycznymi. Ułatwiają one trwałe zadomowienie się na nowych terenach. Dla przykładu najbardziej inwazyjne w skali kraju gatunki drzew charakteryzują się właśnie północnoamerykańskim pochodzeniem, na przykład: klon jesionolistny *Acer negundo*, jesion pensylwański *Fraxinus pennsylvanica*, czeremcha amerykańska *Prunus serotina*, dąb czerwony *Quercus rubra*, czy też robinia akacjowa *Robinia pseudoacacia* (Tab. 7). Podobne tendencje odnotowuje się wśród inwazyjnych gatunków zwierząt, z których ponad 20% pochodzi również z Ameryki Północnej (Najberk i Solarz 2016). Obce rośliny inwazyjne wkraczając na „podbijane obszary”, w pierwszej kolejności kolonizują siedliska antropogeniczne, w znacznym stopniu przeobrażone przez człowieka (epekofity). W Polsce najbardziej podatnymi na inwazję roślinną są rejony: Górnego i Dolnego Śląska, Opolszczyzny, Małopolski oraz Podkarpacia. Im dalej na północny-wschód tym odnotowuje się mniejszy udział „obcych przybyszów” roślinnych (Dajdok i in. 2011). Jednakże najwięcej niekorzystnych zmian dokonują one na siedliskach naturalnych i półnaturalnych, zwłaszcza na tych najcenniejszych przyrodniczo, znajdujących się na liście NATURA 2000. Wiele gatunków inwazyjnych zagraża siedliskom typu 6430, czyli: ziołoroślom górskim i ziołoroślom nadrzecznym (Rozporządzenie Dz. U. 2010 nr 77). Wśród nich dominują byliny (około 70% gatunków) oraz rośliny roczne (około 50% gatunków). Przykładem mogą tu być gatunki okazałych bylin pochodzące z terenów Kaukazu a sprowadzonych do Polski głównie jako rośliny paszowe i ozdobne do parków oraz ogrodów: barszcz mantegazyjski *Heracleum mantegazzianum* oraz barszcz Sosnowskiego *Heracleum sosnowskyi* (Sachajdakiewicz i in. 2014).

Istotne zagrożenie dla tego typu siedlisk (6430) stwarzają również wywodzące się z Azji rdestowce, które zostały sprowadzone jako rośliny ozdobne do ogrodów, w tym: pochodzący z Japonii rdestowiec ostrokończysty *Reynoutria japonica* oraz rdestowiec sachaliński *Reynoutria sachalinensis*, który „przywędrował” z Sachalina i Wysp Kurylskich (Kostuch i Kostuch 2013). Gatunki te są bardzo trud-

ne do odróżnienia a dodatkowo mogą tworzyć mieszańce, czego przykładem może być rdestowiec pośredni *Reynoutria x bohémica* hybryda, która powstała prawdopodobnie już po ich introdukcji do Europy (Fojcik i Tokarska-Guzik 2000, Tokarska-Guzik i in. 2012, Baza „Gatunki obce w Polsce”, IOP PAN).

Negatywne skutki inwazji biologicznych są odczuwalne również w parkach narodowych. Jak podają Bomanowska i in. (2014), przeprowadzone rozpoznanie obecnego stanu „zainfekowania” polskich parków narodowych wykazało, iż rośliny inwazyjne występują w każdym z nich. Największy ich udział odnotowuje się wśród fitocenoz na terenie Drawieńskiego, Kmpinoskiego oraz Ojcowskiego Parku Narodowego. Szczególnie niekorzystne oddziaływanie przypisuje się tu „przybyszom” z Azji, należącym do rodzaju *Impatiens*, a zwłaszcza mikoryzowym (mikoryza typu arbuskularnego) gatunkom: niecierpka drobnokwiatowego *Impatiens parviflora* oraz niecierpka gruczołowego *Impatiens glandulifera*. Zostały one sprowadzone do ogrodów botanicznych ze względu na walory dekoracyjne, obecnie zaś są uznawane za jedno z bardziej inwazyjnych gatunków roślin. *Impatiens parviflora* występuje na terenie 19 polskich parków narodowych, podczas gdy *I. glandulifera* w 16 (Zubek 2012; Bomanowska i in. 2014). Niecierpek gruczołowy to niezwykle inwazyjna na świecie roślina, produkująca nektar o dużej zawartości cukru. Te właściwości powodują, iż zagraża wielu cennym gatunkom roślin, między innymi poprzez zmniejszanie częstotliwości ich odwiedzin przez zapylacze, głównie pszczoły (Cawoy i in. 2012).

Zubożając skład gatunkowy fitocenoz, do których przenika, powoduje równocześnie utratę miejsc lęgowych, schronień oraz bazy pokarmowej dla wielu gatunków zwierząt. Oba gatunki niecierpka chętnie kolonizują cenne przyrodniczo siedliska, powodując ich całkowite przekształcenie. *Impatiens parviflora* stanowi zagrożenie aż dla 4 typów takich siedlisk 9160, 9170, 91E0 i 91F0 (Tab. 7). Szeroko rozpowszechnione na obszarach chronionych są również byliny pochodzenia północnoamerykańskiego, a zwłaszcza: nawłóć późna *Solidago gigantea*, spotykana w 17 z nich oraz nawłóć kanadyjska *Solidago canadensis* występująca w 15 parkach. Sprowadzone zostały na tereny Starego Kontynentu jako rośliny ozdobne, uprawne oraz miododajne (Dajdok i in. 2011, Baza „Gatunki obce w Polsce”, IOP PAN). Ponadto to rośliny żyjące w symbiozie mikoryzowej z grzybami z gromady Glomeromycota i podobnie jak *I. parviflora* wywołują negatywne zmiany w obrębie licznych siedlisk NATURA 2000, między innymi na zmiennowilgotnych łąkach trzęślicowych (6 410) oraz ziołoroślach górskich i ziołoroślach nadrzecznych (6 430).

Podsumowanie

Wobec skali zagrożeń jakie niosą za sobą inwazje biologiczne możliwie jak najszybsze wykrycie ich źródła, na etapie początkowego wzrostu liczebności populacji (lag phase), choć nie jest łatwe, powinno być priorytetem w przeciwdziałaniu i minimalizowaniu ich skutków. Pojawienie się w nowym miejscu gatunku obcego, bez względu na to czy jest to zwierzę, roślina czy grzyb nie zawsze musi stanowić powód do obaw. Jeżeli jednak istnieją przesłanki, iż może być on potencjalnie inwazyjny, co obserwuje się na terenach innych państw, należy przeprowadzić ocenę ryzyka zagrożenia i podjąć stosowne działania prewencyjne. Zapobieganie inwazjom jest bowiem bardziej pożądane ze względów środowiskowych oraz bardziej opłacalne niż działanie „po fakcie”. W momencie kiedy gatunki inwazyjne znajdują się w fazie wzrostu wykładniczego a ich zasięg się powiększa, zaś skala zagrożenia obejmuje terytorium całego kraju, w tym najcenniejsze przyrodniczo siedliska, „walka” z nimi bywa bardzo trudna i często nie przynosi zamierzonych efektów. Zwalczanie chemiczne, mechaniczne (koszenie, wykopywanie, karczowanie przed okresem kwitnienia i owocowania), niszczenie siedlisk ruderalnych w obszarach chronionych, spalanie poza obszarem chronionym oraz edukacja okazują się niewystarczająco skuteczne. Ponadto metody te generują duże nakłady finansowe. Ten problem odnosi się zarówno do inwazyjnych gatunków roślin, jak i zwierząt. Trudności w zwalczaniu „inwazyjnych

najeźdźców” obcego pochodzenia oraz niska skuteczność takich działań, sprawiają, że podważa się ich celowość. Jednakże zaniechanie jakiegokolwiek „walki” byłoby „cichym przyzwoleniem” na postępujące ubożenie rodzimej bioróżnorodności, na każdym z jej poziomów, począwszy od zróżnicowania genetycznego, a kończąc na zróżnicowaniu na poziomie ponadgatunkowym.

Bibliografia

- Agrawal A.A., Kotanen P.M. 2003. Herbivores and the success of exotic plants: a phylogenetically controlled experiment. *Ecology Letters* 6: 712-715
- Bais H.P., Vepachedu R., Gilroy S., Callaway R.M., Vivanco J.M. 2003. Allelopathy and Exotic Plant Invasion: From Molecules and Genes to Species Interactions. *Science* 301: 1377-1380
- Baza DAISIE, Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe [dostęp: 09.06.2017]. <<http://www.europe-aliens.org>>
- Baza Gatunki obce w Polsce. Instytut Ochrony Przyrody PAN. Kraków [dostęp: 09.06.2017]. <<http://www.iop.krakow.pl/ias/>>
- Bomanowska A., Kirpluk I., Adamowski W., Palus J., Otręba A. 2014. Problem inwazji roślin obcego pochodzenia w polskich parkach narodowych. W: Otręba A., Michalska-Hejduk D. (red.). Inwazyjne gatunki roślin w Kampinoskim Parku Narodowym i jego sąsiedztwie. *Kampinoski Park Narodowy. Izabelin*: 9-14
- Brochet A.L., Guillemain M., Fritz H., Gauthier-Clerc M., Green A.J. 2009. The role of migratory ducks in the long-distance dispersal of native plants and the spread of exotic plants in Europe. *Ecography* 32: 919-928
- Brzosko E., Jermakowicz E., Mirski P., Ostrowiecka B., Tałałaj I., Wróblewska A. 2016. Inwazyjne drzewa i krzewy w Biebrzańskim Parku Narodowym i Suwalskim Parku Krajobrazowym. *Stowarzyszenie „Uroczysko”*. Białystok
- Callaway R.M., Aschehough E.T. 2000. Invasive plants versus their new and old neighbors: A mechanism for exotic invasion. *Science* 290: 521-523
- Callaway R.M., Ridenour W.M. 2004. Novel weapons: invasive success and the evolution of increased competitive ability. *Frontiers in Ecology and the Environmental* 2(8): 436-443
- Cawoy V., Jonard M., Mayer C., Jacquemart A.-L. 2012. Do abundance and proximity of the alien *Impatiens glandulifera* affect pollination and reproductive success of two sympatric co-flowering native species? *Journal of Pollination Ecology* 10: 130-139
- CBC, Convention on Biological Diversity [dostęp: 09.06.2017]. <<https://www.cbd.int>>
- Cripps M.G., Edwards G.R., Bourdôt G.W., Saville D.J., Hinz H.L., Fowler S.V. 2010. Enemy release does not increase performance of *Cirsium arvense* in New Zealand. *Plant Ecology* 209: 123-134
- Dajdok Z., Tokarska-Guzik B. 2009. Doliny rzeczne i wody stojące jako siedliska gatunków inwazyjnych. W: Dajdok Z., Pawlaczyk P. (red.). *Inwazyjne gatunki roślin ekosystemów mokradłowych Polski*. Wydawnictwo Klubu Przyrodników. Świebodzin: 24-30
- Dajdok Z., Śliwiński M., Romański M., Krzysztofiak A., Krzysztofiak L. 2011. Gatunki inwazyjne jako zagrożenie bioróżnorodności. *Poradnik dla pracowników parków narodowych. Wigierski Park Narodowy. Suwałki*
- Danielewicz W., Wiatrowska B. 2014. Inwazyjne gatunki drzew i krzewów w lasach Polski. *Peckiana* 9: 59-67
- Domaradzki K., Dobrzański A., Jezierska-Domaradzka A. 2013. Rośliny inwazyjne – występowanie, znaczenie i zagrożenie dla bioróżnorodności. *Postępy w Ochronie Roślin* 53(3): 613-620
- Ebeling S.K., Hensen I., Auge H. 2008. The invasive shrub *Buddleja davidii* performs better in its introduced range. *Diversity and Distributions* 14: 225-233
- Elton C.S. 1958. *The ecology of invasions by animals and plants*. Methuen, London
- Faliński J.B. 1969a. Zbiorowiska autogeniczne i antropogeniczne. Próba określenia i klasyfikacji. *Dyskusje fitosocjologiczne* (4). *Ekologia Polski Seria B* 15(2): 173-182
- Faliński J.B. 1969b. Neofity i neofityzm. *Dyskusje fitosocjologiczne* (5). *Ekologia Polski Seria B* 15(4): 337-354
- Faliński J.B. 1998. Invasive alien plants and vegetation dynamics and neophytism. *Phytocoenosis* 10 (N.S.) Supplementum *Cartographiae Geobotanicae* 9: 163-188
- Faliński J.B. 2004. Inwazje w świecie roślin: mechanizmy, zagrożenia, projekt badań. *Phytocoenosis* 10 (N.S.). *Seminarium Geobotanicum* 16: 3-31

- Fitter A. 2003. Making allelopathy respectable. *Science* 301: 1337-1338
- Fojcik B., Tokarska-Guzik B. 2000. *Reynoutria x bohemica* (Polygonaceae) – nowy takson we florze Polski. *Fragmenta Floristica et Geobotanica* 7: 63-71
- Gazda A. 2003. Rośliny drzewiaste jako gatunki inwazyjne. *Sylvan* 3: 65-70
- Genton B.J., Kotanen P.M., Cheptou P.O., Adolphe C., Shykoff J.A. 2005. Enemy release but no evolutionary loss of defense in a plant invasion: an inter-continental reciprocal transplant experiment. *Oecologia* 146(3): 404-414
- Giovannetti M., Avio L., Fortuna P., Pellegrino E., Sbrana C., Strani P. 2006. At the root of the wood wide web. Self recognition and nonself incompatibility in mycorrhizal networks. *Plant Signaling & Behavior* 1(1): 1-5
- GloNAF, Global Naturalized Alien Flora [dostęp: 09.06.2017]. <<https://glonaf.org>>
- Gniazdowska A. 2005. Oddziaływania allelopatyczne – “nowa broń” roślin inwazyjnych. *Kosmos Problemy Nauk Biologicznych* 54: 221-226
- Godefroid S., Rucquoj S., Koedam N. 2006. Spatial variability of summer microclimates and plant species response along transects within clearcuts in a beech forest. *Plant Ecology* 185: 107-121
- Goves R.H. 1986. Invasion of Mediterranean ecosystems by weeds. W: Dell B., Hopkins A.J.M., Lamot B.B. (red.). *Resilience in Mediterranean-Type Ecosystems*. Junk. Dordrecht: 129-145
- Green A.J., Jenkins K.M., Bell D., Morris P.J., Kingsford R.T. 2008. The potential role of waterbirds in dispersing invertebrates and plants in arid Australia. *Freshwater Biology* 53: 380-392
- Heijden van der M.G.A. 2004. Arbuscular mycorrhizal fungi as support systems for seedling establishment in grassland. *Ecology Letters* 7: 293-303
- Heywood V., Brunel S. 2008. Code of conduct on horticulture and invasive alien plants. Convention on the conservation of European wildlife and natural habitats [dostęp: 09.06.2017]. <https://www.eppo.int/INVASIVE_PLANTS/code_of_conduct.htm>
- Hobbs R.J., Humphries S.E. 1995. An integrated approach to the ecology and management of plant invasions. *Conservation Biology* 9: 761-770
- IUCN, International Union for Conservation of Nature [dostęp: 09.06.2017]. <<https://www.iucn.org>>
- Jackowiak B. 1999. Modele ekspansji roślin synantropijnych i transgenicznych. *Phytocoenosis* 11 (N.S.), *Seminarium Geobotanicum* 6: 3-16
- Jaroszewicz B. 2011. Obcy w natarciu – mechanizmy i ekologiczne skutki inwazji biologicznych. W: Kalinowska A. (red.). *Różnorodność biologiczna w wielu odsłonach*. Uniwersyteckie Centrum Badań nad Środowiskiem UW. Warszawa: 149-158
- Keane R.M., Crawley M.J. 2002. Exotic plant invasions and enemy release hypothesis. *Trends in Ecology and Evolution* 17: 164-170
- Kornaś J. 1977a. Wpływ człowieka i jego gospodarki na szatę roślinną Polski – flora synantropijna. W: Szafer W., Zarzycki K. (red.). *Szata roślinna Polski T.1*. Wydawnictwo PWN, Warszawa: 95-128 Kornaś J. 1977b. Analiza flor synantropijnych. *Wiadomości Botaniczne* 21(4): 85-91
- Kornaś J. 1981. Oddziaływanie człowieka na florę: mechanizmy i konsekwencje. *Wiadomości Botaniczne* 25(3): 165-182
- Kornaś J. 1996. Pięć wieków wymiany flor synantropijnych między Starym a Nowym Światem. *Wiadomości Botaniczne* 40(1): 11-19
- Kostuch J., Kostuch R. 2013. Rośliny inwazyjne. *Ekologia i Ochrona Krajobrazu* 1-2(73-74): 21-25
- Kowarik I. 1995. Time lags in biological invasions with regard to the success and failure of alien species. W: Pyšek P., Prach K., Rejmánek M., Wade M. (red.). *Plant Invasions – General Aspects and Special Problems*. Academic Publishing. Amsterdam: 15-38
- Larson D.L., Anderson P.J., Newton W. 2001. Alien plant invasion in mixed-grass prairie: effects of vegetation type and anthropogenic disturbance. *Ecological Applications* 11: 128-141
- von der Lippe M., Kowarik I. 2007. Long-distance dispersal of plants by vehicles as a driver of plant invasions. *Conservation Biology* 21(4): 986-996
- MacArthur R.H. 1970. Species packing and competitive equilibrium. *Theoretical Population Biology* 1: 1-11
- Mack R.N., Simberloff D., Lonsda, W.M., Evans H. Clout M. 2000. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecological Applications* 10: 689-710

- Marler M.J., Zabinski C.A., Callaway R.M. 1999. Mycorrhizae indirectly enhance competitive effects of an invasive forb on a native bunchgrass. *Ecology* 80: 1180-1186
- Maron J.L., Vilà M. 2001. When do herbivores affect plant invasion? Evidence for the natural enemies and biotic resistance hypotheses. *OIKOS* 95: 361-373
- Maron J.L., Vilà M., Bommarco R., Elmendorf S., Beardsley P. 2004. Rapid Evolution of an Invasive Plant. *Ecological Monographs* 74(2): 261-280
- Mitchell C.E., Power A.G. 2003. Release of invasive plants from fungal and viral pathogens. *Nature* 421: 625-627
- Monaco A., Genovesi P. 2013. Rekomendacja dotycząca Europejskich wytycznych w sprawie obszarów chronionych i inwazyjnych gatunków obcych. Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska [dostęp: 09.06.2017]. <https://www.gdos.gov.pl/files/artykuly/5050/Europejskie_wytyczne_w_sprawie_obszarow_chronionych_i_inwazyjnych_gatunkow_obcych.pdf>
- Najberek K., Solarz W. 2016. Gatunki obce. Przyczyny inwazyjnych zachowań i sposoby zwalczania. *Kosmos. Problemy Nauk Biologicznych* 65(1): 81-91
- Podbielkowska Z., Podbielkowska M. 1992. Przystosowania roślin do środowiska. Wydawnictwo Szkolne i Pedagogiczne. Warszawa
- Polce C., Kunin W.E., Biesmeijer J.C., Dauber J., Phillips O.L. 2011. Alien and native plants show contrasting responses to climate and land use in Europe. *Global Ecology and Biogeography* 20: 367-379
- Powers K.D., Noble R.E., Chabreck R.H. 1978. Seed distribution by waterfowl in southwestern Louisiana. *The Journal of Wildlife Management* 42(3): 598-605
- Pyšek P., Richardson D.M., Rejmánek M., Webster G.L., Williamson M., Kirschner J. 2004. Alien plants in checklists and floras: towards better communication between taxonomists and ecologists. *Taxon* 53(1): 131-143
- Pyšek P., Pergl J., Essl F., Lenzner B., Dawson W., Kreft H., Weigelt P., Winter M., Kartesz J., Nishino M., Antonova L.A., Barcelona J.F., Cabezas F.J., Cárdenas D., Cárdenas-Toro J., Castaño N., Chacón E., Chatelain C., Dullinger S., Ebel A.L., Figueiredo E., Fuentes N., Genovesi P., Groom Q.J., Henderson L., Inderjit, Kupriyanov A., Masciadri S., Maurel N., Meerman J., Morozova O., Moser D., Nickrent D., Nowak P.M., Pagad S., Patzelt A., Pelser P.B., Seebens H., Shu W., Thomas J., Velayos M., Weber E., Wieringa J.J., Baptiste M.P., Kleunen van M. 2017. Naturalized alien flora of the world: species diversity, taxonomic and phylogenetic patterns, geographic distribution and global hotspots of plant invasion. *Preslia* 89: 203-274
- Rejmánek M. 1989. Invisibility of plant communities. W: Drake J., Mooney H.A., Castri F.Di., Groves R.H., Kruger F.J., Rejmánek M., Williamson M. (red.). *Biological invasions: a global perspective*. Wiley. Chichester: 369-383
- Richardson D.M., Pyšek P., Rejmánek M., Barbour M.G., Panetta F.D., West C.J. 2000. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and Distributions* 6: 93-107
- Richardson D.M., Pyšek P. 2006. Plant invasions: merging the concept of species invasiveness and community invisibility. *Progress in physical geography* 30: 409-431
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 13 kwietnia 2010 r. w sprawie siedlisk przyrodniczych oraz gatunków będących przedmiotem zainteresowania Wspólnoty, a także kryteriów wyboru obszarów kwalifikujących się do uznania lub wyznaczenia jako obszary Natura 2000 (Dz. U. 2010 nr 77 poz. 510) Rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 9 września 2011 r. w sprawie listy roślin i zwierząt gatunków obcych, które w przypadku uwolnienia do środowiska przyrodniczego mogą zagrozić gatunkom rodzimym lub siedliskom przyrodniczym (Dz. U. 2011 nr 210)
- Rozporządzenie Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) Nr 1143/2014 z dnia 22 października 2014 r. w sprawie działań zapobiegawczych i zaradczych w odniesieniu do wprowadzania i rozprzestrzeniania inwazyjnych gatunków obcych. *Dziennik Urzędowy Unii Europejskiej* L 317/35 [dostęp: 25.07.2017]. <<http://eur-lex.europa.eu/legal-content/PL/TXT/?uri=CELEX%3A32014R1143>>
- Sachajdakiewicz I., Mędrzycki P., Wójcik P., Pastwa J., Kłossowski E. 2014. Wytyczne dotyczące zwalczania barszczu Sosnowskiego (*Heracleum sosnowskyi*) i barszczu Mantegazziego (*Heracleum mantegazzianum*) na terenie Polski. Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska. Warszawa
- Sakai A.K., Allendorf F.W., Holt J.S., Lodge D.M., Molofsky J., With A., Baughman S., Cabin R.J., Cohen J.E., Ellstrand N.C., McCauley D.E., O'Neil P., Parker I.M., Thompson J.N., Weller S.G. 2001. The population biology of invasive species. *Annual Review of Ecology and Systematics* 32: 305-312.
- Sánchez M.I., Green A.J., Castellanos E.M. 2006. Internal transport of seeds by migratory waders in the Odiel marshes, south-west Spain: consequences for long-distance dispersal. *Journal of Avian Biology* 37: 201-206

- Soons M.B. 2006. Wind dispersal in freshwater wetlands: Knowledge for conservation and restoration. *Applied Vegetation Science* 9: 271-278
- Stastny M., Schaffner U., Elle E. 2005. Do vigour of introduced populations and escape from specialist herbivores contribute to invasiveness? *Journal of Ecology* 93: 27-37
- Stohlgre T.J., Bull K.A., Otsuki Y., Villa C.A., Lee M. 1998. Riparian zones as havens for exotic plant species in the central grasslands. *Plant Ecology* 138: 113-125
- System NOBANIS, European Network on Invasive Alien Species [dostęp: 09.06.2017]. <<https://www.nobanis.org>>
- Thomas C.D., Bodsworth E.J., Wilson R.J., Simmons A.D., Davies Z.G., Musche M., Conradt L. 2001. Ecological and evolutionary processes at expanding range margins. *Nature* 411: 577-581
- Tokarska-Guzik B., Dajdok Z., Zając M., Urbisz A., Danielewicz W. 2011. Identyfikacja i kategoryzacja roślin obcego pochodzenia jako podstawa działań praktycznych. W: Kacki Z., Stefańska-Krzaczek E. (red.). Synantropizacja w dobie zmian różnorodności biologicznej. *Acta Botanica Silesiaca* 6: 23-53
- Tokarska-Guzik B., Dajdok Z., Zając M., Zając A., Urbisz A., Danielewicz W., Hołdyński C. 2012. Rośliny obcego pochodzenia w Polsce ze szczególnym uwzględnieniem gatunków inwazyjnych. Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska. Warszawa
- Tokarska-Guzik B., Bzdęga K., Nowak T., Urbisz A., Węgrzynek B., Dajdok Z. 2015. Propozycja listy roślin gatunków obcych, które mogą stanowić zagrożenie dla przyrody Polski i Unii Europejskiej. Generalny Dyrektor Ochrony Środowiska. Katowice
- Trojan P. 1977. *Ekologia ogólna*. Wydawnictwo PWN, Warszawa
- Ustawa z dnia 16 kwietnia 2004 r. o ochronie przyrody (Dz. U. 2004 nr 92 poz. 880)
- Valéry L., Fritz H., Lefevre J., Simberloff D. 2008. In search of a real definition of the biological invasion phenomenon itself. *Biological Invasions* 10: 1345-1351
- Valéry L., Fritz H., Lefevre J., Simberloff D. 2009a. Ecosystem-level consequences of invasions by natives species as a way to investigate relationship between evenness and ecosystem function. *Biological Invasions* 11: 609-617
- Valéry L., Fritz H., Lefevre J., Simberloff D. 2009b. Invasive species can also be native... *Trends in Ecology and Evolution* 24(11): 585
- Williamson M. 1996. *Biological invasions*. Chapman & Hall. London
- Williamson M., Fitter A. 1996. The varying success of invaders. *Ecology* 77: 1661-1666
- Wilson R.J., Gutierrez D., Martinez D., Agudo R., Monserrat V.J. 2005. Changes to the elevational limits and extent of species ranges associated with climate change. *Ecology Letters* 8: 1138-1146
- Zając M., Zając A. 2009. *Elementy geograficzne rodzimej flory Polski*. Instytut Botaniki Uniwersytetu Jagiellońskiego. Kraków
- Zubek S. 2012. Czy symbiotyczne grzyby arbuskularne mogą sprzyjać inwazji roślin? Problem inwazyjności obcych gatunków roślin. *Kosmos. Problemy Nauk Biologicznych* 61(4): 657-666

Invasive alien plant species in Poland

Abstract

Many hypotheses explain alien plants invasive behavior on newly colonized habitats, however, there is still no universal explanation for such phenomenon. Presumably it is resultant of many factors resultant, including: biological characteristic, species adaptations as well as habitat and climate a combination of beneficial conditions and an absence of potential “enemy” that remains in the invasive species original site. Under natural constraints, an absence of such condition, all of its resources can be invested in unleashing biological potential, which can result in unstoppable proliferation through autochory and allochory and in increased appearance range. Alien invasive plants penetrating into native phytocoenosis overcome them to such an extent, that plant communities structure and floristic composition are reconstructed, resulting in a secondary species. It is estimated that 10 to 15% of flora and fauna alien species in Europe, are invasive. In Poland, invasive plant species number was evaluated at 76, about 21 of which are those with the highest invasiveness category and the highest threat to national biodiversity. Most of them are kenophytes brought to Poland back in the 19th century, mainly from North America, Asia and other regions of Europe. Non-native invasive species first colonize anthropogenic habitats, however, they make the most unfavorable changes in natural and semi-natural habitats, especially in valuable natural environments.

Keywords

alien species, propagation, kenophytes, invasive plants, naturalization, threats to biodiversity

Introduction

Not every alien species causes negative changes in natural environments and must raise concern, especially in the context of native biodiversity threat. Non-native species and invasive species are two different terms, not synonymous, but often combined together. Owing to the fact that some non-native plants and animals are invasive or can be invasive, thus adversely affect biodiversity at all levels. According to Tens rule, one of ten species introduced into new territories is able to escape, which does not prejudge its invasiveness (Williamson and Fitter 1996). Rule assumes that only 10% of such escapers are subject to naturalization, and at most one of ten naturalized species becomes invasive (Domaradzki et al. 2013).

There are exceptions to this rule and they concern selected species deliberately introduced to tillage or to an urbanized environment (Gniazdowska 2005). On a global scale, the largest number of naturalized alien plants is found in North America. Significant naturalized species are also noted in Europe and Australasia (GloNAF, Global Naturalized Alien Flora). According to Pyšek et al. (2017), areas with highest naturalized alien flora number are located in: North America (East and West Coast), South Africa, South-East Australia, New Zealand, India and North-West Europe. It is estimated that among all allochthonous flora and fauna components (about 12,122 species) in Europe 10 to 15% are invasive species (Regulation 1143/2014, DAISIE database, Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe).

The biological invasion problem is so serious that counteracting the threat of invasive alien species that many international policy instruments, guidelines and combating methods, as well as preventive

procedures have been developed. Invasive non-native species have been identified as one of the most important cause of direct biodiversity loss and ecosystems change, what was highlighted in the Recommendation on European Guidelines on Protected Areas and Invasive Alien Species (Monaco and Genovesi 2013). Ecosystems damage caused by invasive alien plant species is very extensive and can take many forms (Regulation 1143/2014, Domaradzki et al. 2013). These species contribute to poorer native fauna and flora biodiversity by more efficient environmental resource use, allelopathic abilities, native species being replaced in large ranges and by “invasion through hybridization” i.e. the ability to create hybrids with related species. Thereby, contributing to gene pool loss of native species. By penetrating into natural and semi-natural communities they dominate, masking other plants, resulting in species structure and composition transformation within habitat, and can lead to soil physicochemical properties changes. Moreover, they have negative impact on human health and economy. They may limit agricultural land and crop fields edges functionality and inhibit plant yields. Invasive species overgrow trenches, banks and river beds and contribute to renaturalization of abandoned fields and secondary succession slowing down or blocking (Regulation 1143/2014, Domaradzki et al. 2013).

This study provides invasive alien plants in Old Continent problem outlines, with particular focus on the most invasive species at national level and vulnerable protected areas as well as valuable natural habitats. Special attention is to alien and invasive flora terminology and classification has been paid, and an attempt to trace hypotheses explaining their invasiveness was made, taking into account main features, spreading methods and main invasion routes and mechanisms.

Alien species and invasive species – basic terminology and classification

In order to understand the real threat posed by biological invasions and their consequences, knowledge of terminology associated with this phenomenon is essential. Table 5 shows basic but often incorrectly defined and interpreted terms, including: alien, expansive or invasive species. In Poland, the official definition of alien species was presented in the Act of 16 April 2004 on Nature Conservation (Dz. U. [Journal of Laws] from 2004 No. 92, item. 880). It is consistent with Convention on Biological Diversity (CBD) and Regulation of the European Parliament and of the Council of 2014 on the prevention and management of the introduction and spread of invasive alien species, definitions (Regulation 1143/2014). All definitions emphasize that alien species is one that is outside its natural range. It is a living species, subspecies or lower taxon, individual that has been introduced by human deliberately or unconsciously outside their natural habitat. Also any parts, gametes, seeds, eggs, diaspores of such individual or accordance with above-mentioned Regulation (Regulation 1143/2014) hybrids, varieties, races capable to survive and reproduce in new territory should be considered as alien species. However, not every species is able to adapt and be sustained in its new environment. Plant and animal species that perfectly manage new habitats, where spontaneously maintain and produce live offspring are called domesticated species (CBD, IUCN).

Such species are often characterized by their large spread and colonization capacities of new habitats. In addition, the absence of natural enemies (Enemy Release Hypothesis, ERH) can successfully increase population and area sizes (Elton 1958, Najberek and Solarz 2016). Thereby, exhibiting the characteristics of expansive species. However, it should not be forgotten that expansion is a complex concept and may relate to both non-native and native species (Tokarska-Guzik et al. 2011, Tokarska-Guzik et al. 2012). Plants expansion models and mechanisms have been described, among others, in Jackowski (1999) and Faliński (2004), according to them non-native plants can expand, exceeding geographical barriers, so-called geographical (chorological) expansion. The phenomenon may also be related to native species that spread to anthropogenic habitats (synanthropic plants) within its natural range, that is, as a result of ecological expansion. Sometimes species expansion is associated with invasion, especially in older publications, for example Faliński (1969a) or Trojan (1977). The first one suggests

that invasion is related with alien species and can be considered as a particular form of geographical expansion. On the other hand, the second author points out that invasion and expansion are equivalent terms and refer to new areas, not occupied by any population, it is colonization. If this process leads to expansion by the occupied by species, then invasion can be considered as successful.

To clarify above terms interpretation officially accepted Invasive Alien Species (IAS) definition may be helpful, included in Convention on Biological Diversity (CBD), International Union for Conservation of Nature (IUCN) and Regulation of the European Parliament and of the Council of 2014 (Regulation 1143/2014). The definition clearly indicates that species invasiveness is connected with its negative impact on biodiversity and/ or ecosystems functioning. Invasive species can also adversely affect economy and human health (Database “Alien species in Poland”, IOP PAN), and as Najberek and Solarz (2016) emphasize, do not have to be in expansion process. Their quantity and range may be stabilized. According to some authors, as Tokarska-Guzik and others (2011, 2012) note, invasion may concern native species (Valéry et al. 2008, Valéry et al. 2009a,b, Zajac and Zajac 2009).

Therefore, terminology related to the problem of clarification and standardization of the biological invasion, is clearly needed. In available literature same concept interpretation divergent can be discerned. For example, Richardson et al. (2000) and Pyšek et al. (2004) primarily relate invasiveness to their localization in originally non-native area, to spreading over long distances and increasing population size, as result of large viable offspring number. Differences in synanthropic alien plants classification are also found, according to categorization accepted in Poland and presented in Western European English-language publications. Geo-historical classification proposed by Kornaś (1977 a i b, 1981), indicates aliens species time of arrival and naturalization level as main criteria for synanthropic plants assortment. The largest number of invasive plants refers to permanently naturalized species group (metaphyses), which due to time of appearance in the new area belong to so-called kenophytes. In contrast to archaeophytes (synanthropic “former arrivals”), which arrived in new areas before end of 15th century, kenophytes “wandering” began after America was discovered in 1492 (conventionally after 1500) (Brzosko et al. 2016). In current literature devoted to synanthropic non-native plants, the term neophyte is increasingly used as a synonym of kenophytes for “newcomers” naturalized in colonized habitats it terms of Kornaś classification (Tokarska-Guzik et al. 2011, Tokarska-Guzik et al. 2012).

Plant invasions causes – explanatory concepts

There are many hypotheses that try to explain the behaviour of alien species invasive on newly inhabited habitats, especially because in their natural environment they do not have to be threat to other species and may even coexist in harmony. They also do not demonstrate as much expansiveness as beyond reaching borders (Gniazdowska 2005, Najberek and Solarz 2016). This phenomenon is explained by many factors. May be resultant of species characteristics and adaptations as well as specific conditions where they are found which and environment richness. One hypothesis called “Empty niche hypothesis” assumes that, compared to native species, they use natural resources of the new area more effectively, including access to light, water or nutrients. This is particularly true for anthropogenic habitats, altered by human activity, devastated or artificially created, where they can sustain themselves more effectively by occupying free ecological niches (Elton 1958, MacArthur 1970). Such terrains are generally described by low diversity and species poorness, what makes them less resistant to invasive species pressure. In fact, the concept which implies connection between biological invasions effectiveness and area biodiversity is recognized; higher it is, the lower invasion susceptibility (*Diversity-invasibility hypothesis*) (Elton 1958).

Alien flora occurring in new habitats often creates extensive mono-cultural clusters and successfully masks native species, which are their core environment components competitors. Moreover, greater

adaptive ability to anthropogenic changes distinguishes them. On newly colonized areas may undergo evolutionary changes due to genetic mutations and in response selective pressure to the new environment (Mack et al. 2000, Sakai et al. 2001, Maron et al. 2004, Genton et al. 2005, Stastny et al. 2005). This may be better use of potential biological possibilities (increased fertility, faster growth, accelerated reproduction), thereby fostering invasion (Brzosko et al. 2016). According to Gniazdowska (2005), alien plants monospecific phytocoenosis production, suggests that competition does not have to be the only effective “conquest” mechanism. The success of invasive plants can be attributed to allelopathic abilities, as contained in “Novel weapons hypothesis” concept (Callaway and Aschehoug 2000, Bais et al. 2003, Callaway and Ridenour 2004). Plants equipped with such weapons have the ability to produce chemicals that can act as growth and development inhibitors, thus adversely affect neighboring plant species and soil microorganisms. In addition, invasive plant seedlings are able to penetrate mycorrhiza mycelium (symbiotic arbuscular fungi of the phylum Glomeromycota) in colonized plant communities. Through symbiotic fungi hyphae chemical compounds exchange between invasive and native plants can be possible, which may affect those species competitiveness (Marler et al. 1999, Richardson et al. 2000, van der Heijden 2004, Giovannetti et al. 2006, Zubek 2012). Cited authors suggest that “colonizers” may use collected or intended for local species chemical substances supplied by symbiotic fungi, including elements essential for growth and development (phosphorus, nitrogen, potassium, zinc, calcium, copper and magnesium). Extraradical hyphae penetrate soil more readily and absorb phosphorous compounds, which may be missing in immediate root zone vicinity, what in turn has a limiting effect on plant growth. At the same time, thanks to hyphal structure that entwine plant root system (extraradical mycelium) and penetrate into roots (arbuscular mycelium) alien species are able to transmit toxic allelochemicals. Stronger negative allelopathic impact on native species rather than on natural phytocoenosis “neighbors” is observed. It is assumed that plants in the course of evolution have become immune to some chemicals produced by neighboring species, what has allowed them to coexist. As Gniazdowska (2005), quoting Fitter (2003) suggested, they can be co-evolutional, therefore are able to tolerate each other’s allelochemicals.

Other factors, including introduction frequency and number of individuals introduced each time (Propagule pressure hypothesis), may also contribute to success of invasive alien plants in new areas (Williamson 1996). With introduced individuals number increase, grows opportunity of new territories naturalization and invasion likelihood. Biological invasion rate as well as alien species competitiveness level can be affected by climate change (Najberek and Solarz 2016). This phenomenon shapes native and non-native species geographic distribution on Earth Globe. Polce and co-authors (2011) describe two possible hypotheses that explain climatic conditions and the influence of biological invasions on the shape and structure of native plant communities. According to first (Mesic hypothesis), moderate temperatures and humidity favor plant invasions, such conditions are more advantageous for growth and development of alien species and result in greater abundance and better health (Rejmánek 1989). However, in comparison to native species, they suffer more extreme climatic factors, especially humidity. Under such conditions, population abundance shows strong downward trends (Rejmánek 1989, Stohlgren et al. 1998, Larson et al. 2001).

Second hypothesis – “empty climate space” – seems to be more likely and useful to describe the plant invasion model (Polce et al. 2011). According Godefroid et al. (2006), larger microclimatic variation in a given region leads to a greater species diversity. Alien species generally better tolerate climate change. Especially thermophiles, which under increase temperature conditions may be able to naturalize previously unavailable areas. Simultaneously, this may reduce the adaptability of native species, due to their lower temperature tolerance. By leaving are, they will create favorable conditions and space for invasive species (Thomas et al. 2001, Wilson et al. 2005). “Empty climate space” hypothesis suggests that alien invasive plants should be most abundant in the warmest microhabitats. Among numerous explaining biological invasions concepts, the most commonly verified is “Enemy Release

Hypothesis” (ERH) (Elton1958). According to information provided by Najberek and Solarz (2016), the hypothesis was formulated by Elton in 1958, however, not gained more attention until the 90’s of 20th century. Formal assumptions have been clarified relatively recently, because in the past dozen or so years (Maron and Vilà 2001, Keane and Crawley 2002). ERH assumes that alien species does not find an effective opponent, limiting its size (pathogens, parasites, predators, herbivores) on new areas, because its natural enemy stay in the original environment. Towards its absence, all resources can be invested in biological potential “unlocking” (faster and longer growth, higher reproduction, more offspring, larger sizes, better seed vigor) (Brzosko et al. 2016). Idea fairness confirmation are, among others results presented by Ebeling et al. (2008) who studied native (10 populations in China) and invasive (10 populations in Germany) butterfly bush *Buddleja davidii*; Invasive species on European scale and potentially invasive in Poland (Tokarska-Guzik et al. 2012; DAISIE database). Authors demonstrated greater viability and reproduction of invasive plants, resulting in taller plants with thicker stems, larger inflorescences, heavier, larger and more numerous seeds. Results indicate that escape from natural enemies (insects, pathogens) has contributed to invasive success of *B. davidii* in Central Europe.

Among available literature, there are other plant examples that confirm ERH validity, including numerous herbaceous species introduced from Europe to North America (Mithell and Power 2003). Smaller vulnerability to pathogens, including fungi and viruses – their natural enemies, in the new environment was noted. Some publications whose results ambiguously relate to hypothesis validity are also available; smaller pressure from natural enemies is pointed out, however, this does not translate into alien species condition, as observed for creeping thistle *Cirsium arvense*, invasive plant in New Zealand (Cripps et al. 2010). In their work devoted to alien species and invasive behavior causes Najberek i Solarz (2016) refer to researchers from the University of Toronto (Agrawal and Kotanen 2003) results, who examined native and non-native species susceptibility to insect pressure. Research outcomes are contrary to “enemy release hypothesis” concept. Scientists used a population of 30 plant species in a field experiment , and to each native they selected a related alien species. Comparable degree of vulnerability of enemy attacks was shown, but interestingly, for some alien species pest pressure was higher. These results may suggest that ERH mechanism is not the only and most important way of successful plant invasion. Sufficient high tolerance to enemy attacks as well as negative effects of their presence, may be considered as an important factors (Schierenbeck et al. 1994).

Alien invasive plants characteristics and spreading

Although there are many hypotheses explaining invasive alien species behavior and causes, there is still no universal explanation of this phenomenon. Probably the answer should be sought in the biological properties of alien species. Invasive species, except that generally have foreign geographical origin and are expanding, also feature other properties. Jaroszewicz (2011) lists these inherent:

- ability to colonize diverse habitats, including anthropogenic, natural and semi-natural,
- new environment naturalization,
- ability to effectively spread, multiply and increase population size.

It is also assumed that in a new environment there is a uncontrolled habitats pool that can be colonized by alien invasive species. However, introduced population is initially small and transition into expansion phase is a long-term phenomenon. Factors responsible for this state are, among others (Hobbs and Humphries 1995, Gazda 2003):

- genetic adaptation,

- environmental condition cyclic disorders or specific combination,
- population growth specificity, which without environmental resistant is mostly exponential; initially, the increase is small, what changes after exceeding critical value.

Non-native plants efficiency in new territories “conquest” owes primarily to its biological characteristics (Domaradzki et al. 2013) and they, as Brzosko and co-authors (2016) point out, are indicated as the main invasion mechanism. The most important include:

- significant ecological tolerance for varied climatic and environmental conditions and high resistance to sudden changes,
- high competitive ability with other species,
- differentiated reproduction, sexual, agamic and vegetative, with possibility of allogamy and autogamy,
- notable reproduction and large number of viable, tough seeds production (can germinate even after few years),
- seeds (or diaspore) conductive properties and structure, favorable for long-distance spreading, including: lightness, un-sinkability, different apparatuses and structures presence, providing volatility, controllability, better adhesion to human and animal external coatings, visual, taste and aroma attractiveness, what makes them more likely eaten or over eaten by animals,
- rapid seedlings growth, early reproduction ripeness and relatively short life cycle,
- morphological and genetic variability, ecotypes forming, significant biomass allocation into underground parts,
- unstoppable spreading when no natural limitations and absence of enemies .

According to Domaradzki and co-authors (2013) not every alien species must have all of these features, however, with an increase in numbers, invasiveness possibility and potential “conquered area” biodiversity threat also increases. A major role in new habitat colonization by alien plants is the ability to spread effectively with diaspore (propagule), carried out without external vectors (autochory or self-dispersal), or external transport agents (allochory or passive dispersal) including wind, water, thanks to animals and humans (Podbielkowski and Podbielkowska 1992). In terms of diaspore reach, most efficient ways are anemochory and hydrochory (Soons 2006). Water and wind enable plants to travel long distances, creating specific migration corridors for native as well as geographically alien species. Hence, numerous invasive plant species occurrence in river valley habitats where water can act as “diaspore carrier” (Dajdok and Tokarska-Guzik 2009, Tokarska-Guzik et al. 2012).

Undoubtedly, humans also contribute to non-native „plants wandering” and uncontrolled spread of seeds. Some species arrive to new areas as a deliberate result of human treatment, introduced into crops as domesticated plants, including: food, energy, medical, decorative, dyeing, melliferous, cosmetic, while others are unconsciously dragged. Globalization and road, rail, air, marine transport widespread development has intensified “plant travels”, becoming an important vector of seed dispersion. Bączek-Kwinta (2015) cites results of research conducted in German fast-traveling tunnels, where seed composition and the amount taken from the roadside, which fell from passing cars, were analyzed (von der Lippe and Kowarik 2007). Annual seed precipitation ranged from 635 to 1579 seeds per square meter, and about 19.1% of which belonged to highly invasive species. Half of the obtained seeds was capable of germination, indicating their longevity and resistance to high engine temperatures or tire friction. Animals, including waterfowl particularly Anatidae, for which aquatic and terrestrial plant

seeds (or diaspores) are important part of diet may also be involved in the spread of invasive alien flora (Brochet et al. 2009). Migratory bird species, moving at considerable distances, can be vectors of alien species (long-distance dispersal LDD of seeds), including exotic species that can be naturalized in new environments and become invasive. Waterfowl participation in this phenomenon is confirmed by other researchers in North America (Powers et al. 1978), Australia (Green et al. 2008) and Europe (Sánchez et al. 2006). Brochet and others (2009) investigated migratory water birds role, inter alia Eurasian teal *Anas crecca* in seeds long-distance dispersal (LDD) of native and non-native species. In teal's diet, 14 alien plant species of which 8 were introduced in southern Europe and 6 in northern, were identified. They belonged to 7 families, including: Amaranthaceae, Asteraceae, Elaeagnaceae, Najadaceae, Pontederiaceae, Rubiaceae and Poaceae, among which 7 species were found as alien (50% identified). Moreover, researchers found in the *A. crecca* diet, 44 species were introduced in at least one European country.

Invasive plants new areas colonization is a long-term phenomenon and include three stages (Groves 1986, Domaradzki et al. 2013):

- introduction – stage of species diaspore implementation beyond naturally occurring borders, continues until adult population development.
- colonization – stage cover period during which primary population gains the ability to effectively reproduce in the new environment and may increase its prevalence,
- naturalization – process of becoming self-replacing populations that are highly spread and are penetrating to natural phytocoenosis.

Faliński (1969 b, 1998, 2004) has set alien species (neophytes) naturalization stages in natural communities and its relation to native phytocoenosis. He called this process stage of “neophytism”, in which he distinguished “pro-neophyte”, “eu-neophyte” and “post-neophyte” phases. The last phase may include invasive plants. Only alien taxa reach this status, whose populations penetrate the native phytocoenosis and control them to such an extent that their structure and flora composition begin to reconstruct, resulting in a secondary species (Danielewicz and Wiatrowska 2014). According Tokarska-Guzik et al. (2012) the invasion process is often illustrated by a Gaussian curve, in this case called the invasion curve. It illustrates individual phases of increasing population size and size of the occupied. The initial growth phase, so-called waiting phase or lag phase, where adaptation to new conditions take place and an exponential growth phase, which can run rapidly and massively, are distinguished (Hobbs and Humpheries 1995, Richardson and Pyšek 2006). The first population growth phase duration may vary depending on the plant species. For example, in Europe, forest alien species (shrubs and trees) need about 150 years to adapt to the local environmental conditions and to transmit to next growth phase (Kowarik 1995, Tokarska-Guzik et al. 2012). Kowarik (1995) made a historical roads and invasion phases duration reconstruction of 184 forest species introduced to Europe from 1780 to 1990. He provided information that the average lag phase duration for trees is about 170 years while for shrubs about 130 years. The initial growth stadium is a result of many factors including biological features, plant species potential, adaptation to the local habitat and climate change, convenient and safe habitats availability.

Invasive alien plants in Polish flora

According to “alien species in Poland” IOP PAN database, number of alien species in our country, including fungi, plants and animals is currently 1,332. It is an estimated value that encompasses both established species and found sporadically. Any information about alien species occurrence in our country is carefully checked, documented and consulted with experts, only then species is posted in

database. However, it must be borne in mind that database is not complete, continues to be systematically supplemented and may contain some inaccuracies. Information about number of alien species comprising invasive, given by available European digital databases differ, therefore, should be treated as an indication.

In Europe, all alien species information is listed in DAISIE project. They are assigned to six groups: terrestrial plants, fungi, terrestrial vertebrates, invertebrate terrestrial animals, aquatic organisms including marine and inland waters. Accordingly DAISIE project, number of alien species in Poland is estimated at 875, which accounts for about 7% of all non-native species in Old Continent (12,122 species, and about half of that are terrestrial plants). Most of these species in our country are found in terrestrial invertebrates (369 species) and terrestrial plants (301 species) groups. "Plant invaders" got into Polish territory in different ways, not all are known but mainly during transport, for example with imported goods (contaminated goods, seeds), unconsciously brought by human and as a result of seed dispersion involving animals.

Many of them are ornamental or useful plants, most often "escapers" from crops, botanical gardens or backyard gardens. They were brought by deliberate introduction and then "slipped out of control". Some managed to establish permanently in Polish flora. The NOBANIS (European Network on Invasive Alien Species) system, which incorporate "Alien species in Poland" database, was developed to exchange non-native species information between Central and Northern Europe. In accordance with System data, number of invasive alien species in Poland is 121, i.e. about 10% of all non-native species recorded in our country (1,160 species – System data). Alien plant and animal species in Poland, which in case of release to natural environment, may threaten native species or natural habitats list, attached to Minister of Environment Regulation from 9th September 2011 (Dz. U. [Journal of Laws] from 2011 No. 210) shows 52 species, including 15 plant species. However, the scale of the problem of invasive plant species is much larger. It also seems that not all of them should be on that list. Particularly three species that are not prone to endangering national biodiversity, moreover, are not recorded as "wild" state within our borders (Tokarska-Guzik et al. 2012; Tokarska-Guzik et al. 2015). These include: swamp stonecrop *Crassula helmsii*, western skunk cabbage *Lysichiton americanus* and cordgrass species *Spartina anglica*.

There is also questionable appearance of the common gorse *Ulex europaeus*, a shrub which belongs to alien species naturalized in Poland but not invasive, was placed on this list (Tokarska-Guzik et al. 2012). These plants species or their hybrids (for example, *Lysichiton americanus* x *camtschatcensis*) are indicated as invasive, but in other European countries (DAISIE database). Therefore, alien plant species that adversely affect other species and inhabits the ministerial list needs to be updated.

According to a more recent, synthetic study concerning alien plant species naturalized in Poland by Tokarska-Guzik et al. (2012), the number of invasive species was estimated at 76. Among them perennials (30 species) and annuals (29 species) are dominant. Whereas, the number of invasive trees and bushes species is in total 18 (8 tree species). Depending on their invasiveness scale, the authors cited divided them into established invasive plants groups: a national scale (35 species), regional (31 species), local (10 species). Furthermore, the study includes potentially invasive plants, both in Poland (12 species) and also those which are absent in our country, but are located in other Europe parts (4 species). Special attention should be given to these species and an understanding of them developed with natural monitoring, because of future native phytoceenosis threat they may cause, likewise in some neighboring countries.

Tab. 7 lists 21 alien plant species with significant undesirable actions nationally, for which Tokarska-Guzik et al. (2012) has given highest invasiveness categories (III and IV). Categories were determined based on 5 features of analysis: occurrence extent, population size, colonized habitat type, dynamic

tendencies and threat type posed by invasive plants. Those with highest invasiveness level are ecologically, economically and socially dangerous. Generally high abundance and density characterize their populations. However, they may also occur dispersed, but within numerous sites where they show considerable expansiveness, related to new habitats (anthropogenic, natural and semi-natural) colonization, appearance range and size increasing. All species listed in Table 7 are kenophytes, so-called “newcomers”. Most of them, because about 57% were brought to our lands in the 19th century mainly from North America, Asia and Europe. North American species high involvement among invasive plants in Poland can be explained by climatic conditions, which makes it easier to establish new areas. For example, most invasive trees species in our country come from North America: box elder *Acer negund*, green ash *Fraxinus pennsylvanica*, black cherry *Prunus serotina*, northern red oak *Quercus rubra* or black locust *Robinia pseudoacacia* (Tab. 7). Similar trends among invasive animal species have been recorded, more than 20% of these are also from North America (Najberek and Solarz 2016).

Non-native invasive alien plants entering “conquered areas” first colonize anthropogenic habitats, largely transformed by humans (epoecophytes). In Poland, regions most susceptible to plant invasions are Upper and Lower Silesia, Opolian Silesia, Lesser Poland, Subcarpathia. The further north-east, there is smaller alien plant “visitors” participation (Dajdok et al. 2011). However, the most negative changes occur on natural and semi-natural habitats, especially the most valuable ones, posted on the NATURA 2000 list. Many invasive species threaten type 6430 habitats i.e.: Hydrophilous tall herb fringe communities of plains and of the montane to alpine levels (Regulation Dz. U. [Journal of Laws] from 2010 No. 77). Among them perennials (about 70% species) and annuals (about 50% species) dominate. As examples, exuberant perennials from Caucasus can be assigned, brought to Poland mainly as fodder and ornamental plants for parks and gardens: giant hogweed *Heracleum mantegazzianum* and Sosnowsky’s hogweed *Heracleum sosnowskyi* (Sachajdakiewicz et al. 2014). The real threat to this habitat type (6430) are also, native to Asia and introduced as ornamental plants for gardens: Asian knotweed from Japan *Reynoutria japonica* and giant knotweed *Reynoutria sachalinensis*, which “traveled” from the Sakhalin and Kuril Islands (Kostuch and Kostuch 2013). These species are very difficult to distinguish and additionally may form hybrids, like bohemian knotweed *Reynoutria x bohemica* – hybrid, which was probably created after both species were introduced in Europe (Fojcik and Tokarska-Guzik 2000; Tokarska-Guzik et al. 2012; „Alien species in Poland” database, IOP PAN).

Negative biological invasion effects are also felt in national parks. According to Bomanowska et al. (2014), the current “infestation” state recognition of Polish National Parks has shown that invasive plants occur in each of them. The largest number among phytocoenosis in Drawa, Ojców and Kampinos National Parks. The particularly negative impact is attributed to “newcomers” from Asia, belonging to genus *Impatiens*, and especially mycorrhizal (arbuscular type mycorrhiza) species: small balsam *Impatiens parviflora* and Himalayan balsam *Impatiens glandulifera*. Both were brought to botanical gardens due to their decorative qualities, and nowadays, are considered as one of the most invasive plant species. *Impatiens parviflora* occurs in 16 Polish National Parks, while *I. glandulifera* in 19. Zubek 2012; Bomanowska et al. 2014). Himalayan balsam is a highly invasive plant in the world, producing high-sugar nectar. These properties make it a threat to many valuable plant species, mainly because of a reduction in the frequency of visits by pollinators, especially bees (Cawoy et al. 2012). By depleting the penetrated phytocoenosis species composition, it reduces the number of breeding sites, shelters and feed bases for many animals. Both species are eager to colonize valuable natural habitats, causing their complete transformations. *Impatiens parviflora* poses threat to as many as four habitat types 9160, 9170, 91E0 i 91F0 (Tab. 7). There are also perennials from North America, widely spread in protected areas, mainly: tall goldenrod *Solidago gigantea*, found in 17 zones and Canadian goldenrod *Solidago canadensis* occurring in 15 National Parks. Introduced in the Old Continent area as ornamental, cultivated and melliferous plants (Dajdok et al. 2010); “Alien species in Poland” database, IOP PAN). Moreover, those plants live in mycorrhizal symbiosis with Glomeromycota fungi and similarly

to *I. parviflora* cause negative changes in many NATURA 2000 habitats, including: Molinia meadows on calcareous, peaty or clayey-silt-laden soils (*Molinion caeruleae*) (6410) and Hydrophilous tall herb fringe communities of plains and of the montane to alpine levels (6430).

Tab. 7. The most invasive (category III and IV) alien plant species on national scale, being a serious ecological, economic or social hazard, list (source: Tokarska-Guzik et al. 2012; Tokarska-Guzik et al. 2015; "Alien species in Poland" database, IOP PAN)

Latin names	Common names (English names)	Origin	Category	Introduction time	The most endangered Natura 2000 natural habitats types
Life form – tree					
<i>Acer negundo</i>	Box elder, maple ash	North America	IV	1808	91E0
<i>Fraxinus pennsylvanica</i>	Green ash, red ash	North America	III	1805	91F0
<i>Prunus serotina</i>	Black cherry, rum cherry	North & Central America	IV	1813	9190
<i>Quercus rubra</i>	Northern red oak	North America	IV	1806	9190
<i>Robinia pseudoacacia</i>	Black locust	North America	IV	1750	6120, 9190
Life form – perennial					
<i>Bunias orientalis</i>	Turkish wartycabbage	South-East Europe & West Asia	III	1858	
<i>Elodea canadensis</i>	Canadian waterweed	North America	IV	1876	3150
<i>Heracleum mantegazzianum</i>	Giant hogweed ^a	Caucasus and adjacent areas	IV	1973	6430
<i>Heracleum sosnowskyi</i>	Sosnowsky's hogweed	Caucasus and adjacent areas	IV	1958	6430
<i>Lupinus polyphyllus</i>	Large-leaved lupine	North America	III	1877	6510, 6520
<i>Reynoutria x bohemica</i>	Bohemian knotweed ^b	Europe	IV	XX c.	6430
<i>Reynoutria japonica</i>	Asian knotweed	West Asia	IV	1882	6430
<i>Reynoutria sachalinensis</i>	Giant knotweed	West Asia	IV	1903	6430
<i>Solidago canadensis</i>	Canadian goldenrod	North America	IV	1853	6410, 6430
<i>Solidago gigantea</i>	Tall goldenrod	North America	IV	1758	6410, 6430, 6510
Life form – annual plant					
<i>Bidens frondosa</i>	Devil's beggarticks	North America	III	1777	3270
<i>Bromus carinatus</i>	California brome ^c	North America	IV	1911	6430

Latin names	Common names (English names)	Origin	Category	Introduction time	The most endangered Natura 2000 natural habitats types
<i>Echinocystis lobata</i>	Wild cucumber	North America	IV	1937	6430
<i>Impatiens glandulifera</i>	Himalayan balsam	Central Asia	IV	1890	6430
<i>Impatiens parviflora</i>	Small balsam	Central & West Asia	IV	1850	9160, 9170, 91E0, 91F0
<i>Xanthium albinum</i>	-	North America	IV	1853	

a – perennial or biennial plant; b – *R. japonica* and *R. sachalinensis hybrid*, for the first time described in Czech Republic in 80's of 20th century (Chrték and Chyrtková 1983); c – annual or biennial plant.

Invasiveness category (According Tokarska-Guzik et al. 2012) as many features resultant: III – species numerous in few places or spread across multiple sites, where are being a serious ecological, economic or social hazard; IV – species very numerous on many sites and may still be in exponential growth phase, what is connected with sites number and occupied area increases; 3150 – Natural eutrophic lakes with Magnopotamion or Hydrocharition – type vegetation; 3270 – Rivers with muddy banks 6120 – Xeric sand calcareous grasslands; 6410 – Molinia meadows on calcareous, peaty or clayey-silt-laden soils *Molinia caeruleae*; 6430 – Hydrophilous tall herb fringe communities of plains and of the montane to alpine levels; 6510 – Lowland hay meadows *Alopecurus pratensis*, *Sanguisorba officinalis*; 6520 – Mountain hay meadows; 9160 – Sub-Atlantic and medio-European oak or oak-hornbeam forests of the *Carpinion betuli*; 9170 – Galio-Carpinetum oak-hornbeam forests; 9190 – Old acidophilous oak woods with *Quercus robur* on sandy plains; 91E0 – Alluvial forests with *Alnus glutinosa* and *Fraxinus excelsior* (Alno-Padion, Alnion incanae, Salicion albae); 91F0 – Riparian mixed forests of *Quercus robur*, *Ulmus laevis* and *Ulmus minor*, *Fraxinus excelsior* or *Fraxinus angustifolia*, along the great rivers *Ulmion minoris*.

Summary

Towards the threat that biological invasions carry, detecting their source, at initial stage of population growth (*lag phase*), though not easy, should be a priority in counteracting and minimalising any invasion and its effects. Appearance of an alien species in a new area, whether it is animal, plant or fungus does not always have to be reason of concern. However, if there are indications that the species may be potentially invasive, as observed in other countries, a risk assessment should be conducted and appropriate preventive actions taken. Invasion prevention is more desirable for environmental reasons and more cost-effective than “after-the-fact” actions. When invasive alien species are in exponential growth phase and their range expands, whereas, a threat spans the whole country, including the most valuable natural habitats. “Fighting” them becomes highly demanding and often does not bring intended effects. Chemical and mechanical (mowing, excavating, grubbing before flowering and fruiting) control, ruderal habitats in the destruction of protected areas, burning outside protected areas and education are effective but insufficient. Moreover, these methods generate the need for substantial financial investments. This problem applies to both plant and animal invasive species. Difficulties in combating alien “invasive invaders” and low effectiveness of such actions, question their purposefulness. However, abandoning any “fight” would be “silent approval” to combat the reduction of native biodiversity progression at each level, from genetic diversity to diversity at superspecies level.

References

See page 157.

Samantekt á köflum á íslensku

Tilvist ífarandi erlendra tegunda á veiðisvæði landsins, til dæmis marðarhundurinn *Nyctereutes procyonoides* Gray, 1834

Marðarhundur eða *Nyctereutes procyonoides* er rándýr sem veldur fjölmörgum deilum. Þetta er tegund sem er mjög sveigjanleg þegar hún velur sér umhverfi til að lifa í, er tækifærissinni þegar kemur að matarleit og er með mikla æxlunarmöguleika. Allir þessir þættir stuðla að skjótri útbreiðslu tegundarinnar; Því er litið á tegundina sem innrásartegund. Það eru engar áreiðanlegar upplýsingar sem benda til þess að nærvera marðarhunda hafi neikvæð áhrif á innfætt dýralíf, þrátt fyrir það ef að tegundin er í miklum þéttleika getur hún keppt við önnur rándýr og þar af leiðandi haft áhrif á ræktun bráðar ef sú tegund er ekki fjölmenn. Það er þörf á áreiðanlegum rannsóknnum á viðburðum og dreifingu marðarhundsins sem og samsetningu mataræðis þeirra sem nálgast má á ýmsum svæðum Póllands. Til þess að læra raunveruleg áhrif þessarar tegundar er þörf á varanlegu eftirliti með hópum marðarhunda sem og með tegundum með svipaðan sess í vistkerfinu, aðallega vegna flókins eðlis sögunnar og fjölbreytni þeirra þátta sem hafa áhrif á ýmsa hluti vistkerfisins. Slík vöktun ætti að fara fram í náttúrulegum flutningsleiðum tegunda (t.d. vatnsföll). Enn fremur ætti að taka innfæddar tegundir, sem verða sérstaklega fyrir áhrifum marðarhunda, til umönnunar og verndar, aðallega með því að vernda búsvæði þeirra. Einnig ætti að gera ráðstafanir til að bæta samfélagsvitund um raunveruleg áhrif erlendra tegunda á innfætt dýralíf.

Vandamál vegna innrásar minksins *Neovison vison* Schreb. 1777 í Póllandi

Ífarandi erlendar tegundir eru miklar og neikvæð ógn við náttúrulegt umhverfi þar sem þær hafa veruleg áhrif á líffjölbreytni annarra dýra. Þessar tegundir eru vistfræðilegt, efnahagslegt og félagslegt vandamál. Hins vegar, ef tegundirnar eru vistaðar undir stýrðum skilyrðum, geta þær gegnt mikilvægu hlutverki í landbúnaði. Minkurinn *Neovison vison* er fullkomið dæmi um ífarandi tegund sem er afar mikilvæg í loðdýrarækt. Á 20. áratugnum hefur dýrið breiðst út í Evrópu, Asíu og Suður-Ameríku, þar sem það er alvarleg ógn, þá aðallega gagnvart innfæddum tegundum sem hýsa sömu búsvæði eða lifa á sömu fæðutegundum. Mörg samhengi sönnunargagna styðja hugmyndina um að þetta fyrirbæri hafi komið fram vegna mikillar loðdýraræktunar. Ýmsar aðferðir hafa verið hugsaðar til að draga úr stofni villta minksins. Það er þess virði að leggja áherslu á að áætlanir sem ganga út á að takmarka fjölda minka ætti einnig að fela í sér varðveislu þessara tegunda á upprunalegu búsvæði sínu í Kanada og viðhalda þeim fjölda sem er í haldi í búskapartilgangi.

Ekki innfæddar og fisktegundir sem eru ífarandi í Vestur Pomeranian Voivodeship

Í yfirborðsvatni Vestur Pomeranian Voivodeship, sem nær yfir 5% af svæðinu, eru 20 tegundir sem eru ekki innfæddar og tegundir sem eru blendingar. Útbreiddar leiðir, upptök uppruna, þekkt og fyrirhuguð áhrif á vistkerfi hafa einkenni. Mikilvægasta uppspretta framandi tegunda eru fiskeldi og sædýrasöfn. Elsta uppspretta framandi tegunda átti sér stað á 13. öldinni og hápunktinum var náð á 20. öld. Það eru nú 20 framandi tegundir sem því tilheyra: Styrjur (og blendingar þeirra), Polyodontidae, lax, vatnakarpi, Pangasiidae, kýtingur og Centrarchidae. Svæðið er einnig útbreiðslumiðstöð fyrir framandi tegundir, en það eru hlýju göngin “Dolna Odra” virkjunin, það virkar eins og “hitaeyja” þar sem framandi tegundir, þar á meðal fisktegundir, lifa við þægileg lífsskilyrði.

Áhrif framandi tegunda á ástand fjölda vatnakrabba ferskvatnsvatni í Póllandi – saga og núverandi ástand

Framandi tegundir frá Norður-Ameríku, sem voru innleidd vísvitandi af manningum í vötn í Evrópu, olli endurreisn á tegundasamsetningum yfir heimsálfuna. Í sambandi við dæmið um krabba í ferskvatni getum við fylgst með öllum þeim aðferðum sem draga úr líffræðilegum fjölbreytileika vistkerfa vegna innleiðslu á framandi tegundum. Pólsk vötn, sérstaklega í Pommern, eru eins konar tilraunastöðvar fyrir framangreind fyrirbæri sem eiga sér stað á krabbadýrum. Þessi grein sýnir sögu um tilfærslu innfæddra tegunda af stórbrotnum krabba vegna framandi tegunda, þ.e. vatnakrabba *Orconectes limosus* og vatnakrabba *Pacifastacus leniusculus*.

Krabbar sem eru ekki innfæddir við Eystrasaltsstrendur: núverandi ástand og áhrif á búsvæði innfæddra dýralífvera

Í pólsku strand- og ármynni, hafa fundist þrjár krabbategundir - kínverskur mitten krabbi *Eriocheir sinensis*, evrópskur bogkrabbi *Carcinus maenas* og Harris mud krabbi *Rhithropanopeus harrisi*. Kínverski mitten krabbinn er *catadromous* tegund sem kemur upprunalega úr vötnum Gulahafs (við kínverskar og kóreískar strandir). Í Evrópu hefur sést til hans í Aller ánni síðan 1912, þaðan hefur hann breiðst út í strandvötn í Norður-Atlantshafi, Norðursjó og Eystrasalti. Í Póllandi gerist þetta í miklu magni í ármynni Oder ár og hefur áhrif á innfætt sjávarlíf og flóru og er að valda vandræðum í sjávarútvegi, jafnvel skaðlegt veiðibúnaði. Vesturhluti Eystrasaltsins er landamæri svæðisins þar sem evrópskur grænkrabbi er til staðar, þar sem hann er í litlu magni er hann ekki ógn við samfélag innfæddra sjávarlífvera. Harris mud krabbinn kemur upp á ákveðnum stöðum en hefur búið til stóran stofn í Gdansk flóa og við Vistulalón. Tegundirnar eru upprunalega úr vötnum í Norður-Ameríku og voru líklega fluttar til Eystrasaltsins í skriðdreka vatnsgeymum skipa. Fullorðnir einstaklingar sem alast á innfæddum kræklingi geta keppt við suma botnfiska en eru einnig bráð fyrir ránfiska sem lifa við strandsvæði. Erfðafræðileg greining (mtDNA COX-I, örgervihnettir) einstaklinga á mismunandi þroskastigum er lyklatríði fyrir mat á stefnu innrásarinnar. Rannsóknir gera það að verkum að hægt er að bera kennsl á tegundir lifra í kjölfestuvatni, auk mælinga og mat á stærð innrásar eða kynblöndun. Að skilja uppbyggingu stofnsins með því að nota sameindagreiningu getur hjálpað til við að koma í veg fyrir frekari innrásir.

Kínverskur kræklingur *Sinanodonta woodiana* (Lea, 1834) í Evrópu

Ífarandi tegundir eru alltaf vandamál á nýjum svæðum þar sem fullkomnar aðstæður fyrir vexti og æxlun og náttúrulegir óvinir eru ekki til staðar, þær ógna þá innfæddum lífverum. Til þess að koma í veg fyrir innrás framandi tegunda er nauðsynlegt að þekkja líffræði þeirra, erfðaauðlindir og flutninga. Þetta vandamál í Evrópu varðar kínverska kræklinginn, *Sinanodonta woodiana*, sem snemma á tuttugasta áratugnum birtist í ferskvatnsstofninum með innflutningi á fiski (báru lifurfur sníkjudýra af þessari tegund) sem olli aukningu á stofninum. Eðlilegt svið *S. woodiana* nær yfir austur og suð-austur Asíu, frá suð-austur Rússlandi, Kína, Kambódíu, Tælandi, Japan og Tævan til Malasíu. Fyrstu skýrslur um uppruna *S. woodiana* í Rúmeníu (árið 1979), Frakklandi (1982) og Ungverjalandi (1984) koma frá fiskeldi og frekari aukning þessarar tegundar í Evrópu tengist einnig innflutningi á fiski. Upphaflega var talið að innrás kínverska kræklingins í Evrópu takmarkaðist við fiskeldið, þar sem hún var kynnt á óbeinan hátt með smáfiskum. Hins vegar skapar *S. woodiana* einnig stöðugan stofn í ám og vötnum í næstum 20 löndum. Þetta er stærsta lindýr í Evrópu og ógnar innfæddri ferskvatnsflóru og á sumum stöðum er þetta jafnvel ríkjandi tegund.

Ífarandi framandi plöntutegundir í Póllandi

Margir tilgátur útskýra hegðun ífarandi framandi plantna á nýlendum búsvæðum, hins vegar er enn engin alhliða skýring á slíkum fyrirbærum. Líklega spila inn í mismunandi þættir, þar á meðal: líffræðileg einkenni, aðlögun tegunda, búsvæði og loftslag, sambland af jákvæðum aðstæðum og fjarveru hugsanlegra “óvina” sem enn eru til staðar á upphafssvæðum. Undir náttúrulegum takmörkunum, án þess að slíkt ástand sé til staðar, er hægt að fjárfesta allar auðlindir sínar í lausum líffræðilegum möguleikum, sem getur leitt til óstöðvandi útbreiðslu í gegnum “autochory” og “allochory” og aukið útlit sviðs. Ífarandi framandi plöntur sem komast inn í innfætt plöntusamfélag sigrast á þeim að svo miklu leyti að bygging plöntustofns og blómleg samsetning endurbyggist, sem leiðir til annars konar tegunda. Áætlað er að 10 til 15% af flóru og dýralífi í Evrópu séu ífaranir framandi tegunda. Í Póllandi var fjöldi ífarandi plöntutegunda metin á 76, um 21 þeirra eru þær sem eru í hæsta ífarandflokknunum og sem eru mesta ógn við innlenda líffræðilega fjölbreytni. Flestar eru kenófitar sem komið var með til Póllands aftur á 19. öld, aðallega frá Norður-Ameríku, Asíu og öðrum svæðum í Evrópu. Tegundir sem eru ekki innfæddar í landinu, safnast fyrst og fremst til manneldis, en aftur á móti búa þær til óhagstæðustu breytingarnar á náttúrulegum og hálf-náttúrulegum búsvæðum, sérstaklega í dýrmætu náttúrulegu umhverfi.



Ryc. 4. Osobnik jesiotra syberyjskiego złowiony w Odrze w roku 2008 (TL=58 cm) (Fot. S. Keszka)

Fig. 4. Siberian sturgeon specimen caught in Odra River in 2008 (TL=58 cm) (photo by S. Keszka)



Ryc. 5. Wypreparowany egzemplarz wiosłonosa amerykańskiego złowionego w Szczecinie w Kanale Odyniec (opisany w pracy Krzykawski i in. 2001)

Fig. 5. American paddlefish prepared specimen caught in Odyniec Canal in Szczecin (described in Krzykawski et al. 2001)



Ryc. 6. Uzębienie pirapitingi *Piaractus brachypomus*, złowionej w Jeziorze Dąbie w 2002 roku (opisana w pracy Więcaszek i in. 2016)

Fig 6. Pirapitinga *Piaractus brachypomus* teeth, caught in Dąbie Lake in 2002 (described in Więcaszek et al. 2016)



Ryc. 7. Duży osobnik babki byczej złowiony w Odrze na wysokości Stepnicy (Tl=19 cm) (Fot. S. Keszka)

Fig. 7. Large specimen of round goby caught in Odra River at Stepnica (Tl=19 cm) (photo by S. Keszka)



Ryc. 8. Bass słoneczny złowiony w Roztoce Odrzańskiej (Tl=18,1 cm) – jeden z najwcześniejszych zawleczonych gatunków do wód województwa zachodniopomorskiego (Fot. S. Keszka)

Fig. 8. Pumpkinseed caught in Roztoka Odrzańska (Tl=18.1cm) – one of the earliest (photo by S. Keszka)



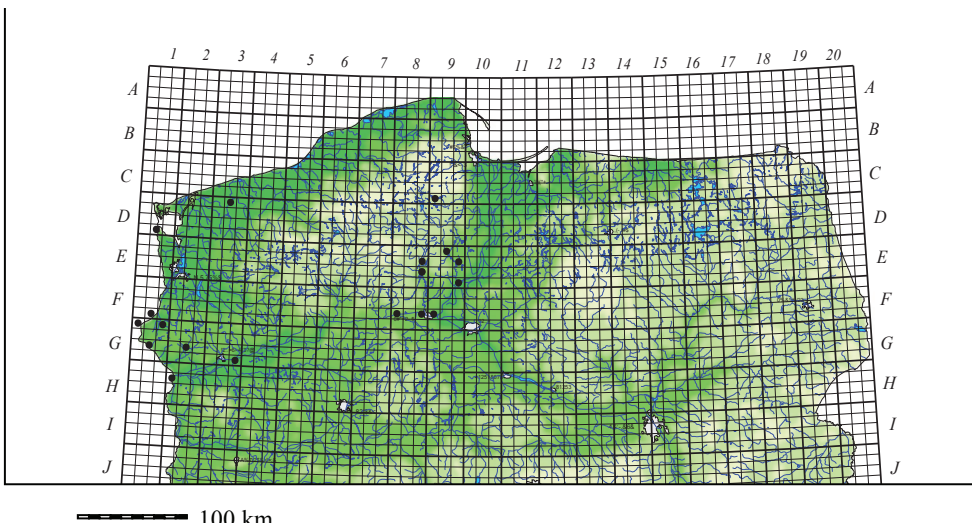
Ryc. 9. Rak szlachetny *Astacus astacus* (Fot. P. Śmitana)

Fig. 9. Noble crayfish *Astacus astacus* (photo by P. Śmitana)



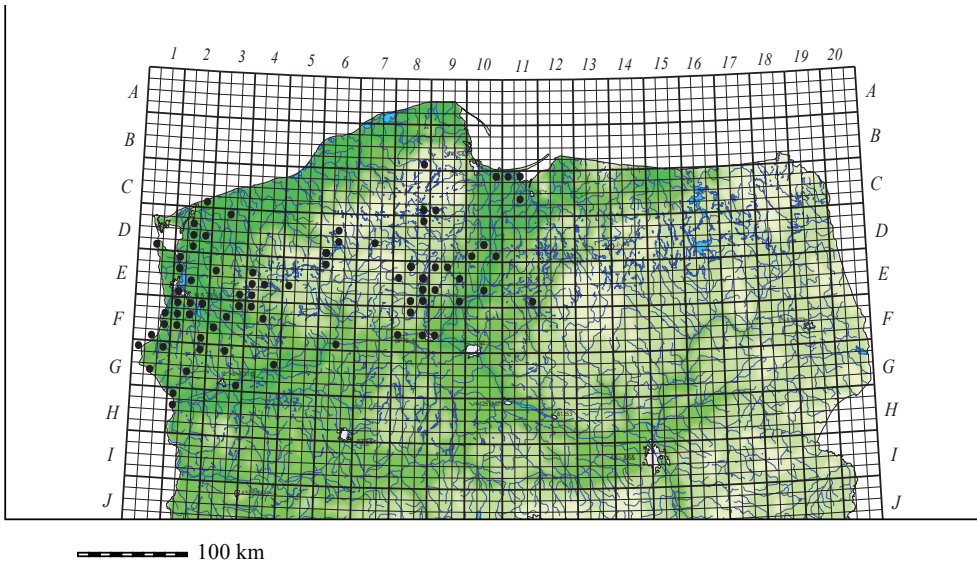
Ryc. 10. Rak pręgowaty *Orconectes limosus* (Fot. P. Śmietana)

Fig. 10. Spinycheek crayfish *Orconectes limosus* (photo by P. Śmietana)



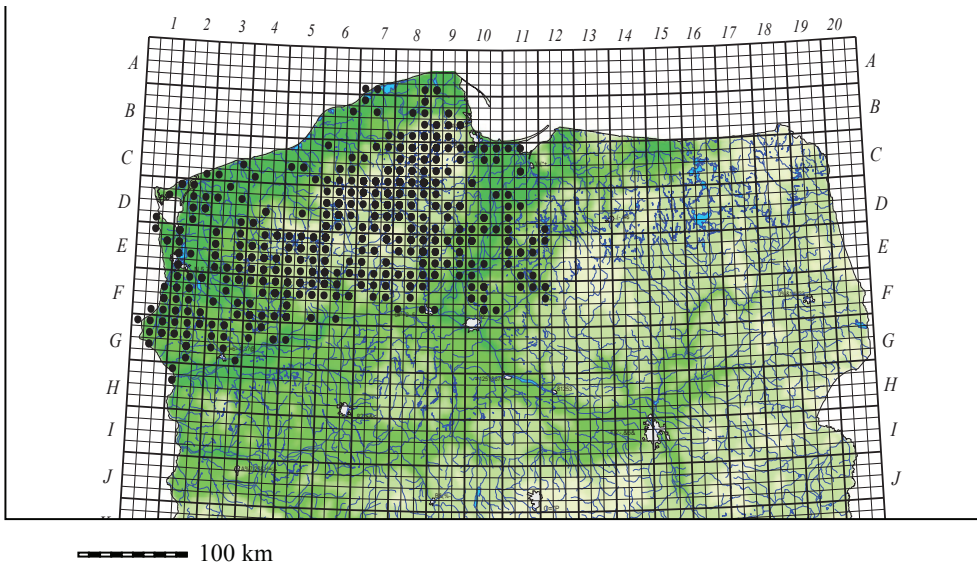
Ryc. 11. Rozsiedlenie raka pręgowatego na Pomorzu na początku XX wieku (lata 1900-1939) ustalonego na podstawie danych z piśmiennictwa oraz badań terenowych współczesnego występowania gatunku (źródło: Śmietana 2013)

Fig. 11. Range of occurrence of the spinycheek crayfish in Pomerania at the beginning of the 20th century (1900-1939) based on data from literature and field studies of the present species distribution (source: Śmietana 2013)



Ryc. 12. Rozsiedlenie raka pręgowatego na Pomorzu w połowie XX wieku (lata 1960-1975) ustalonego na podstawie danych z piśmiennictwa oraz badań terenowych współczesnego występowania gatunku (źródło: Śmietana 2013)

Fig. 12. Range of occurrence of the spinycheek crayfish in Pomerania in the mid 20th century (1960-1975) based on data from literature and field studies of the present species distribution (source: Śmietana 2013)



Ryc. 13. Współczesne rozsiedlenie raka pręgowatego na Pomorzu (źródło: Śmietana 2013)

Fig. 13. Current range of occurrence of the spinycheek crayfish in Pomerania (source: Śmietana 2013)



Ryc. 15. Rak sygnałowy *Pacifastacus leniusculus* (Fot. P. Śmietana)

Fig. 15. Signal crayfish *Pacifastacus leniusculus* (photo by P. Śmietana)



Ryc. 16. Krab welnistoszczypcy *Eriocheir sinensis* (Fot. P. Czerniejewski)

Fig. 16. Chinese mitten crab *Eriocheir sinensis* (photo by P. Czerniejewski)



Ryc. 17. Kraby wełnistoszczypce *Eriocheir sinensis* wyciągnięte w sezonie jesiennym z jednego zestawu żaków na Zalewie Szczecińskim (Fot. P. Czerniejewski)

Fig. 17. Chinese mitten crab *Eriocheir sinensis* individuals caught during autumn using one set of fyke nets in the (photo by P. Czerniejewski)



Ryc. 18. Krabik amerykański *Rhithropanopeus harrisi* z Zatoki Pomorskiej (Fot. P. Czerniejewski)

Fig. 18. Harris mud crab *Rhithropanopeus harrisi* from the Pomeranian Bay (photo by P. Czerniejewski)



Ryc. 19. Krab brzegowy *Carcinus maenas* z wód przybrzeżnych Bałtyku (złowiony w okolicach Dziwnowa, fot. P. Czerniejewski)

*Fig. 19. European green crab *Carcinus maenas* individual from the Baltic coastal waters (caught near Dziwnów, Poland; photo by P. Czerniejewski)*



Ryc. 20. Okaz muszli *Sinanodonta woodiana* z Polski (Fot. M. Soroka)

*Fig. 20. *Sinanodonta woodiana* from Poland (photo by M. Soroka)*



Publikacja sfinansowana ze środków Mechanizmu Finansowego Europejskiego Obszaru Gospodarczego (EOG) oraz Narodowego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej

Publication funded by the European Economic Area (EEA) Financial Mechanism and the National Fund for Environmental Protection and Water Management

Publikacja przygotowana i wydana w ramach projektu „Wymiana wiedzy, doświadczeń i najlepszych praktyk w badaniach i kontroli populacji obcych gatunków inwazyjnych w Polsce i na Islandii” finansowanego w ramach Funduszu Współpracy Dwustronnej Mechanizmu Finansowego Europejskiego Obszaru Gospodarczego 2009-2014 dla Programu PL02 „Ochrona różnorodności biologicznej i ekosystemów” oraz ze środków Narodowego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej i realizowanego przez Federację Zielonych „GAJA”, w partnerstwie z West-Iceland Nature Research Centre oraz we współpracy z Polskim Towarzystwem Genetyki Konserwatorskiej LUTREOLA, Zachodniopomorskim Uniwersytetem Technologicznym w Szczecinie i Fundacją AQUARIUS.

Publication prepared and published within the project “Exchange of knowledge, experiences and best practices in study and control of the invasive alien species populations in Iceland and Poland”, financed by the Financial Mechanism of the European Economic Area (EEA) 2009-2014 and the National Fund for Environmental Protection and Water Management (Poland), and implemented by the Green Federation “GAIA” in partnership with the West-Iceland Nature Research Centre and in cooperation with the Polish Society for Conservation Genetics LUTREOLA, University of Szczecin, West Pomeranian University of Technology, Szczecin and the Foundation AQUARIUS.



Polskie Towarzystwo
Genetyki Konserwatorskiej LUTREOLA



Publikacja bezpłatna. Kopiowanie dozwolone pod warunkiem wskazania źródła.
Publication free of charge. Copy allowed, provided that the source is indicated.