Chrońmy Przyrodę Ojczystą

Organ Państwowej Rady Ochrony Przyrody

SPIS TREŚCI

AKTUALNOŚCI – NEWS

Katarzyna Maria Żołnierowicz, Marcin Tobółka, Wojciech Kania: Zjazd założycielski Grupy Badawczej Bociana Białego (Poznań, 27–28.01.2012 r.) – *The founding meeting of the White Stork Research Group (Poznań, 27–28.01.2012)* 323

ARTYKUŁY – ARTICLES

Adrian Smolis, Marcin Kadej, Jerzy M. Gutowski, Rafał Ruta, Maciej Matraj: Zgniotek cynobrowy *Cucujus cinnaberinus* (Insecta: Coleoptera: Cucujidae) – rozmieszczenie, ekologia i problemy ochrony oraz nowe stanowiska w Polsce południowo-zachodniej – Cucujus cinnaberinus *(Coleoptera: Cucujidae) in southwestern Poland* 332

Jakub Michalcewicz, Michał Ciach: Ochrona nadobnicy alpejskiej *Rosalia alpina* (Coleoptera: Cerambycidae) w Polsce – aktualne problemy i sposoby ich rozwiązania – *Protection of Rosalia longicorn* Rosalia alpina *(Coleoptera: Cerambycidae) in Poland – the current problems and solutions* 347

Dawid Marczak, Robert Lasecki: Ryjkowcowate (Coleoptera: Curculionoidea) Suwalskiego Parku Krajobrazowego – *Weevils (Coleoptera: Curculionoidea) of the Suwałki Landscape Park* 358

Damian Wiehle: Stwierdzenie lęgu czapli purpurowej *Ardea purpurea* pod Zatorem – A brood of the purple heron *Ardea purpurea* found near the town of Zator 365

Krystian Budzik, Alina Stachurska-Swakoń: Interesujące gatunki storczykowatych w zlewni potoku Pleśnianka na Pogórzu Rożnowskim (Karpaty Zachodnie) – *Interesting orchid species in the Pleśnianka Stream basin, the Rożnów Foothills (the Western Carpathians)* 372

Leszek Bednorz, Justyna Ludjan: Pomnikowe jarzęby szwedzkie *Sorbus intermedia* w Polsce – *Nature monuments of* Sorbus intermedia *in Poland* 378

Jan Cichocki, Piotr Dąbkowski, Dariusz Łupicki, Marek Maciantowicz, Joanna Mąkol, Agnieszka Szlauer-Łukaszewska, Andrzej Zawal: Pijawka lekarska *Hirudo medicinalis* (Annelida: Hirudinea) w zachodniej Polsce – *The medicinal leech* Hirudo medicinalis *(Annelida: Hirudinea) in Western Poland* 383

Aleksandra Naczk, Jakub Kazimierski: Nowe stanowisko żłobika koralowego *Corallorhiza trifida* na Pomorzu Gdańskim – *A new locality of* Corallorhiza trifida *in the Pomorze Gdańskie region (N Poland)* 388

Jan Dziedzic, Piotr Dynowski, Anna Źróbek-Sokolnik: Chamedafne północna *Chamaedaphne calyculata* – nowe stanowisko na Warmii – Chamaedaphne calyculata – *a new location in the Warmia region (N-E Poland)* 392

Jan Dziedzic, Piotr Dynowski, Anna Źróbek-Sokolnik: Grążel drobny *Nuphar pumila* – nowe stanowisko w województwie warmińsko-mazurskim – Nuphar pumila – *a new site in the Warmia-Masuria province* 396

Chrońmy Przyr. Ojcz. **68** (5): 323–331, 2012

Zjazd założycielski Grupy Badawczej Bociana Białego (Poznań, 27–28.01.2012 r.)

The founding meeting of the White Stork Research Group (Poznań, 27–28.01.2012)

KATARZYNA MARIA ŻOŁNIEROWICZ[1], MARCIN TOBÓŁKA[1], WOJCIECH KANIA[2]

[1] *Instytut Zoologii*
Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu
60–625 Poznań, ul. Wojska Polskiego 71c
e-mail: kzolnierowicz@gmail.com, marcin_tobolka@o2.pl

[2] *Stacja Ornitologiczna,*
Muzeum i Instytut Zoologii PAN
80–680 Gdańsk, ul. Nadwiślańska 108
e-mail: wkania@stornit.gda.pl

Słowa kluczowe: bocian biały, *Ciconia ciconia*, organizacja badań, obrączkowanie, inwentaryzacja, Grupa Badawcza Bociana Białego.

Intensyfikacja badań ekologii bociana białego i obrączkowania połączonego ze zbieraniem informacji o przebiegu lęgów, wywołała potrzebę takiego ujednolicenia metod zbierania, zapisywania i przechowywania danych, by materiały gromadzone w ramach poszczególnych projektów badawczych mogły być łatwo wykorzystywane i w innych badaniach. By to osiągnąć, a także dla ułatwienia współpracy pelargologów, powołano Grupę Badawczą Bociana Białego. Podczas zjazdu założycielskiego podsumowano dotychczasowe badania i przedstawiono propozycje wspólnych działań w przyszłości. Zreferowano badania wędrówek, dyspersji, przeżywalności, zachowań w okresie lęgowym oraz zagęszczenia i udatności lęgów na stałych powierzchniach (od 1959, 1974, 1984, 1986 i 1994), a także programy ochrony gatunku. Przedyskutowano problemy związane z wprowadzeniem nowego rodzaju obrączek dostosowanych do zdalnego odczytywania, różniącego się od używanych wcześniej wykazywalnością.

Spotkania polskich badaczy bocianów białych mają długą tradycję. Pierwsze były zorganizowane w latach 1998 i 2001 przez Zbigniewa Wojciechowskiego i Tomasza Janiszewskiego w Terenowej Stacji Badawczej Uniwersytetu Łódzkiego w Bromierzyku (Indykiewicz 1998, Dolata 2002). Na następne zaprosił do Kłopotu Leszek Jerzak (Tryjanowski i in. 2008).

Podobnie jak tamte spotkania, zjazd, który odbył się w dniach 27–28.01.2012 roku w Zakładzie Zoologii Instytutu Zoologii Uniwersytetu Przyrodniczego w Poznaniu, miał służyć wymianie informacji o prowadzonych badaniach, ale jego głównym celem było powołanie Grupy Badawczej Bociana Białego.

W zjeździe uczestniczyło 31 osób z różnych ośrodków, zawodowo lub amatorsko zajmujących się badaniami bociana białego. Spotkanie rozpoczął dyrektor Instytutu Zoologii – Piotr Tryjanowski. Wspomnieniem i chwilą ciszy

uczczono zmarłego niedawno Marka Kellera – kolegę, przyjaciela i nauczyciela wielu obecnych na zjeździe. Następnie Tadeusz Mizera przedstawił historię Uniwersytetu Przyrodniczego i Instytutu Zoologii, po czym każdy z uczestników opowiedział krótko o sobie. Resztę dnia wypełniły podsumowania wyników dotychczasowych badań i innych działań dotyczących bociana białego, które streszczono niżej.

Gdzie się bada bociany i dlaczego musimy jeszcze sporo pracować? (*Piotr Tryjanowski*)

Intensywność badań nad bocianem zilustrowano odwołaniem się do najlepiej publikowanych prac, które przedstawiają szersze zagadnienia niż tylko inwentaryzacje. Korzystając z pomocy bazy Scopus wykazano, że stosunek liczby publikacji o bocianie białym do liczebności tego gatunku w poszczególnych krajach jest najwyższy w Hiszpanii i Niemczech. Kraje te znacznie wyprzedzają Polskę, posiadającą największą w świecie populację rozrodczą bociana białego. Stosunkowo dużo prac publikuje się we Francji, Wielkiej Brytanii i Szwajcarii, a w mniejszym stopniu w Holandii i Danii, czyli w krajach, w których bociany są nieliczne lub wymarły. Prelegent wskazał, że bocian biały jest dogodnym gatunkiem do badania na przykład synchronizacji zjawisk ekologicznych w czasie i przestrzeni, nazywanej efektem Morana. Zgodnie z tą teorią, korelacja zmian w liczebności i produktywności populacji jest spowodowana ograniczoną dyspersją i autokorelacją warunków środowiskowych (np. klimatycznych). Zjawisko to może być modyfikowane przez lokalne warunki atmosferyczne oraz bariery ekologiczne. Wpływ mogą mieć także różnice w dyspersji między płciami (Chernetsov i in. 2006). Pojawiły się nowe analizy efektu Morana u bociana białego uwzględniające informacje z Polski (np. Tryjanowski i in. 2005; Sæther i in. 2006), ale do pełniejszego opracowania problemu brakuje dokładniejszych danych o dyspersji. Dlatego powinno się zintensyfikować obrączkowanie bocianów i zdalne odczytywanie obrączek gnieżdżących się osobników, przy zapewnieniu jednakowego prawdopodobieństwa odczytu przez stosowanie obrączek jednego typu. Każdą zmianę typu obrączki organizatorzy obrączkowania powinni konsultować z naukowcami analizującymi jego wyniki. Nowym zjawiskiem, które może w przyszłości wpływać na dynamikę populacji bociana, jest drapieżnictwo ze strony bielika *Haliaeetus albicilla*.

Zmiany w wędrówkach, dyspersji i przeżywalności polskich bocianów białych w świetle wyników obrączkowania (*Wojciech Kania*)

Przedstawiono najważniejsze konkluzje opublikowanych analiz wyników obrączkowania bociana białego w Polsce (Kania 1988, 2006; Schaub i in. 2005), podstawy metodyczne tych analiz – zastosowanie wskaźników wykazywalności (Busse, Kania 1977; Kania, Busse 1987) i wykazywalności względnej (Kania 2006) oraz uzupełniające informacje z ostatnich lat.

W latach 1931–2010 zaobrączkowano w Polsce 47 tys. bocianów białych[1], uzyskując 2060 ponownych stwierdzeń o 1640 osobnikach. Wykazywalność[2] bocianów zabitych lub znalezionych martwych, oznakowanych różnymi typami obrączek metalowych, nie różniła się istotnie[3], natomiast zmieniała się w czasie i była odmienna na różnych terenach. Uwzględnienie tych informacji doprowadziło do zakwestionowania hipotezy o skróceniu się odległości do zimowisk w ciągu ostatniego 40-lecia XX wieku, opartej na porównywaniu średnich odległości

[1] W 2011 roku niemal 3 tys.

[2] Stosunek liczby stwierdzeń do liczby zaobrączkowanych.

[3] Istotnie wyższa była wykazywalność bocianów zabitych lub znalezionych martwych oznakowanych obrączkami ELSA, opatrzonymi pełnym adresem pocztowym i internetowym.

między miejscami obrączkowania i ponownego stwierdzenia zimą. Analiza zmian wykazywalności względnej przy przemieszczeniach między miejscami urodzenia i pierwszego rozrodu, położonymi we wschodnich Niemczech i zachodniej Polsce, wykazała zmiany w intensywności dalekodystansowej dyspersji między tymi obszarami u bocianów zaobrączkowanych po 1985 roku w stosunku do obrączkowanych wcześniej. Wraz z pierwszymi stwierdzeniami naszych bocianów w głębi populacji zachodnioeuropejskiej sugeruje to przesuwanie się wschodniej granicy strefy przejściowej między obiema populacjami wędrówkowymi[4] na teren Polski w ostatnim okresie. Średnia roczna przeżywalność polskich bocianów białych wynosiła 41% dla 1. roku życia i 86% dla lat następnych. Znacznie zmniejszała się w okresach suszy w Sahelu, gdzie jesienią bociany gromadzą rezerwy tłuszczowe, niezbędne do odnalezienia obfitych w pokarm zimowisk na obszarze wschodniej i południowej Afryki. Daty obrączkowania piskląt bociana białego sugerują przyśpieszenie lęgów w drugiej połowie lat 80. XX wieku o kilka dni. Bociany są stwierdzane najczęściej jako lęgowe pierwszy raz w 5.–7. kalendarzowym roku życia.

Co wynikło z 26 lat obrączkowania bocianów białych na Górnym Śląsku? (*Wiesław Chromik*)

W latach 1986–2011 autor zaobrączkował 1735 piskląt bociana białego. Na powierzchni stałego obrączkowania, obejmującej powiaty tyski, pszczyński i fragmenty sąsiednich (1,3 tys. km^2), starał się sprawdzić wszystkie gniazda (średnio 80 zajętych) pod kątem obecności oznakowanych ptaków. Dokonał 123 odczytów obrączek 46 osobników, w tym 41 lęgowych. Na terenie swojej powierzchni stwierdził gnieżdżenie się 3% bocianów, zaobrączkowanych wcześniej przez siebie jako pisklęta. Spośród nich ¾ obserwował przy gniazdach w przynajmniej dwóch sezonach (60% nie zmieniło gniazda, pozostałe odbywały następne lęgi najczęściej w pobliżu miejsc, w których gnieździły się w latach wcześniejszych). Jedna samica zajmowała to samo gniazdo przez 9 kolejnych sezonów. Na podstawie obserwacji i wywiadów z gospodarzami stwierdził, że aluminiowe obrączki bez zamka z czasem ulegają rozgięciu, co może powodować ich spadanie. Skutkiem tych spostrzeżeń było wprowadzenie obrączek nitowanych.

Obrączkowanie i inne badania bociana białego w powiecie ostrowskim w latach 1994–2011 (*Paweł T. Dolata*)

W ciągu 17 sezonów badań obrączkarze skupieni w Południowowielkopolskiej Grupie OTOP zaobrączkowali 2939 piskląt. Bocianiarze z PwG OTOP przeprowadzali akcje ratunkowe, odczytywali obrączki lęgowych bocianów oraz zbierali inne materiały. Wyniki tych badań opublikowano w mediach lokalnych i regionalnych, a także w naukowych czasopismach krajowych i międzynarodowych (np. Chernetsov i in. 2006; Andrzejewska i in. 2004). PwG OTOP koordynuje projekt „Blisko Bocianów", czyli obserwacje kamerą internetową gniazda w Przygodzicach (Dolata 2006), najbardziej znanego gniazda bocianiego na świecie (http://www.bociany.ec.pl/; w czerwcu 2012 była to trzecia najchętniej oglądana strona internetowa wśród światowych stron ornitologicznych).

O ochronie bociana w północno-wschodniej części województwa kujawsko-pomorskiego (*Michał Uczciwek*)

Autor prowadził działania ochroniarskie i edukacyjne. Zajmował się renowacją gniazd, usuwaniem ściółki i zakładaniem gniazd sztucznych. Nowe gniazda były pobielane, dla przynęcenia bocianów, które zdają się wybierać

[4] Populacja wschodnia zimuje w Afryce wschodniej i południowej, zachodnia – w Afryce zachodniej. Niemcy leżą w strefie przejściowej, z której bociany mogą wędrować na oba zimowiska.

miejsca z oznakami zeszłorocznego sukcesu lęgowego. Wygłaszał prelekcje w szkołach.

Biologia lęgowa bociana białego w zachodniej Wielkopolsce (*Marcin Tobółka*)

Autor prowadził badania na terenie byłego województwa leszczyńskiego. Od roku 2005 gromadził dane dotyczące fenologii przylotów i zajmowania gniazd przez bociany. W latach 2009–2011 zebrał informacje dotyczące wielkości zniesień, sukcesu klucia oraz przeżywalności piskląt dla 144 lęgów. O ile wielkość zniesień nie różniła się w poszczególnych latach, o tyle sukces klucia i przeżywalność piskląt były silnie uzależnione od pogody. Śmiertelność młodych bocianów od chwili wylotu z gniazda do momentu opuszczenia z terytorium lęgowego (dotąd niebadany aspekt biologii bociana) wynosiła do 10%. Głównymi przyczynami śmiertelności młodych są kolizje z liniami napowietrznymi sieci elektroenergetycznej i porażenia prądem. Autor zasugerował potrzebę zbadania zagadnień, takich jak: penetracja terenu przez młode bociany, tempo wzrostu i kondycja piskląt, struktura płciowa w lęgach oraz różnice w przeżywalności związane z płcią, którymi warto byłoby zainteresować badaczy bocianów na terenie całej Polski.

Monitoring populacji bociana białego na stałych powierzchniach (*Andrzej Wuczyński* i *Marcin Tobółka*)

W latach 1959–2011 prowadzono monitoring na czterech powierzchniach badawczych: trzech na Dolnym Śląsku (powiat milicki – od 1959 r. głównie przez Adama Mrugasiewicza, Przedgórze Sudeckie – od 1984 r., Ziemia Kłodzka od 1984 do 2004 r.; razem około 80 lęgowych par bociana na obszarze 3430 km^2) i jednej w południowo-zachodniej Wielkopolsce, dawnym województwie leszczyńskim (4154 km^2) z Doliną Środkowej Obry (417 km^2) (do 450 gniazd rocznie monitorowanych głównie przez Stanisława Kuźniaka). Na wszystkich powierzchniach stwierdzono spadek liczebności bociana, przy zwiększonej produktywności w Wielkopolsce, a obniżonej – na Przedgórzu Sudeckim i w powiecie milickim. Przyczyn spadku liczebności upatruje się głównie w zmianach w zagospodarowaniu gruntów i intensyfikacji rolnictwa.

Wybrane elementy budżetu czasowego i behawioru bociana białego na przykładzie kolonii lęgowej we wsi Kłopot w lubuskiem (*Marcin Bocheński*)

Corocznie w latach 2004–2006 autor obserwował zachowanie bocianów w 9–12 gniazdach (1–9 równocześnie) przez 1316 godzin. Notował aktywność pary na gnieździe (m.in. czas przebywania ptaków, przyloty/odloty, karmienia, liczbę, rodzaje i przyczyny klekotów, obecność bocianów obcych – niegniazdujących w kolonii) i ustalał datę zniesienia. Sukces reprodukcyjny był silnie powiązany ze strukturą budżetu czasowego, który zależał głównie od kondycji osobników. Ceremonie powitania (klekot powitalny) stanowią część systemu rozpoznawania się ptaków w parze, który – jak się wydaje – jest oparty przede wszystkim na wzrokowej identyfikacji ptaków wspieranej klekotem. Nie potwierdziły się wcześniejsze przypuszczenia o bezpośrednim związku zagęszczenia par lęgowych i intensywności interakcji agresywnych między nimi. Klekoty obronne były wywoływane pojawami osobników nielęgowych. Ich obecność negatywnie wpływała na przebieg rozrodu m.in. przez walki prowadzone na gniazdach. Ptaki lęgowe zachowują się inaczej wobec bocianów obcych niż w stosunku do sąsiadów z kolonii. Obecność obcych bocianów modyfikuje zachowania ptaków lęgowych zarówno wobec partnera, jak i innych osobników gniazdujących w kolonii. Może to pośrednio wpływać na efekty lęgów.

Wieczorem odbyła się projekcja filmu produkcji niemieckiej „Die Reise der Störche" o wędrówce samicy bociana białego o imieniu

Prinzessin (Księżniczka), zaopatrzonej w satelitarny nadajnik telemetryczny. Poszczególne sekwencje filmu ciekawie objaśniał Zbigniew Urbańczyk.

Powołaniem Grupy Badawczej Bociana Białego[5] rozpoczęto drugi dzień Zjazdu (ryc. 1). Propozycje celów, zakresu i formy działania Grupy, uzgodnione przez zespół założycielski (W. Kania, M. Tobółka i P. Tryjanowski) przedstawił Wojciech Kania. Potrzeba istnienia takiej grupy pojawiła się wraz ze zwiększeniem się liczby osób i zespołów zajmujących się badaniami bociana białego, zwłaszcza wobec powszechnego zbierania danych (inwentaryzacje gniazd i sukcesu lęgowego, obrączkowanie) przez amatorów, niepodejmujących samodzielnych analiz zebranych danych. Dodatkowym bodźcem utworzenia Grupy było wdrożenie drugiego systemu znakowania bocianów obrączkami zdalnie odczytywalnymi. Ponieważ cechy obu rodzajów obrączek każą się spodziewać ich różnej wykazywalności, dla zapewnienia naukowej użyteczności takiego obrączkowania niezbędne stało się jego zorganizowanie według bardzo precyzyjnego planu.

Koordynowanie działań staje się szczególnie pożądane w sytuacji, gdy:

1) metody zbierania materiału przez różne osoby i zespoły (niekoniecznie dla takich samych celów badawczych) są w dużej części zbliżone,
2) badania wielu aspektów ekologii gatunku wymagają danych gromadzonych na większych obszarach, pozostających poza zasięgiem pojedynczych zespołów,
3) potrzebne jest zbieranie danych na tym samym obszarze i taką samą metodą przez okresy długie[6] – dużo dłuższe niż akceptowane przez systemy grantów badawczych, a niekiedy przekraczające czas aktywności terenowej pojedynczych badaczy.

Sprawę utworzenia Grupy dyskutowano wstępnie na spotkaniu, które odbyło się 20.11.2011 roku w Stacji Ornitologicznej Muzeum i Instytutu PAN w Gdańsku, bezpośrednio po I Zjeździe Obrączkarzy. Głównym celem Grupy ma być usprawnienie wymiany informacji i inicjowanie zespołowych badań bociana białego, a także ustalenie zakresu, metodyki i sposobów zapisu wspólnie zbieranych danych oraz utworzenie banku danych. Planuje się przygotowanie poradników dla obrączkarzy i osób zdalnie odczytujących obrączki bocianów białych oraz klucza do określania wieku piskląt. Na przewodniczącego i sekretarza Grupy jednogłośnie wybrano odpowiednio Piotra Tryjanowskiego i Marcina Tobółkę. Po ukonstytuowaniu się GBBB nastąpiły dalsze prezentacje.

Obrączkowanie bocianów białych: lata 2009–2011 i widoki na przyszłość (*Wojciech Kania*)

W ostatnich latach w obrączkowaniu bocianów zaszły znaczące zmiany, skutkujące wzrostem liczby oznakowanych osobników ze średnio 0,8 tys. w latach 2001–2008 do 1,8–2,7 tys. rocznie w latach 2009–2011. Podczas gdy wcześniej obrączkowano dla ogólnego celu – pogłębienia wiedzy o wędrówkach i przeżywalności, to obecnie pojawiły się osoby obrączkujące w ramach wąsko zdefiniowanych projektów badawczych. Z dwóch[7] do ośmiu[8] wzrosła liczba obrączkarzy znakujących na stałych powierzchniach znaczną liczbę piskląt (zwykle 100–260, do ponad 500 rocznie). W 2008 roku centrala obrączkowania wprowadziła do powszechnego użytku zakładane na goleń ptaka obrączki ELSA, które na ośmiościennej czarnej powierzchni zewnętrznej mają czterokrot-

[5] Ostateczną nazwę ustalono podczas pozjazdowej dyskusji internetowej.

[6] Bocian biały jest gatunkiem długowiecznym. Według modelu przeżywalności Schauba i innych (2005) do wieku 15 lat dożywa ponad 5% bocianów.

[7] Wiesław Chromik i Paweł Dolata.

[8] Marcin Bocheński i Leszek Jerzak, Grzegorz Kiljan, Tomasz Królak, zespół Silesiana kierowany przez Joachima Siekierę, Adam Olszewski, Marcin Tobółka.

Ryc. 1. Uczestnicy zjazdu założycielskiego Grupy Badawczej Bociana Białego w Instytucie Zoologii Uniwersytetu Przyrodniczego w Poznaniu (27.01.2012r., fot. A. Wuczyński)
Fig. 1. Participants of the White Stork Research Group founding meeting at the Institute of Zoology, Poznań University of Life Sciences (27 January, 2012; photo by A. Wuczyński)

nie powtórzony biały numer, przystosowany do zdalnego odczytu, a ponadto pełny adres pocztowy i elektroniczny (Kania 2006). Cechy te znacznie podnoszą ich wykazywalność, jednak z powodu wysokiej ceny wcześniej w niewielkiej liczbie były zakładane tylko w 2002 roku (zapłacili za nie wówczas Niemcy). W 2008 roku zakup obrączek ELSA sponsorowała głównie firma Vatenfall, a od roku 2009 – w znacznym stopniu firma ENERGA, dzięki czemu w latach 2009–2010 oznakowano tymi obrączkami 91% bocianów. W okresie 2009––2011 centrala obrączkowania we współpracy z Polskim Towarzystwem Przyjaciół Przyrody „pro Natura" przeszkoliła ponad 20 elektromonterów ENERGI, którzy zaobrączkowali ponad 1200 bocianów. Analiza pomiarów dzioba – wskaźnika wieku piskląt (Kania 1988; ryc. 2) – wykazała tendencję obrączkarzy do zaokrąglania do 5, a zwłaszcza 10 mm, szczególnie silną u obrączkarzy ENERGI, których znaczna część podawała długość dzioba jedynie z dokładnością do 0,5 lub 1 cm. W dyskusji podkreślano, że największą korzyścią ze współpracy z ENERGĄ w zakresie obrączkowania bocianów jest finansowanie przez tę firmę obrączek i umożliwianie obrączkowania w gniazdach umiejscowionych na słupach sieci elektrycznej pod napięciem. Dyskutanci mieli jednak wątpliwości co do zasadności samodzielnego obrączkowania przez elektromonterów niebędących ornitologami-amatorami.

W 2011 roku centrala obrączkowania wprowadziła drugi system znakowania bocianów: metalową nitowaną obrączkę na skoku, uzupełnioną tradycyjną plastikową zieloną obrączką alfanumeryczną na goleni, pozostawiając obrączkarzom wybór między tym zestawem a obrączkami ELSA. Uzasadnieniem była lepsza czytelność z większej odległości obrączek zielonych i oczekiwanie, że odchody bociana będą przywierały do ich zewnętrznej powierzchni (co utrudnia odczyt), w mniejszym stopniu niż w przypadku obrączek ELSA. Ponieważ wykazywalność obu rodzajów obrączek jest z założenia odmienna, połączonych wyników znakowania nimi nie da się wykorzystać w analizach ilościowych, jeśli nie określi się różnic wykazywalności. Aby uzyskać dane na ten temat, zorganizowano obrączkowanie naprzemienne, polegające na zakładaniu w kolejnych gniazdach różnych typów obrączek. W dyskusji większość osób była zdania, że obrączki zielone są łatwiejsze do odczytania u bocianów żerujących, natomiast u stojących na gniazdach lub dachach czytelność obu rodzajów obrączek jest zbliżona. Opinie na temat przylegania odchodów do powierzchni obrączki były podzielone. Zwracano uwagę, że jest mało prawdopodobne, aby obrączki zielone były na tyle trwałe, aby wystarczyć na cały okres życia ptaka trwający 20–30 i więcej lat.

Ryc. 2. Mierzenie długości dzioba pisklętom, rutynowo dokonywane podczas obrączkowania, umożliwia oszacowanie ich wieku i wyliczenie daty klucia (Kania 1988) (fot. M. Szymczak)
Fig. 2. Measurement of the chick bill length, a standard procedure during white stork nestling ringing in Poland, allowing to estimate the age and to calculate the hatching date (Kania 1988) (photo by M. Szymczak)

Obrączkarski Monitoring Ekologii Bociana Białego – OMEBOB i Sieć Obserwacji Bocianów Białych z Obrączkami (*Wojciech Kania*)

OMEBOB[9] to propozycja dla osób, które pragną znacznie zwiększyć wartość naukową swojej aktywności obrączkarskiej, poszerzając zakres zbieranych danych o informacje pozwalające pełniej wykorzystać wyniki obrączkowania w analizach czasowej i przestrzennej zmienności najważniejszych cech historii życiowej gatunku. Program przewiduje wieloletnie obrączkowanie piskląt na tym samym obszarze, połączone przynajmniej z inwentaryzacją gniazd, oceną sukcesu lęgowego i z odczytywaniem obrączek u gnieżdżących się, a w miarę możliwości także nielęgowych, osobników. Do wyszukiwania oznakowanych ptaków na powierzchni stałego obrączkowania oraz dookoła niej dobrze byłoby zorganizować pomocniczą Sieć Obserwacji Bocianów Białych z Obrączkami. Szersze omówienie OMEBOB i SOBBO zostanie przedstawione w osobnej publikacji.

Przedłużona inkubacja i inne anomalie w lęgach bociana białego (*Andrzej Wuczyński*)

Zjawisko przedłużonej inkubacji notowane jest u ptaków bardzo rzadko. Jak się przypuszcza, stanowi przystosowanie dające szansę wyklucia się pisklętom z jaj wymagających dłuższego wysiadywania (zwykle o kilka dni) niż typowe u danego gatunku. Jednak w wyjątko-

[9] OMEBOB jest Obrączkarskim Monitoringiem Ekologii Gatunku (OMEGA) dla bociana białego. Programy OMEGA mają być organizowane przez Kubę Typiaka ze Stacji Ornitologicznej MiIZ PAN.

wych przypadkach inkubacja znacznie wykracza poza ten „bufor bezpieczeństwa", a wysiadywane jaja są wówczas martwe. Adaptacyjne znaczenie tego zjawiska pozostaje nieznane.

W latach 2009 i 2010 w tym samym gnieździe na Przedgórzu Sudeckim para bocianów wysiadywała jaja przez odpowiednio 59 i 65 dni, a więc dwukrotnie dłużej niż typowy, 32-dniowy okres wysiadywania u bociana. Przedłużonej inkubacji towarzyszyły inne anomalie lęgów: brak (zauważonych) kopulacji w obu sezonach, wyrzucanie jaj wkrótce po przylocie drugiego partnera oraz krótki odstęp pomiędzy jego przylotem a rozpoczęciem inkubacji. Możliwą przyczyną zaobserwowanych zjawisk była niezdolność do reprodukcji jednego lub obu partnerów spowodowana wiekiem (zbyt młode lub zbyt stare ptaki) bądź chorobami. Możliwe też, że lęgi dotyczyły homoseksualnych par samic. Są to pierwsze udokumentowane przypadki przedłużonej inkubacji w rodzinie bocianowatych oraz pierwszy przypadek powtórnej (w dwóch kolejnych lęgach) przedłużonej inkubacji u wolno żyjących ptaków (Wuczyński 2012).

Zjazd zakończył się wczesnym popołudniem.

Osoby, które chciałyby nawiązać współpracę z GBBB proszone są o kontakt z sekretarzem Marcinem Tobółką: marcin_tobolka@o2.pl.

Podziękowania

Dziękujemy Piotrowi Tryjanowskiemu, Marcinowi Bocheńskiemu, Wiesławowi Chromikowi i Andrzejowi Wuczyńskiemu za uzupełniania i uwagi do wcześniejszych wersji sprawozdania.

PIŚMIENNICTWO

Andrzejewska I., Dolata P.T., Jerzak L., Ptaszyk J., Tryjanowski P., Zduniak P. 2004. Prevalence of agglutinating antibodies against Listeria monocytogenes in chicks of the white stork (*Ciconia ciconia* Linnaeus, 1758) in Poland. Eur. J. Wild. Res. 50: 218–220.

Busse P., Kania W. 1977. Metoda ilościowej oceny rozmieszczenia obrączkowanych ptaków na podstawie rozkładu wiadomości powrotnych. Not. Orn. 18: 79–93.

Chernetsov N., Chromik W., Dolata P.T., Profus P., Tryjanowski P. 2006. Sex-related natal dispersal of white storks (*Ciconia ciconia*) in Poland: How far and where to? Auk 123: 1103–1109.

Dolata P.T. 2002. „Bocian biały *Ciconia ciconia* – stan i perpektywy badań". Spotkanie drugie. Bromierzyk, 8–9 września 2001. Not. Orn. 43: 121–122.

Dolata P.T. 2006. „Close to Storks" – a project of online monitoring of the White Stork *Ciconia ciconia* Nest and potential use of on-line monitoring in education and research. W: Tryjanowski P., Sparks T.H., Jerzak L. (red.). The White Stork in Poland: studies in biology, ecology and conservation. Bogucki Wyd. Nauk., Poznań: 437–448.

Indykiewicz P. 1998. Ogólnopolska konferencja „Bocian biały *Ciconia ciconia* – stan i perspektywy badań", Bromierzyk, 4–5 września 1998. Not. Orn. 39: 115–117.

Kania W. 1988. Investigations of white stork *Ciconia ciconia* hatching phenology based on bill measurements of nestlings. The Ring 134–135: 13–19.

Kania W. 2006. Movements of Polish White Storks *Ciconia ciconia* – an analysis of ringing results. W: Tryjanowski P., Sparks T.H., Jerzak L. (red.). The White Stork in Poland: studies in biology, ecology and conservation. Bogucki Wyd. Nauk., Poznań: 249–294.

Kania W., Busse P. 1987. An analysis of the recovery distribution based on finding probabilities. W: North P.M. (red.). Ringing Recovery Analytical Methods. Acta orn. 23: 121–128.

Schaub M., Kania W., Koeppen U. 2005. Variation of primary production during winter induces synchrony in survival rates in migratory white storks *Ciconia ciconia*. J. Animal Ecol. 74: 656––666.

Sæther B.-E., Grøtan V., Tryjanowski P., Barbraud C., Engen S., Fulin M. 2006. Climate and spatio-temporal variation in the population dynamics of a long distance migrant, the white stork. J. Animal Ecol. 75: 80–90.

Tryjanowski P., Kania W., Profus P., Jerzak L. 2008. III spotkanie bocianiarzy polskich, Muzeum Bociana Białego, Kłopot, 5–6.09.2008 r. Not. Orn. 49: 202–205.

Tryjanowski P., Sparks T.H., Jakubiec Z., Jerzak L., Kosicki J.Z., Kuźniak S., Profus P., Ptaszyk J., Wuczyński A. 2005. The relationship between population means and variances of reproductive success differs between local population of White Stork (*Ciconia ciconia*). Popul. Ecol. 47: 119–125.

Wuczyński A. 2012. Prolonged Incubation and Early Clutch Reduction of White Storks (*Ciconia ciconia*). The Wilson J. Ornithol. 124 (2): 362–366.

SUMMARY Chrońmy Przyrodę Ojczystą 68 (5): 323–331, 2012

Żołnierowicz K.M., Tobółka M., Kania W. The founding meeting of the White Stork Research Group (Poznań 27–28.01.2012)

Both the intensification of the research on the white stork ecology and the increase in the number of areas with long-term ringing, supplemented by collection of the breeding and density information, have proved the need for unification of the methods used for gathering, recording and storing the data, which would facilitate sharing of the material collected for different scientific projects. To accomplish this purpose and to encourage cooperation of pelargologists, the White Stork Research Group was established. During the founding meeting, the research was recapitulated and proposals for the future joint investigations were presented. The talks abstracted below are related to such topics as migration, dispersal, survival, breeding behaviour and long-term monitoring (density and breeding success) in some selected areas (since 1959, 1974, 1984, 1986 and 1994), as well as stork protection programmes. Also problems caused by introduction of new remote-reading rings were discussed, the re-encounter probability of which is different from the previous ones.

Chrońmy Przyr. Ojcz. **68** (5): 332–346, 2012

Zgniotek cynobrowy *Cucujus cinnaberinus* (Insecta: Coleoptera: Cucujidae) – rozmieszczenie, ekologia i problemy ochrony oraz nowe stanowiska w Polsce południowo-zachodniej

Cucujus cinnaberinus (Coleoptera: Cucujidae) in southwestern Poland

ADRIAN SMOLIS[1], MARCIN KADEJ[1], JERZY M. GUTOWSKI[2], RAFAŁ RUTA[3], MACIEJ MATRAJ[4]

[1] *Pracownia Biologii Konserwatorskiej i Ochrony Bezkręgowców*
Katedra Biologii Ewolucyjnej i Ekologii
Uniwersytet Wrocławski
51–148 Wrocław, ul. Przybyszewskiego 63/77
e-mail: adek@biol.uni.wroc.pl
e-mail: entomol@biol.uni.wroc.pl

[2] *Zamiejscowy Wydział Leśny w Hajnówce*
Politechnika Białostocka
17–200 Hajnówka, ul. Piłsudskiego 8
e-mail: jgutowski@las.ibl.bialowieza.pl

[3] *Katedra Bioróżnorodności i Taksonomii Ewolucyjnej*
Uniwersytet Wrocławski
51–148 Wrocław, ul. Przybyszewskiego 63/77
e-mail: scirtes@biol.uni.wroc.pl

[4] *Muzeum Przyrodnicze*
Uniwersytet Wrocławski
50–335 Wrocław, ul. Sienkiewicza 21
e-mail: maciej.matraj@wp.pl

Słowa kluczowe: Coleoptera, Cucujidae, *Cucujus cinnaberinus*, *Cucujus haematodes*, ekspansja, biologia, ekologia, rozmieszczenie, ochrona, Polska.

Zgniotek cynobrowy *Cucujus cinnaberinus* (Scopoli, 1763) to chrząszcz z rodziny zgniotkowatych Cucujidae, objęty ochroną ścisłą i wpisany na *Czerwoną listę zwierząt ginących i zagrożonych w Polsce*. Jest gatunkiem wskaźnikowym dla sieci obszarów Natura 2000, umieszczonym w II i IV Załączniku Dyrektywy Siedliskowej. Ponadto, jako jedyny przedstawiciel rodzaju, ujęty jest w kategorii NT (bliski zagrożenia) w światowej czerwonej księdze gatunków zagrożonych, opracowywanej przez Międzynarodową Unię Ochrony Przyrody. Jest chrząszczem saproksylicznym, wymagającym do rozwoju drzew martwych lub częściowo obumarłych. Rozwój larwalny przebiega w środowisku podkorowym.

W pracy przedstawiono stanowisko systematyczne, morfologię, rozmieszczenie, biologię i ekologię, status ochronny i perspektywy ochrony zgniotka cynobrowego w odniesieniu do zachowania jego środowisk życia poprzez uwzględnianie naturalnej dynamiki siedlisk, ich złożonej struktury i wielogatunkowej dendroflory. Opisano także 7 nowych stanowisk z terenu Polski południowo-zachodniej w kontekście danych historycznych z regionu. Zwrócono uwagę na wzrost liczebności populacji w niektórych częściach środkowej Europy oraz występowanie na starych plantacjach topolowych i znaczenie tych obserwacji dla planowania ochrony zgniotka w Polsce. Podkreślono status zagrożenia pokrewnego gatunku, zgniotka szkarłatnego *Cucujus haematodes*, zwracając uwagę na potrzebę ochrony stanowisk obu przedstawicieli rodzaju.

Wstęp

Zgniotek cynobrowy *Cucujus cinnaberinus* (Scopoli, 1763) to jeden z najbardziej efektownie ubarwionych krajowych chrząszczy saproksylicznych (ryc. 1), spotykanych w siedliskach podkorowych martwych stojących lub leżących drzew. Nagły wzrost zainteresowania tym gatunkiem w Polsce w ostatnich kilku latach był wynikiem umieszczenia go w Załącznikach II i IV Dyrektywy Siedliskowej Unii Europejskiej. W oparciu m.in. o występowanie gatunków z Załącznika II tworzono w Polsce sieć obszarów Natura 2000. Poszukiwania zgniotka cynobrowego zaowocowały istotnym zwiększeniem liczby jego notowań w Polsce. Te niepublikowane dane, wraz z najnowszymi (od 2000 r.) publikacjami o rozmieszczeniu tego gatunku, sugerują występowanie tego chrząszcza obecnie w kraju prawie wyłącznie na wschód od linii Wisły, przy całkowitym braku aktualnych danych z zachodniej Polski. W pracy szczegółowo opisano nowo odkryte stanowiska zgniotka na Śląsku oraz historyczne doniesienia z tego obszaru. Zwrócono uwagę na opisywany w ostatnich latach wzrost liczebności populacji zgniotka cynobrowego w niektórych częściach Europy Środkowej i jego konsekwencje dla założeń krajowej strategii ochrony tego gatunku. Ponadto podsumowano informacje na temat stanowiska systematycznego, identyfikacji postaci dorosłych i larw, a także rozmieszczenia, biologii i ekologii zgniotka cynobrowego.

Na końcu artykułu omówiono zagadnienia związane ze statusem ochronnym, rolą zgniotka cynobrowego jako gatunku parasolowego oraz wskazano na potrzebę ochrony obu rodzimych, europejskich przedstawicieli rodzaju.

Ryc. 1. Postać dorosła zgniotka cynobrowego *Cucujus cinnaberinus* (SOO „Dolina Widawy", Wrocław Świniary, 9.06.2011 r., fot. R. Ruta)
Fig. 1. Imago of Cucujus cinnaberinus *(SAC "Widawa River Valley", 9 June, 2011; photo by R. Ruta)*

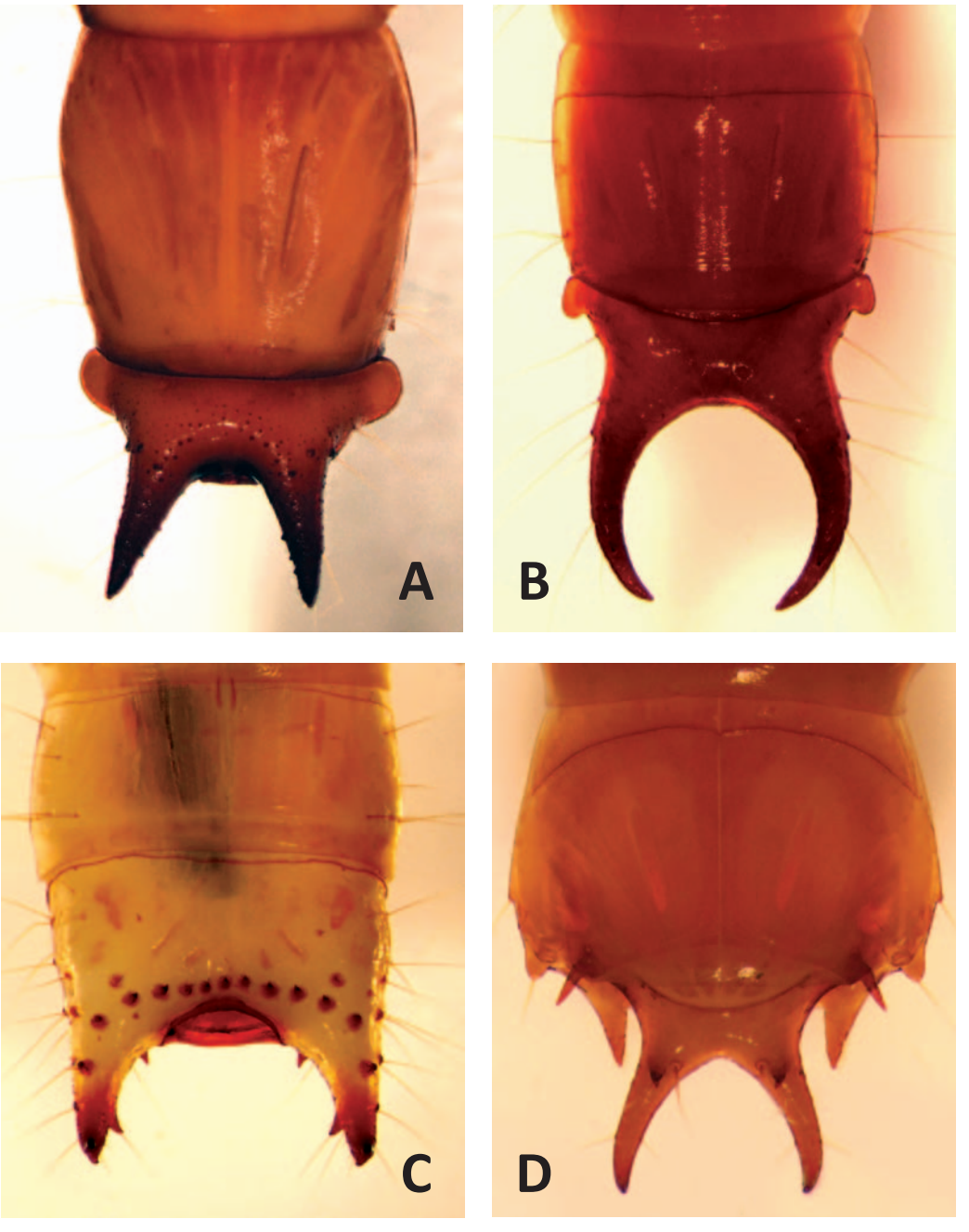
Pozycja systematyczna, morfologia i rozpoznawanie

Zgniotkowate Cucujidae stanowią niewielką rodzinę chrząszczy (Lawrence, Newton 1995) liczącą około 50 gatunków zgrupowanych w czterech rodzajach: *Cucujus* Fabricius, 1775 (Holarktyka), *Pediacus* Shuckard, 1839 (kosmopolityczny z wyjątkiem Ameryki Południowej), *Palaestes* Perty, 1830 (kraina neotropikalna) i *Platisus* Erichson, 1842 (kraina australijska). Rodzaj *Cucujus* liczy 11 gatunków, z czego aż 7 występuje wyłącznie w Azji, często na ograniczonym obszarze (Horák, Chobot 2009): *C. bicolor* Smith, 1851; *C. chinensis* Lee & Sato, 2007; *C. coccinatus* Lewis, 1881; *C. grouvellei* Reitter, 1877; *C. kempi* Grouvelle, 1913; *C. mniszechi* Grouvelle, 1874; *C. nigripennis* Lee & Sato, 2007. W Ameryce Północnej spotykany jest tylko jeden, za to szeroko rozsiedlony *C. clavipes* (Fabricius, 1781). W Europie udokumentowano dotychczas występowanie czterech gatunków – zgniotka cynobrowego, szkarłatnego *C. haematodes* Erichson, 1845, *C. tulliae* Bonacci, Mazzei, Horák, Brandmayr, 2012 (gatunek prawdopodobnie endemiczny dla Kalabrii; Bonacci i in. 2012) oraz wspomnianego wcześniej gatunku amerykańskiego, zawleczonego i znalezionego na naszym kontynencie w okolicach Wenecji (Ratti 1986, 2000). W Polsce występuje zgniotek cynobrowy i nominatywny podgatunek zgniotka szkarłatnego. Warto zaznaczyć, że systematyka zgniotków wymaga dalszych badań, gdyż np. wyróżniane przez jednych autorów w obrębie gatunku zgniotka szkarłatnego trzy podgatunki (Horák, Chobot 2009) są przez innych badaczy traktowane jako osobne gatunki (Mamaev i in. 1977; Węgrzynowicz 2007).

Bardzo silne spłaszczenie ciała, związane z występowaniem w wąskich i ciasnych przestrzeniach podkorowych, charakterystyczny kształt przedplecza i pokryw oraz długość ciała przekraczająca 10 mm – to cechy, które pozwalają doświadczonemu przyrodnikowi bez trudu odróżnić postać dorosłą krajowych przedstawicieli rodzaju *Cucujus* od innych chrząszczy występujących w środkowej Europie. Ilustracje zgniotków można znaleźć w wydanym niedawno 12 numerze „Folia Heyrovskyana, Icnes Insectorum Europae Centralis" (Průdek 2009) i na internetowej stronie „Iconographia Coleopterorum Poloniae" (Borowiec 2012). Osoby słabo znające krajową koleopterofaunę mogą jednak mylić zgniotki z innymi okazałymi chrząszczami o jaskrawo czerwonym ubarwieniu, np. przedstawicielami rodzaju *Pyrochroa* (Pyrochroidae) lub *Pyrrhidium* (Cerambycidae). Za wiarygodne należy uznać jedynie obserwacje potwierdzone dokumentacją fotograficzną lub pochodzące od doświadczonych specjalistów.

Długość ciała postaci dojrzałych wynosi od 10 do 15 mm (Ślipiński 1982), a larw ostatnich stadiów – do 30 mm. Postacie doskonałe zgniotka cynobrowego różnią się od zgniotka szkarłatnego przede wszystkim czarnym brzegiem przedplecza oraz czarnymi żuwaczkami (ryc. 1) – u zgniotka szkarłatnego ciemnymi jedynie na wierzchołkach. Odróżnianie larw wymaga nieco większej wprawy. Od innych podkorowych larw podobnej wielkości i zaopatrzonych w długie, widlaste urogomfy[1] na analnym segmencie [np. z rodziny ogniczkowatych Pyrochroidae (ryc. 2A–B) i rozmiazgowatych Pythidae (ryc. 2C)] zgniotki wyróżniają dodatkowe boczne kolce po spodniej stronie wspomnianego segmentu (ryc. 2D). Według Mamaeva i innych (1977) larwy zgniotka cynobrowego mają pierwszy człon czułków wyraźnie dłuższy od drugiego, w odróżnieniu od zgniotka szkarłatnego, gdzie oba człony są podobnej długości. Obserwacje larw obu gatunków z polskiej części Puszczy Białowieskiej nie potwierdzają jednak tej tezy (J.M. Gutowski – npbl.). Ponadto inne cechy podawane w literaturze, jak długość urogomf i proporcje ostatnich segmentów odwłoka (Palm 1941), okazują się zawodne ze względu na dużą zmienność wewnątrzgatunkową. Badania Gutowskiego (mscr.) pozwoliły na określenie miarodajnych cech diagnostycz-

[1] Parzyste wyrostki grzbietowej strony ostatniego widocznego segmentu odwłoka larwy.



Ryc. 2. Urogomfy larw: A – ogniczka większego *Pyrochroa coccinea*, B – ogniczka mniejszego *Schizotus pectinicornis*, C – rozmiaga płaskiego *Pytho depressus*, D – zgniotka cynobrowego *Cucujus cinnaberinus* (fot. M. Kadej)

Fig. 2. Urogomphi of larvae of: A – Pyrochroa coccinea*, B* – Schizotus pectinicornis*, C* – Pytho depressus*, D* – Cucujus cinnaberinus *(photo by M. Kadej)*

nych dla larw obu gatunków. Autorzy posłużyli się nieopublikowanym jeszcze kluczem do oznaczenia znalezionych materiałów.

Rozmieszczenie

Zgniotek cynobrowy jest gatunkiem europejskim, podawanym z kilkunastu krajów. Obecne i historyczne rozmieszczenie stanowisk zostało ostatnio zebrane i przedstawione na mapach w pracach Horáka i innych (2008) oraz Horáka i Chobota (2009). Według wspomnianych opracowań, południową granicę występowania gatunku wyznaczają historyczne i współczesne stanowiska z północnej Hiszpanii (to jednocześnie najbardziej zachodnia lokalizacja), południowych Włoch, Bośni i Hercegowiny, Serbii i Bułgarii. Z kolei najbardziej na północ wysunięte stanowiska odnotowano w Norwegii, Szwecji, Finlandii i Rosji (w okolicach Permska znajduje się obecnie najdalej na wschód wysunięte stanowisko w zasięgu tego chrząszcza). Analizując rozmieszczenie zgniotka cynobrowego ciekawi brak doniesień z zachodniej części Europy, tj. Wysp Brytyjskich, krajów Beneluksu, Danii oraz znacznej części Niemiec (z wyjątkiem Bawarii) i Francji (Brustel, Gouix 2012), a także silne rozproszenie i rzadkość stwierdzeń w Skandynawii, Rosji i krajach bałtyckich. Większość znanych stanowisk i silnych populacji znajduje się w centrum kontynentu na terenie zaledwie kilku krajów – Austria (Tyrol), Niemcy (Bawaria), Czechy, Słowacja, Słowenia i Polska, co ma istotne znaczenie dla tworzenia europejskiej strategii zachowania tego chrząszcza. Przed realizacją spójnej strategii ochrony zgniotka cynobrowego w Unii Europejskiej należałoby jednak przeprowadzić badania w krajach południowo-wschodniej Europy, np. Rumunii, Mołdawii, Ukrainie, gdzie mogą egzystować silne populacje omawianego gatunku (Guéorguiev i in. 2008; Horák i in. 2010; Mazzei i in. 2011; Nieto i in. 2010).

W odniesieniu do Polski przeprowadzona w latach 2006–2007 na terenie Lasów Państwowych „Powszechna inwentaryzacja siedlisk przyrodniczych oraz dzikiej fauny i flory" wykazała blisko 100 aktualnych rekordów zgniotka cynobrowego (Błasiak 2011, doniesienie konferencyjne). Niestety, jakość i charakter tych danych trudno zweryfikować z uwagi na zróżnicowaną wiarygodność informacji, często pochodzących z ankiet i badań terenowych prowadzonych przez niespecjalistów, stąd konieczność opierania się wyłącznie na doniesieniach publikowanych w literaturze. Większość danych literaturowych to jednak informacje sprzed kilkudziesięciu lat, trudne obecnie do zweryfikowania, często nieaktualne i mało precyzyjne (np. dane autorów niemieckich). Współczesne doniesienia, po 2000 roku, pochodzą z terenu Puszczy Białowieskiej (najwięcej notowań, np. Byk 2001; Rutkiewicz 2001, 2007a; Sućko 2001; Gutowski, Jaroszewicz, 2004; Gutowski i in. 2009; Kubisz 2004; Gutowski, Sućko 2010), Mazur (Komosiński 2010), Niziny Mazowieckiej (Marczak 2010; Plewa i in. 2011), Gór Świętokrzyskich (Rutkiewicz 2007b), Puszczy Sandomierskiej (Liana 2001) i Pogórza Karpackiego (Kamiński 2007; Konwerski, Sienkiewicz 2002; Trzeciak 2006, 2011; Pawłowski 2008). Z terenu zachodniej Polski brakowało dotąd aktualnych danych, mimo że zgniotek cynobrowy był odnotowany ponad sto lat temu na stanowiskach, które przytaczamy poniżej. Podział na krainy przyjęto za Katalogiem Fauny Polski (Burakowski i in. 1986).

- Nizina Wielkopolsko-Kujawska: południowo-zachodnia Wielkopolska (Burakowski i inni (1986) podają Poznań za Szulczewskim (1922) oraz pracami Schilsky'ego (1888, 1909); jednak Szulczewski zaznacza, że dane o występowaniu w Wielkopolsce opiera na zbiorach Quedenfeldta z południowo-zachodniej części Wielkopolski, cytowanych również przez Schilsky'ego).
- Dolny Śląsk: Oława, Wrocław (Letzner 1871, 1888; Leder 1872; Gerhardt 1910; Horion 1960).
- Sudety Wschodnie: Kłodzko (Horion 1960).

Ogólnikowo wykazany ze Śląska przez Schilsky'ego (1888), Kuhnta (1912) i Horiona (1951).

Wszystkie dane literaturowe dotyczące występowania zgniotka cynobrowego w zachodniej Polsce odnoszą się do stanowisk w jej południowo-zachodniej części, w tym stanowisko powszechnie cytowane jako „Poznań" (np. Kubisz 2004; Horák, Chobot 2009).

W trakcie badań terenowych prowadzonych w ostatnich kilku latach wykazano występowanie zgniotka cynobrowego na następujących stanowiskach w południowo-zachodniej Polsce (ryc. 3):

Śląsk Górny

1. Kotlina Raciborska, SOO „Graniczny Meander Odry", północna część SOO, 1 km na wschód od Zabełkowa (UTM CA03), kilkanaście larw pod korą leżących pni i gałęzi wierzby kruchej *Salix fragilis*, 17.05.2011 r., 16.08. 2011 r., 22.10.2011 r.; obs. M. Matraj.

2. Kotlina Raciborska, SOO „Graniczny Meander Odry", południowa część SOO, 1 km na wschód od Chałupek (CA03), kilkanaście larw pod korą leżących pni i gałęzi wierzby kruchej i wierzby wikliny *Salix purpurea*, kilka larw pod korą powalonej topoli kanadyjskiej (=późnej) *Populus serotina*, cztery poczwarki pod korą topoli kanadyjskiej, trzy osobniki dorosłe pod korą powalonych pni jesionu *Fraxinus* (w miejscu tym rośnie zarówno jesion wyniosły *F. excelsior*, jak i pensylwański *F. pennsylvanica*), 17.05.2011 r. (owady dorosłe, larwy), 17.08.2011 r. (larwy, poczwarki), 22.10.2011 r. (larwy); obs. M. Matraj.

3. Kotlina Raciborska, SOO „Las koło Tworkowa", 2 km na wschód od Bieńkowic (CA04), pod korą powalonego dębu szypułkowego *Quercus robur*, osobnik dorosły, obs. A. Smolis, 10.10.2008 r.; pod korą leżących konarów dębu szypułkowego, jedna larwa, 17.08.2011 r.; obs. M. Matraj.

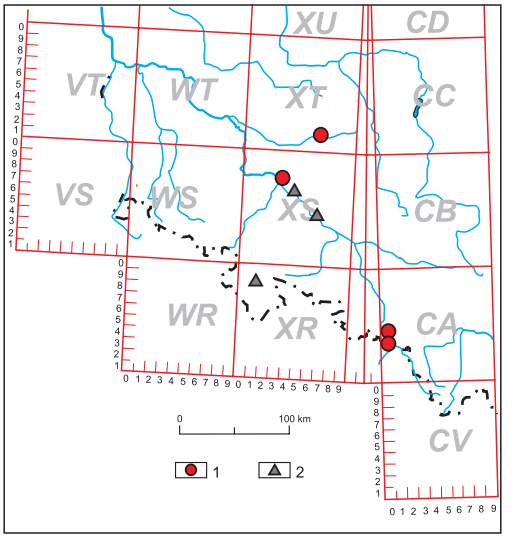
Śląsk Dolny

1. Pradolina Wrocławska, SOO „Dolina Widawy", Wrocław Świniary 2 km na północny zachód (XS37; 51°12′11,49″N, 16°57′00,11″E), w zdegenerowanym, przerzedzonym lesie łęgowym z grupą kilkunastu obumierających i martwych topól *Populus* (ryc. 4), imago na liściu pokrzywy, 9.06.2011 r., obs. R. Ruta; imago na martwej topoli oraz kilkanaście larw pod korą topól, 12.06.2011 r., obs. R. Ruta i K. Żuk.

2. Pradolina Wrocławska, SOO „Dolina Widawy", 1,5 km na południe od Paniowic (XS37; 51°11′42,00″N, 16°55′48,00″E) (ryc. 5), lewy brzeg Widawy, 6 larw pod korą złamanego konaru lipy drobnolistnej *Tilia cordata*, 25.10.2011 r.; obs. M. Matraj.

Nizina Wielkopolsko-Kujawska

1. Obniżenie Milicko-Głogowskie/Obniżenie Odolanowskie, SOO „Ostoja nad Baryczą", za wsią Grabownica, kanał wodny położony pomiędzy stawem Grabownica a stawem Machnicki Górny (XT61; 51°32′01,50″N, 17°23′17,04″E), pod korą próchniejącego pnia olchy czarnej *Alnus glutinosa* położonego w miejscu zacienionym, 5 larw, 27.07.2011 r.; obs. M. Kadej.



Ryc. 3. Nowe (1) i historyczne (2) stanowiska *Cucujus cinnaberinus* w południowo-zachodniej Polsce. Zaznaczono jedynie stanowiska, dla których znana jest dokładna lokalizacja, pominięto ogólnikowe wykazania ze Śląska i Wielkopolski

Fig. 3. New (1) and historical (2) localities of Cucujus cinnaberinus *in south-western Poland. Only localities with known accurate location are marked, general records from Śląsk and Wielkopolska are omitted*

Ryc. 4. Obumierające topole w łęgach nad Widawą (SOO „Dolina Widawy", Wrocław Świniary) – miejsce rozwoju zgniotka cynobrowego (9.06.2011 r., fot. R. Ruta)

Fig. 4. Dead poplars in floodplain (riparian) forest by the Widawa River (SAC "Dolina Widawy", Wrocław Świniary) – the habitat of Cucujus cinnaberinus *(9 June, 2011; photo by R. Ruta)*

2. Obniżenie Milicko-Głogowskie/Obniżenie Odolanowskie, SOO „Ostoja nad Baryczą", obok wsi Ruda Milicka, przy stawie Jaskółczy IV od strony pól uprawnych (XT61; 51°31′34,04″N, 17°21′50,67″E), pod korą ściętego, próchniejącego pnia topoli położonego w miejscu nasłonecznionym, 5 larw, 27.07.2011 r.; obs. M. Kadej.

Zgniotek cynobrowy nie był dotąd wykazywany ze Śląska Górnego. Populacja w „Granicznym Meandrze Odry" znana była po czeskiej stronie obszaru (Nieznański, Obdrlík 2003; Obdrlík, Nieznański 2003), a pozostałych stanowisk do tej pory nie odnotowywano w literaturze. Wszystkie podane stwierdzenia pochodzą z lasów nadrzecznych lub podmokłych. Zwraca uwagę fakt, że stanowiska ze Śląska Górnego i z doliny Baryczy nie leżą w obrębie wielkich, zwartych obszarów leśnych, ale pochodzą z niewielkich powierzchniowo, izolowanych enklaw leśnych w krajobrazie otwartym. Z kolei, w przypadku stanowisk w dolinie Odry, rosnące wzdłuż jej brzegów rozproszone mniejsze lub większe zarośla wierzbowo-topolowe mogą zapewniać łączność między tymi „wyspami" leśnymi.

Stanowisko w dolinie Widawy posiada łączność z rozległymi lasami łęgowymi w dolinie Odry. Lasy wokół Wrocławia są od lat intensywnie penetrowane przez koleopterologów, a fakt niestwierdzenia lub przeoczenia obecności zgniotka na tym terenie można tłumaczyć dwojako: albo bytująca tutaj populacja była wcześniej bardzo nieliczna i dopiero w ostatnim czasie istotnie zwiększyła swoją liczebność, być może dzięki obumarciu wzdłuż rzeki Widawy wielu sporych rozmiarów drzew (w szczególności topól), albo pojawiła się *de novo*, co może mieć związek z ekspansją

◄◄

Ryc. 5. Las łęgowy nad Widawą – stanowisko zgniotka cynobrowego (SOO „Dolina Widawy" koło Paniowic, 25.03.2012 r., fot. A. Smolis)

Fig. 5. Floodplain (riparian) forest by the Widawa River – the locality of Cucujus cinnaberinus *(SAC "Dolina Widawy" near Paniowice, 25 March, 2012; photo by A. Smolis)*

zgniotka w Republice Czeskiej, na obszarach położonych niedaleko naszej południowej granicy (między Hradec Králové i Pardubicami; Mocek 2007). Ekspansji tej mogło sprzyjać kilka czynników, jak np.: ostatnie powodzie i wichury, silny rozwój populacji bobra, osiąganie przez plantacje topolowe wieku terminalnego oraz zmniejszone pozyskiwanie drewna z obszarów w pradolinie Odry. Być może obserwowany w Czechach wzrost liczebności zgniotka można tłumaczyć fluktuacjami liczebności gatunku w większej części jego zasięgu.

Obserwacje autorów niniejszego opracowania wskazują na możliwość występowania nieznanych populacji opisywanego chrząszcza w innych rejonach zachodniej Polski (w południowej Wielkopolsce, na Ziemi Lubuskiej i w Sudetach), a zwłaszcza w dolinie Odry i jej dopływów, gdzie obecność zgniotka notowana jest od XIX w. Wydaje się, że brak notowań tego chrząszcza w zachodniej Wielkopolsce i na Kujawach można tłumaczyć znaczną deforestacją tego terenu oraz prawie zupełnym brakiem lasów zbliżonych charakterem do naturalnych. Jeżeli nawet takie lasy są, to brakowało ciągłości historycznej ich istnienia z uwagi na dużą presję cywilizacyjną człowieka (intensywna gospodarka leśna oparta na sztuce niemieckiej – idea „lasu normalnego") w XIX i XX w. Nie można jednak wykluczyć występowania tego gatunku na Pomorzu, gdyż w dobrze zachowanych tamtejszych lasach mogą bytować nieodkryte populacje zgniotka.

Biologia i ekologia

Zgniotek cynobrowy jest gatunkiem saproksylicznym, wymagającym do rozwoju całych martwych lub obumarłych części żywych drzew. Rozwój larwalny odbywa się w środowisku podkorowym; optymalna dla zgniotka jest faza rozkładu, trwająca zwykle do 5, a wyjątkowo do 10 lat (Buchholz 2011), kiedy to kora przylega do drewna, a łyko jest rozłożone. Zarówno larwy, jak i postacie dojrzałe są wszystkożerne – odżywiają się fragmentami łyka oraz grzybami i bezkręgowcami (lub ich szczątkami) występującymi w środowisku podkorowym, przy czym pokarm roślinny, grzybowy i zwierzęcy jest konsumowany w równych proporcjach (Horák 2011).

Pełny rozwój larwalny zajmuje minimum dwa lata, niekiedy ulega wydłużeniu. Przed osiągnięciem stadium poczwarki larwy budują kolebkę poczwarkową – sam proces przepoczwarczenia zachodzi pod korą i trwa około 10–14 dni. Na obszarze południowych Czech, w trakcie całorocznych badań fenologicznych, poczwarki były odnotowywane wyłącznie w sierpniu (Horák, Chobot 2011). Wylęgłe postacie doskonałe wybarwiają się w pełni w ciągu dwóch tygodni i zimują w siedlisku podkorowym. Horák i Chobot (2011) obserwowali postacie doskonałe pod korą we wszystkich miesiącach z wyjątkiem maja, czerwca i lipca. Dorosłe chrząszcze poza miejscem rozwoju obserwowano od kwietnia do czerwca, w bardziej południowych lokalizacjach, np. na Morawach, tylko do końca maja (Schlaghamerský i in. 2008). W tym okresie chrząszcze kopulują, przy czym nieliczne dotąd obserwacje wskazują, że kopulacja odbywa się pod korą (Palm 1941, Bussler 2002, Mocek 2007). W trakcie aktu kopulacyjnego samiec chwyta żuwaczkami czułki samicy, a następnie wspina się na nią (Mocek 2007). Rozszerzone przednie stopy samców pełnią rolę przylg, dzięki którym trzymają się gładkich pokryw samicy. Po kopulacji samce giną, natomiast samice już samotnie poszukują odpowiedniego miejsca do złożenia jaj.

Zgniotek cynobrowy znajdowany był pod korą wielu różnych gatunków (również obcych) drzew liściastych i iglastych, np.: wierzb *Salix*, topól *Populus*, olch *Alnus*, jesionów *Fraxinus*, buków *Fagus*, wiązów *Ulmus*, dębów *Quercus*, klonów *Acer*, jodeł *Abies*, świerków *Picea* i sosen *Pinus*, stąd wydaje się, że nie jest on przywiązany do określonego gatunku, a bardziej do odpowiedniego stadium rozkładu i rodzaju grzybni. Jednak ostatnie szczegółowe badania nad kilkudziesięcioma populacjami na obszarze północnych Czech (Horák i in. 2010) pokazały silną preferencję tego gatunku w stosunku do drzew o miękkim drewnie i wyraźne unikanie gatun-

ków drzew o drewnie twardym (na 36 badanych obszarów tylko 6 stwierdzeń). Kolejną obserwacją poczynioną przez cytowanych badaczy było stwierdzenie preferencji zgniotka w stosunku do drzew liściastych (59 stwierdzeń na łączną liczbę 135 lokalizacji) i sporadyczny rozwój w gatunkach iglastych (1 obserwacja z 16 łącznie). Badania autorów niniejszego opracowania potwierdzają preferencje zgniotka do gatunków drzew liściastych o miękkim drewnie. Należy jednak pamiętać, że lokalne i regionalne populacje mogą mieć swoiste wymagania w tym zakresie, np. w Puszczy Białowieskiej w ostatnich latach zgniotek cynobrowy najczęściej był znajdywany na jesionie i dębie (J.M. Gutowski – mscr.). Populacje na północnym skraju zasięgu, w Skandynawii i krajach bałtyckich, wybierają do rozwoju niemal wyłącznie topolę osikę *Populus tremula* (Süda, Voolma 2005; Nieto i in. 2010) mimo obecności na tych obszarach wielu innych gatunków drzew liściastych i iglastych. Z kolei badana ostatnio populacja z Kalabrii na południu Włoch rozwijała się wyłącznie w tamtejszym podgatunku sosny czarnej *Pinus nigra laricio* (Mazzei i in. 2011).

W literaturze często można się spotkać z określaniem zgniotka jako reliktu puszczańskiego, ściśle związanego z lasami pierwotnymi (Bílý 1990; Eriksson 2000; Kubisz 2004), zasobnymi w martwe drewno dużych drzew. Obserwacje autorów oraz dane z terenu Czech, Niemiec i Węgier (Bussler 2002; Mocek 2007; Horák i in. 2010, Nieto i in. 2010) przeczą powyższemu stwierdzeniu. Istotnie, gatunek ten występuje i rozwija się w lasach o charakterze naturalnym (charakteryzujących się historyczną ciągłością siedliska i naturalną dynamiką lasu), ale zasiedla również drzewostany silnie zniekształcone przez człowieka, a nawet plantacje obcych gatunków, parki miejskie, czy zadrzewienia przydrożne (Mocek 2007; Horák i in. 2010; Nieto i in. 2010). Warto w tym miejscu przytoczyć preferencje siedliskowe najlepiej zbadanej populacji zgniotka we wschodniej części Niziny Połabskiej w Czechach, gdzie na 151 badanych lokalizacji najliczniej wystąpił on na plantacjach topolowych i w lasach łęgowych. Jednocześnie zwracają uwagę nieliczne obserwacje z lasów gospodarczych (Horák i in. 2010). Twierdzenie jakoby gatunek ten mógł rozwijać się jedynie w bardzo grubych pniach (Kubisz 2004, Anonim 2010) również nie znajduje poparcia w obserwacjach autorów tej pracy i innych badaczy. Przykładowo, Niemcy i Włosi podają, że gatunek ten z powodzeniem rozwija się w pniach o średnicy odpowiednio: od 20 i 30 cm (Bussler 2002; Mazzei i in. 2011). W Puszczy Białowieskiej gatunek ten znajdywano nawet w cieńszych pniach i konarach, o średnicy zaledwie 15 cm (J.M. Gutowski – mscr.). Warunkiem występowania zgniotka jest raczej obecność drzew pozostawianych do naturalnego rozkładu (w tym pni i grubszych gałęzi w odpowiednim stadium sukcesji), a skala odkształcenia drzewostanu lub historia jego użytkowania nie zawsze odgrywa tu decydującą rolę. Podobnie jak w przypadku preferencji względem gatunku drzewa, lokalne i regionalne populacje mogą mieć odmienną tolerancję na stopień intensywności prowadzonych działań w ramach gospodarki leśnej. Niewykluczone również, że subpopulacje z opisywanego w pracy regionu pochodzą z dużej metapopulacji „czesko-węgierskiej", która po regresie liczebności przystosowała się do siedlisk podlegających zdecydowanie silniejszej antropopresji niż kompleksy lasów naturalnych zbliżonych do pierwotnych, zachowane jeszcze w kilku miejscach w Europie, w tym w Polsce.

Typ fitosocjologiczno-siedliskowy lasu nie wydaje się najważniejszym parametrem, chociaż najwięcej udokumentowanych stwierdzeń tego gatunku pochodzi z lasów łęgowych w dolinach rzecznych oraz drzewostanów w niższych położeniach górskich (Horák i in. 2008, 2010; Nieto i in. 2010). Przypuszcza się, że zgniotek wybiera substrat odpowiednio wilgotny, niekiedy obserwowano rozwijające się larwy nawet w zanurzonych w wodzie pniach (Palm 1941). Obserwacje z Czech wskazują, że gatunek ten preferuje prześwietlone siedliska, a unika zwartych i silnie zacienionych drzewostanów (Horák i in. 2010). Pod tym względem zbliżone do naturalnych, wielogatunkowe lasy łęgowe, które poddawane są naturalnym „zaburzeniom" (powodzie, sil-

ne wiatry, działalność bobrów), o luźnej strukturze, widne, zasobne w martwe drewno i jednocześnie odpowiednio wilgotne, wydają się zapewniać mu optymalne warunki.

Przytoczone obserwacje wskazują na konieczność zmiany punktu widzenia na wymagania siedliskowe opisywanego gatunku i odejście od traktowania go jako reliktu lasów pierwotnych, powszechnego w krajowej literaturze (Kubisz 2004, Buchholz 2011). Parametry dotyczące stopnia naturalności ekosystemu leśnego i współwystępowania gatunków wskaźnikowych dla lasów pierwotnych, jako jedne z kryteriów oceny stanu siedlisk zgniotka cynobrowego (Buchholz 2011), wydają się zbyt restrykcyjne, a przy tym nie zawsze odpowiadają potrzebom siedliskowym tego chrząszcza. Wspomniane gatunki wskaźnikowe w rzeczywistości bardzo rzadko współwystępują ze zgniotkiem, co wynika z czeskich badań (Horák i in. 2011a), zamieszczonych w niniejszej publikacji obserwacji autorów oraz wiedzy na temat współczesnej koleopterofauny Polski południowo-zachodniej. Co więcej, większość wymienionych przez Buchholza (2011) gatunków, określających stopień naturalności ekosystemu leśnego, w zdecydowanej większości należy do gatunków wymarłych w rozpatrywanym regionie. Podsumowując, uzasadnione wydaje się stwierdzenie, że zgniotek cynobrowy jest gatunkiem przywiązanym do lasów o znaczącym udziale obumierających i martwych drzew liściastych (zwłaszcza o miękkim drewnie), ale niekoniecznie zawsze charakteryzujących się ciągłością historyczną siedliska i wysokim stopniem jego naturalności.

Status ochronny i perspektywy zachowania

Opisywany gatunek od ponad 10 lat objęty jest w naszym kraju ochroną prawną, ponadto figuruje na *Czerwonej liście zwierząt ginących i zagrożonych w Polsce* (kategoria LC – najmniejszej troski; Pawłowski i in. 2002). Jest gatunkiem wskaźnikowym dla sieci obszarów Natura 2000, umieszczonym w II i IV Załączniku Dyrektywy Siedliskowej. Ponadto, jako jedyny przedstawiciel rodzaju ujęty jest w kategorii NT (bliski zagrożenia) w światowej czerwonej księdze gatunków zagrożonych, opracowywanej przez Międzynarodową Unię Ochrony Przyrody (Nieto i in. 2010). Zgniotek cynobrowy jest zatem gatunkiem ważnym w systemie ochrony krajowej, kontynentalnej i globalnej. Obecnie nie wydaje się szczególnie zagrożony wyginięciem, posiada bowiem liczne populacje w kilku krajach, w tym w Polsce. O ile krajowe dane inwentaryzacyjne zostaną pozytywnie zweryfikowane, to jego istnienie nie jest zagrożone na obszarach na wschód od Wisły (Kuźmiński 2011). W samej Puszczy Białowieskiej bytuje jedna z najsilniejszych populacji w całym areale gatunku. Niepokój musi jednak budzić status i regres wielu lokalnych populacji na krańcu zasięgu, które albo wyginęły, albo są na skraju wymarcia. Dla przykładu, w Hiszpanii ostatni raz notowano go w latach 60. XX w., a w Finlandii z 9 populacji zostały tylko 2 (Nieto i in. 2010). W tym wypadku nowo odkryte populacje, jako znajdujące się przy zachodniej granicy zasięgu, niewątpliwie wymagają wzmożonej uwagi i zabezpieczenia. Aby zachować powyższe populacje w dłuższym okresie, a być może także umożliwić im ekspansję, należy wprowadzić i egzekwować ograniczenia w pozyskiwaniu drewna na tych stanowiskach i sąsiadujących obszarach, a także protegować rodzime gatunki topól w siedliskach łęgowych. Zalecenia te są zbieżne z ogólnymi wytycznymi dotyczącymi gospodarowania zasobami tego gatunku. Wydaje się zatem, że tylko współpraca na gruncie lokalnym z gospodarzami terenów – Lasy Państwowe, Lasy Miejskie, Zarządy Melioracji i Gospodarki Wodnej, Regionalne Zarządy Gospodarki Wodnej – daje szansę na ochronę siedlisk tych populacji i właściwe gospodarowanie lasami nadrzecznymi. Kierunek ten powinien uwzględniać naturalną dynamikę tych drzewostanów o wielogatunkowej i wielopiętrowej strukturze.

Kubisz (2004) wskazuje na parki narodowe i rezerwaty ścisłe jako na jedyne tereny,

gdzie omawiany gatunek ma szansę przetrwać. Wydaje się, że wobec rozproszenia stanowisk zgniotka na znacznej powierzchni kraju oraz wymagań siedliskowych gatunku, należy przyjąć, jako skuteczną strategię ochrony tworzenie rozproszonych ostoi ksylobiontów na dogodnych siedliskach, w tym zwłaszcza nieobjętych ochroną. Takie postępowanie jest zgodne z tendencjami ekologizacji leśnictwa i będzie w długoterminowej perspektywie znakomitym uzupełnieniem zabezpieczenia populacji tego gatunku w ramach tradycyjnych form ochrony powierzchniowej.

Dobrym narzędziem ochrony zgniotka cynobrowego może być sieć specjalnych obszarów ochrony siedlisk Natura 2000. Wszystkie nowe stanowiska zgniotka wymienione w niniejszej pracy leżą na obszarach Natura 2000, jednak w żadnym z nich zgniotek cynobrowy nie figuruje w standardowym formularzu danych, co jest konieczne, by dany gatunek stanowił obiekt ochrony na odpowiednim obszarze i, co się z tym wiąże, był objęty działaniami ochronnymi.

Należy również pamiętać, że zgniotek cynobrowy jest gatunkiem parasolowym dla organizmów związanych z martwymi i zamierającymi drzewami (Mazzei i in. 2011). Gatunek ten może być również taksonem flagowym w zachowaniu i odtwarzaniu chronionych przez Unię Europejską lasów łęgowych (łęgów wierzbowo-topolowych i jesionowo-wiązowych). Lasy te mogą się rozwijać i trwać jedynie po uwzględnieniu ich wymagań (pojawiające się co roku lub przynajmniej co kilka lat zalewy oraz występowanie innych naturalnych czynników kształtujących ich mozaikową strukturę, np. działalność bobrów).

Mimo licznych obserwacji z plantacji topolowych, środowisko tego typu jest jedynie siedliskiem zastępczym, co wiąże się z osiąganiem wieku terminalnego tych upraw (Horák i in. 2010). W strategii ochrony zgniotka cynobrowego plantacje i aleje topolowe nie powinny być brane pod uwagę, jednak z uwagi na możliwość jego wystąpienia w takich zadrzewieniach, decyzje o ich wycince należałoby poprzedzić odpowiednią ekspertyzą entomologiczną. W przypadku stwierdzenia omawianego chrząszcza i przy planowanej nieuniknionej wycince materiał zasiedlony należałoby umieścić w najbliższym znanym stanowisku gatunku. Ponadto, co warto przypomnieć, w odpowiednim i wskazanym przez organy nadzorujące miejscu konieczne będą w takim przypadku działania kompensacyjne, mimo likwidacji siedliska antropogenicznego.

Uwagi o potrzebie ochrony zgniotka szkarłatnego

Zgniotek szkarłatny jest najszerzej rozmieszczonym przedstawicielem rodzaju, zasiedlającym Palearktykę od środkowej Europy po wschodnie krańce Rosji. W europejskiej części zasięgu notowany jest przede wszystkim z lasów iglastych, często w okolicach podgórskich. Badania we wschodniej części zasięgu zgniotka wykazały preferencje w stosunku do drzew liściastych i niższych położeń, a także brak wyraźnej korelacji z lasami o naturalnym charakterze, obserwowanej w Europie (Horák i in. 2011b). Należy jednak pamiętać o kontrowersjach dotyczących statusu taksonomicznego wschodniopalearktycznych populacji zgniotka szkarłatnego (różnice w preferencjach siedliskowych mogą wręcz wskazywać, że mamy do czynienia z odrębnymi gatunkami).

W porównaniu ze zgniotkiem cynobrowym, drugiemu z rodzimych dla Europy przedstawicieli rodzaju poświęca się znacznie mniej uwagi. Wydaje się to niesłuszne w kontekście jego wymagań siedliskowych i obserwowanego zaniku stanowisk. W Europie zgniotek szkarłatny występuje jedynie w lasach o naturalnym charakterze, wykazujących historyczną ciągłość (Horák i in. 2009). W Czechach znane jest obecnie wyłącznie jedno stanowisko tego gatunku (Horák i in. 2009), w zachodniej Polsce ostatnie doniesienia pochodzą z XIX w. Mimo że gatunek ten jest szeroko rozmieszczony w Palearktyce, a przez środkową Europę przebiega jego zachodnia grani-

ca zasięgu (centrum zasięgu gatunku nie znajduje się w Europie, przez co nie spełnia on warunków koniecznych dla ujęcia w załącznikach Dyrektywy Siedliskowej), jednak jego siedliska zasługują na uwagę i ochronę na równi ze zgniotkiem cynobrowym. Co więcej, zgodnie z europejską czerwoną listą saproksylicznych chrząszczy, jest on znacznie bardziej zagrożony na naszym kontynencie niż zgniotek cynobrowy, bowiem zaliczono go do kategorii zagrożonych (EN), a na terenie państw Unii Europejskiej nawet do krytycznie zagrożonych (CR) (Nieto, Alexander 2010). W Polsce jest objęty ochroną gatunkową, a stanowiska jego występowania powinny być obejmowane bierną ochroną obszarową.

Krajowe stanowiska zgniotka szkarłatnego znane są obecnie z północno-wschodniej (Puszcza Białowieska) i południowej części Polski. Stanowiska w południowo-zachodniej części Polski ograniczają się do kilku lokalizacji w Sudetach Zachodnich (Duszniki Zdrój, Szczeliniec) i Wschodnich, przy czym na wszystkich z nich chrząszcz ten nie był notowany od ponad 150 lat (Horák i in. 2009). Co interesujące, zgniotek szkarłatny został opisany na podstawie okazów zbieranych na Śląsku (bliższa lokalizacja jest nieznana).

PIŚMIENNICTWO

Anonim 2010. Zgniotek cynobrowy (*Cucujus cinnaberinus*), publikacja elektroniczna [http://www.iop.krakow.pl/karpaty/Zgniotek_cynobrowy-,53,2,gatunek.html]; dostęp: 27.03.2012 r.

Bílý S. 1990. *Cucujus cinnaberinus* Scopoli, 1763, Cucujidae. W: Beetles. Artia, Prague: 142–143.

Błasiak J. 2011. Owady w inwentaryzacji przyrodniczej przeprowadzonej przez LP w 2007 roku. W ramach konferencji pt. „Pachnica dębowa (*Osmoderma eremita*), jako przykład gatunku parasolowego. Martwe drewno a bioróżnorodność biologiczna ekosystemów leśnych", Puszczykowo, 27–28.IV.2011 r. [http://www.pachnica.pl/wp-content/uploads/2011/07/Owady-w-inwentaryzacji-przyrodniczej-przeprowadzonej-przez-LP-w-2007-roku.pdf]; dostęp: 25.01.2012 r.

Bonacci T., Mazzei A., Horák J., Brandmayr P. 2012. *Cucujus tulliae* sp. n. – an endemic Mediterranean saproxylic beetle from genus *Cucujus* Fabricius, 1775 (Coleoptera, Cucujidae), and keys for identification of adults and larvae native to Europe. ZooKeys 212: 63–79.

Borowiec L. 2012. Iconographia Coleopterorum Poloniae. Chrząszcze Polski [http://www.colpolon.biol.uni.wroc.pl/, ostatnia modyfikacja 23.01.2012 r.]; dostęp: 25.01.2012 r.

Brustel H., Gouix N. 2012. La chasse aux mythes! Petite contribution cryptoentomologique sur les Coléoptères de la *Directive Habitats* à recherché en France. Le Coléoptèriste. 15 (1): 26–37.

Buchholz L. 2011. 1086 Zgniotek cynobrowy *Cucujus cinnaberinus* (Scopoli, 1763). Monitoring gatunków i siedlisk przyrodniczych ze szczególnym uwzględnieniem specjalnych obszarów ochrony siedlisk Natura 2000. Aktualizacja 10.02.2011 r. [http://www.gios.gov.pl/siedliska/pdf/metodyka_monitoringu_zwierzat_2010_cucujus_cinnaberinus.pdf]; dostęp: 27.03.2012 r.

Burakowski B., Mroczkowski M., Stefańska J. 1986. Chrząszcze Coleoptera. Cucujoidea, część 1. Kat. Fauny Pol., XXIII, 12: 1–266.

Bussler H. 2002. Untersuchen zur Faunistik und Ökologie von *Cucujus cinnaberinus* (Scop., 1793) in Bayern (Coleoptera: Cucujidae). Nachr. Bayer. Entomol. 51: 42–60.

Byk A. 2001. Próba waloryzacji drzewostanów starszych klas wieku Puszczy Białowieskiej na podstawie struktury zgrupowań chrząs zczy (Coleoptera) związanych z rozkładającym się drewnem pni martwych drzew stojących i leżących. W: Szujecki A. (red.). Próba szacunkowej waloryzacji lasów Puszczy Białowieskiej metodą zooindykacyjną. Wyd. SGGW, Warszawa: 333–367.

Eriksson P. 2000. Long term variation in population densities of saproxylic Coleoptera species at the river of Dalaelven, Sweden. Entomol. Tidskr. 121: 119–135.

Gerhardt J. 1910. Verzeichnis der Käfer Schlesiens preussischen und österreichischen Anteils, geordnet nach dem Catalogus coleopterorum

Europae vom Jahre 1906. Dritte, neubearbeitete Auflage, Berlin: 1–431.

Guéorguiev B., Doychev D., Ovcharov D. 2008. Cucujidae (Coleoptera: Cucujoidea) – a new family to the fauna of Bulgaria. Hist. nat. Bulg. 19: 93–97.

Gutowski J.M., Czachorowski S., Górski P., Wanat M. 2009. XI. Bezkręgowce. W: Białowieski Park Narodowy. Poznać – Zrozumieć – Zachować. Białowieski Park Narodowy, Białowieża: 161–176.

Gutowski J.M., Jaroszewicz B. 2004. Puszcza Białowieska jako ostoja europejskiej fauny owadów. Wiad. entomol. 23, Supl. 2: 67–87.

Gutowski J.M., Sućko K. 2010. Plan ochrony owadów saproksylicznych. W: Plan ochrony Białowieskiego Parku Narodowego. Białowieża (mscr).

Horák J. 2011. Contribution to knowledge of diet preferences of the endangered saproxylic beetle *Cucujus cinnaberinus* (Coleoptera: Cucujidae) from East Bohemia. Acta Mus. Reginaehradec. Ser. A, 33: 127–130.

Horák J., Chobot K. 2009. Worldwide distribution of saproxylic beetles of the genus *Cucujus* Fabricius, 1755 (Coleoptera: Cucujidae). W: Buse J., Alexander K.N.A., Ranius T., Assman T. (red.). Saproxylic Beetles – their role and diversity in European woodland and tree habitats. Proceedings of the 5th Symposium and Workshop on the Conservation of Saproxylic Beetles, Pensoft Publishers, Sofia–Moscow: 189–206.

Horák J., Chobot K. 2011. Phenology and notes on the behaviour of *Cucujus cinnaberinus*: points for understanding the conservation of the saproxylic beetle. N. West. J. Zool. 7 (2): 352–355.

Horák J., Chobot K., Kohutka A., Gebauer R. 2008. Possible factors influencing the distribution of a threatened saproxylic beetle *Cucujus cinnaberinus* (Scopoli, 1763) (Coleoptera: Cucujidae). Coleopt. Bull. 62 (3): 437–440.

Horák J., Chumanová E., Hilszczański J. 2011a. Saproxylic beetle thrives on the openness in management: a case study on the ecological requirements of *Cucujus cinnaberinus* from Central Europe. Insect Conserv. Diver. 4: 81–88.

Horák J., Mertlik J., Chobot K., Kubáň V. 2009. Distribution of a rare saproxylic beetle *Cucujus haematodes* (Coleoptera: Cujidae) in the Czech Republic with notes to the occurrence in central Europe. Klapalekiana 45: 191–197.

Horák J., Vávrová E., Chobot K. 2010. Habitat preferences influencing populations, distribution and conservation of the endangered saproxylic beetle *Cucujus cinnaberinus* (Coleoptera: Cucujidae) at the landscape level. Eur. J. Entomol. 107: 81–88.

Horák J., Zaitsev A.A., Vávrová E. 2011b. Ecological requirements of a rare saproxylic beetle *Cucujus haematodes* – the beetles' stronghold on the edge of its distribution. Insect Conserv. Diver. 4: 81–88.

Horion A. 1951. Verzeichnis der Käfer Mitteleuropas (Deutschland, Österreich, Tschechoslovakei) mit kurzen faunistischen Angaben. Stuttgart.

Horion A. 1960. Faunistik der mitteleuropäischen Käfer. Band VII: *Clavicornia* 1. Teil (*Sphaeritidae* bis *Phalacridae*). Überlingen–Bodensee: 1–346.

Kamiński K. 2007. Spis skarbów przyrody. Echa Leśne 9: 10–12.

Komosiński K. 2010. Zgniotek cynobrowy *Cucujus cinnaberinus* (Scopoli, 1763). W: Hołdyński C. (red.). Siedliska i gatunki Natura 2000. Raport z inwentaryzacji przyrodniczej przeprowadzonej w lasach Regionalnej Dyrekcji Lasów Państwowych w Olsztynie i części Regionalnej Dyrekcji Lasów Państwowych w Białymstoku w latach 2006–2008. Wyd. Mantis, Olsztyn: 230–233.

Konwerski S., Sienkiewicz P. 2002. Przyczynek do poznania chrząszczy Beskidu Niskiego. Nowy Pam. Fizjogr. 1 (1): 85–88.

Kubisz D. 2004. *Cucujus cinnaberinus* (Scopoli, 1763). Zgniotek cynobrowy. W: Adamski P., Bartel R., Bereszyński A., Kepel A., Witkowski Z. (red.). Gatunki zwierząt (z wyjątkiem ptaków). Poradniki ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 – podręcznik metodyczny. Tom 6. Min. Środowiska, Warszawa: 88–90.

Kuhnt P. 1912. Illustrierte Bestimmungs-Tabellen der Käfer Deutschlands. Ein Handbuch zum genauen und leichten Bestimmen aller in Deutschland vorkommenden Käfer. Lieferung 2–16, Stuttgart: 65–1138.

Kuźmiński R. 2011. Martwe drewno jako środowisko życia owadów. [W]: Łakomy P. (red.) Martwe drewno. RDLP w Poznaniu i Nadl. Łopuchówko, Łopuchówko: 31–43.

Lawrence J.F., Newton A.F., Jr. 1995. Families and subfamilies of Coleoptera (with selected genera, notes, references and data on family-group names). W: Pakaluk J., Ślipiński S.A. (red.). Biology, Phylogeny, and Classification of Coleoptera: Papers Celebrating the 80th Birthday of Roy A. Crowson. Museum i Inst. Zool. PAN, Warszawa: 779–1006.

Leder H. 1872. Erster Nachtrag zu Edm. Reitter's Uebersicht der Käfer-Fauna von Mähren und Schlesien. Verh. Naturf. Ver. Brünn 10: 86–139.

Letzner K. 1871. Verzeichniss der Käfer Schlesiens. Z. Ent. (N.F.), Breslau, 2: 1–328.

Letzner K. 1888. Fortsetzung des Verzeichnisses der Käfer Schlesiens. Z. Ent. (N.F.), Breslau, 13: 181–236

Liana A. 2001. *Cucujus cinnaberinus* (Scop.) (Coleoptera, Cucujidae) w Puszczy Sandomierskiej. Not. Entomol., Olsztyn, 2 (1): 9.

Mamaev B.M., Krivosheina N.P., Potockaja V.A. 1977. Opredelitel' lichinok khishhnykh nasekomykh – ehntomofagov stvolovykh vreditelej. Izdatel'stvo Nauka, Moskva.

Marczak D. 2010. Rzadkie gatunki chrząszczy (Insecta: Coleoptera) Kampinoskiego Parku Narodowego. Parki Nar. Rez. Przyr. 29 (2): 81–91.

Mazzei A., Bonacci T., Contarini E., Zetto T., Brandmayr P. 2011. Rediscovering the 'umbrella species' candidate *Cucujus cinnaberinus* (Scopoli, 1763) in Southern Italy (Coleoptera Cucujidae), and notes on bionomy. Ital. J. Zool. 78 (2): 264–270.

Mocek B. 2007. Lesák rumělkový (*Cucujus cinnaberinus*) (Coleoptera: Cucujidae) ve východních Čechách. Acta Mus. Reginaehradec. Ser. A., 32: 99–117.

Nieto A., Alexander K.N.A. (red.) 2010. European Red List of Saproxylic Beetles. Publications Office of the European Union, Luxembourg.

Nieto A., Mannerkoski I., Putchkov A., Tykarski P., Mason F., Dodelin B., Horák J., Tezcan S. 2010. *Cucujus cinnaberinus*. W: IUCN 2011. IUCN Red List of Threatened Species [www.iucnredlist.or2011]; dostęp: 21.11.2011 r.

Nieznański P., Obdrlík P. 2003. Graniczne meandry Odry. Nieznana perełka śląskiej przyrody. Przyr. Górn. Śl. 34: 8–9.

Obdrlík P., Nieznański P. 2003. Graniczne meandry Odry. Fenomen o znaczeniu europejskim. Wyd. Hector, WWF, DFE.

Palm T. 1941. Über die Entwicklung und Lebensweise einiger wenig bekannten Käfer-Arten im Urwaldgebiet am Fluss Dalälven (Schweden) II und III. Opusc. Entomol. 6: 17–26.

Pawłowski J. 2008. Reliktowe chrząszcze Coleoptera „Puszczy Karpackiej". Roczn. Bieszcz. 16: 317–324.

Pawłowski J., Kubisz D., Mazur M. 2002. Coleoptera chrząszcze. W: Głowaciński Z. (red.). Czerwona lista zwierząt ginących i zagrożonych w Polsce. Inst. Ochr. Przyr. PAN, Kraków: 88–110.

Plewa R., Hilszczański J., Jaworski T. 2011. New records of some rare saproxylic beetles (Coleoptera) in Poland. Opole Sci. Soc. Nat. J. 44: 120–131.

Průdek P. 2009. Coleoptera: Silvanidae, Passandridae, Cucujidae, Laemophloeidae. Fol. Heyrovsk., B, 12: 1–12.

Ratti E. 1986. Nota sinonimica a proposito di *Cucujus siculus* Tournier, 1894 (Coleoptera Cucujidae). Soc. Veneziana Sci. Nat. Lav. 11: 83–85.

Ratti E. 2000. Note faunistiche ed ecologiche sui cucuidi italiani (Coleoptera Cucujidae). Boll. Mus. civ. St. nat. Venezia, 50 (1999): 103–129.

Rutkiewicz A. 2001. Próba waloryzacji lasów Puszczy Białowieskiej metodą zooindykacyjną na przykładzie niefitofagicznych chrząszczy podkorowych (Coleoptera). W: Szujecki A. (red.). Próba szacunkowej waloryzacji lasów Puszczy Białowieskiej metodą zooindykacyjną Wyd. SGGW, Warszawa: 319–332.

Rutkiewicz A. 2007a. Waloryzacja lasów Puszczy Białowieskiej metodą zooindykacyjną na podstawie chrząszczy podkorowych. W: Zadania gospodarcze lasów a funkcje ochrony przyrody. VII Symp. Ochr. Ekosyst. Leśn., Rogów, 25–27 marca 2002, Wyd. SGGW, Warszawa: 231–245.

Rutkiewicz A. 2007b. Waloryzacja lasów Gór Świętokrzyskich na podstawie struktury zgrupowań chrząszczy saproksylicznych powierzchni pni drzew. W: Borowski J., Mazur S. (red.). Waloryzacja ekosystemów leśnych Gór Świętokrzyskich metodą zooindykacyjną. Wyd. SGGW, Warszawa: 20–56.

Schilsky J. 1888. Systematisches Verzeichnis der Käfer Deutschlands mit besonderer Berücksichtigung ihrer geographischen Verbreitung. Zugleich ein Käfer-Verzeichnis der Mark Brandenburg, Berlin: 1–159.

Schilsky J. 1909. Systematisches Verzeichnis der Käfer Deutschlands und Deutsch-Oesterreichs. Mit besonderer Angabe der geographischen Verbreitung aller Käferarten in diesem Faunengebiete. Zugleich ein Käferverzeichnis der Mark Brandenburg. Stuttgart: 1–221.

Schlaghamerský J., Maňák V., Čechovský P. 2008. On the mass occurrence of two rare saproxylic beetles *Cucujus cinnaberinus* (Cucujidae) and *Dircaea australis* (Melandryidae), in south Moravian floodplain forests. Rev. Écol. – La Terre et la Vie (Terre Vie), suppl. 63, 10: 115–121.

Sućko K. 2001. Cucujidae, Laemophloeidae. W: Gutowski J. M., Jaroszewicz B. (red.). Katalog fauny Puszczy Białowieskiej. IBL, Warszawa.

Süda I., Voolma K. 2005. Conservation of beetles (Coleoptera) in Estonia. W: Skłodowski J., Huruk S., Barševskis A., Tarasiuk S. (red.). Protection of Coleoptera in the Baltic Sea Region: Fifth Symposium of Baltic Sea Coleopterologists, Poland, September 2004. Warsaw Agric. Univ. Press, Warsaw.

Szulczewski J.W. 1922. Chrząszcze Wielkopolski. Prace Kom. Mat.-Przyr. PTPN, seria B, 1, 3–4: 183–243.

Ślipiński S. 1982. Zgniotkowate – Cucujidae. Klucze do oznaczania owadów Polski, cz. XIX: Chrząszcze – Coleoptera 56: 1–35.

Trzeciak A. 2006. Zgniotek cynobrowy *Cucujus cinnaberinus* (Scop.) z okolic Dębicy na Pogórzu Strzyżowskim. Wszechświat 107 (10–12): 298–299.

Trzeciak A. 2011. Zgniotek cynobrowy *Cucujus cinnaberinus* (Scopoli, 1763) (Coleoptera: Cucujidae) w okolicach Dębicy. Wiad. entomol. 30 (3): 185–186.

Węgrzynowicz P. 2007. Cucujidae. W: Löbl I., Smetana A. (red.). Catalogue of Palaearctic Coleoptera. Tom 4. Apollo Books, Stenstrup: 502–503.

SUMMARY Chrońmy Przyrodę Ojczystą 68 (5): 332–346, 2012

Smolis A., Kadej M., Gutowski J.M., Ruta R., Matraj M. *Cucujus cinnaberinus* (Coleoptera: Cucujidae) in southwestern Poland

The flat bark beetle *Cucujus cinnaberinus* (Scopoli, 1763) (Fig. 1) is a saproxylic organism from the family of Cucujidae. Five species of the family have been recorded so far in Poland. Only two of them were classified as *Cucujus* genus: *C. cinnaberinnus* and *C. haematodes*. However, only *C. cinnaberinus* was included as a protected species in the *Berne Convention and Habitat Directive* – Annex II and IV (92/43 EU of 21.05.1992), which requires establishing special areas of conservation in the EU territory, and listing the species in the IUCN *Red List of Threatened Species* under the NT category (NT stands for near threatened) (Nieto *et al.* 2010). For a long time, the species was believed to inhabit only natural or primeval forests (Bílý 1990; Eriksson 2000; Kubisz 2004; Buchholz 2011). Nevertheless, our observations and actual records from neighbouring countries show a broader spectrum of the species habitats, including also plantations and strongly disturbed forests (Mocek 2007; Horák *et al*. 2010; Mazzei *et al*. 2011; Nieto *et al*. 2010). The beetle prefers dead wood or partially dead trees for its habitat. Larvae of *C. cinnaberinus* (Fig. 2D) are similar to larval stages of Pyrochroidae (Figs 2A–B) or Pythidae (Fig. 2C). The could be found under the bark of numerous deciduous and coniferous trees, such as: willow, poplar, alder, ash, beech, elm, oak, maple, fir, spruce and pine. Moreover, larvae feed on organic substrates, such as: fragments of phloem, fungi or invertebrates (Horák 2011). It takes a minimum of two years for a larva to fully develop, and the pupation takes place under the bark. Imagines appear after 10–14 days (Horák, Chobot 2011).

This paper discusses the taxonomic status, morphology, distribution, biology, ecology, the conservation status and prospects for protection of the flat bark beetle. Additionally, seven new sites found in south-western Poland are described and discussed, including historical data from the region (Fig. 3). These sites in humid riparian forests (Figs 4–5) are considered the western border of the species range. The survival and expansion of the beetle will require changes in the management of floodplain woods and accounting for natural disturbances, e.g. floods, beaver activity. The authors also identifies the risk factors for the survival of a related species – *Cucujus haematodes*.

Chrońmy Przyr. Ojcz. **68** (5): 347–357, 2012

Ochrona nadobnicy alpejskiej *Rosalia alpina* (Coleoptera: Cerambycidae) w Polsce – aktualne problemy i sposoby ich rozwiązania

Protection of Rosalia longicorn *Rosalia alpina* (Coleoptera: Cerambycidae) in Poland – the current problems and solutions

JAKUB MICHALCEWICZ[1], MICHAŁ CIACH[2]

[1] *Katedra Ochrony Lasu, Entomologii i Klimatologii Leśnej*
Uniwersytet Rolniczy
31–425 Kraków, al. 29 Listopada 46
e-mail: j.michalcewicz@ur.krakow.pl

[2] *Instytut Bioróżnorodności Leśnej, Zakład Zoologii i Łowiectwa*
Uniwersytet Rolniczy
31–425 Kraków, al. 29 Listopada 46
e-mail: michal.ciach@ur.krakow.pl

Słowa kluczowe: Coleoptera, Cerambycidae, *Rosalia alpina*, lasy górskie, ochrona owadów, gospodarka leśna, plan ochrony gatunku.

Praca przedstawia aktualne problemy ochrony nadobnicy alpejskiej *Rosalia alpina* (L.). Ten rzadki i zagrożony przedstawiciel chrząszczy z rodziny kózkowatych (Cerambycidae), wymieniony w Załączniku II i IV Dyrektywy Siedliskowej jako gatunek priorytetowy, jest przedmiotem ochrony w kilku ostojach sieci Natura 2000 w Karpatach. W pracy podano najważniejsze obecnie zagrożenia dla gatunku, dotyczące dwóch głównych obszarów jego biologii i ekologii – występowania i stanu zachowania siedlisk gatunku oraz przeżywalności poszczególnych stadiów rozwojowych. Przedstawiono sposoby eliminacji lub minimalizacji zagrożeń i zaproponowano metody ochrony gatunku. Należą do nich: modyfikacja praktyki gospodarczej w lasach – stosowane rębnie i sposób ich realizacji, pozostawianie martwego drewna odpowiedniej jakości w siedliskach gatunku, sposób składowania surowca drzewnego w lasach i ich sąsiedztwie oraz ochrona czynna.

Wstęp

Nadobnica alpejska *Rosalia alpina* (L.) jest jednym z lepiej rozpoznawalnych gatunków chrząszczy w Europie. Dzięki atrakcyjnemu wyglądowi (ryc. 1) oraz rzadkości występowania i specyficznym wymaganiom ekologicznym, kózka ta stała się ikoną ochrony przyrody i wskaźnikiem naturalności ekosystemów leśnych. Nadobnica alpejska jest gatunkiem bardzo rzadkim i ściśle chronionym (Gutowski 2004). Ze względu na zagrożenie wyginięciem została ona zaliczona w *Polskiej czerwonej księdze zwierząt* do kategorii EN – bardzo wysokiego ryzyka (Starzyk 2004). Jako gatunek priorytetowy umieszczono ją

w Załączniku II i IV Dyrektywy Siedliskowej (Habitat Directive 1992) i wymaga ochrony czynnej (Ustawa 2004, Rozporządzenie 2011).

Troficznie nadobnica alpejska związana jest z bukiem *Fagus* (Sama 2002), choć w literaturze podawane są także inne gatunki roślin żywicielskich jej larw (m.in. Švácha, Danilevsky 1988; Burakowski i in. 1990; Bense 1995; Sláma 1998; Sama 2002; Bense i in. 2003; Binner, Bussler 2006; Ciach i in. 2007; Ciach, Michalcewicz 2009; Cizek i in. 2009; Michalcewicz i in. 2011a). W Środkowej Europie nadobnica alpejska występuje głównie w starych górskich lasach bukowych (Burakowski i in. 1990). Obecnie zasięg występowania gatunku w Polsce ogranicza się niemal wyłącznie do Beskidu Niskiego i Bieszczadów, a niegdyś pokrywał się przypuszczalnie z areałem występowania rośliny pokarmowej – buka pospolitego *Fagus sylvatica* (Gutowski 2004).

Niedawne badania zrewidowały dotychczasowe informacje dotyczące gatunku rośliny żywicielskiej larw nadobnicy alpejskiej oraz rodzaju zajmowanego siedliska w Polsce. Okazało się, że do roślin pokarmowych larw tego chrząszcza, oprócz dotychczas znanej – buka pospolitego (Dominik, Starzyk 1989; Starzyk 2004), należą również wiąz górski *Ulmus glabra* (Ciach i in. 2007; Ciach, Michalcewicz 2009; Michalcewicz i in. 2011a) i jawor *Acer pseudoplatanus* (Michalcewicz i in. – npbl.). Nadobnicę alpejską odnotowano ostatnio w nieznanych wcześniej siedliskach w kraju – osobliwym stanowisku naturalnym obejmującym śródleśne zbiorowisko łąkowe w stadium sukcesji z dominującym wiązem górskim oraz na przydrożnych jesionach wyniosłych *Fraxinus excelsior* (Michalcewicz i in. 2011a; Michalcewicz, Ciach 2012).

Ryc. 1. Nadobnice alpejskie *Rosalia alpina* w trakcie kopulacji (Beskid Niski, 17.07.2011 r.; fot. M. Ciach)
Fig. 1. Mating Rosalia longicorns Rosalia alpina *(the Beskid Niski Mts, 17 July, 2011; photo by M. Ciach)*

Mimo zdiagnozowania zagrożeń dla nadobnicy alpejskiej w Polsce (Strojny 1962; Starzyk 1992; Gutowski 2004; Starzyk 2004; Witkowski 2007, 2008a, b) działania podejmowane na rzecz ochrony populacji tego chrząszcza okazały się dalece niewystarczające. O ile powstające w oparciu o dawny porządek prawny i wiedzę naukową zalecenia ochrony gatunku były powszechnie ignorowane, o tyle po wstąpieniu do Unii Europejskiej w 2004 roku nasz kraj przyjął zobowiązania ochrony tego priorytetowego dla Wspólnoty gatunku. Niestety, po upływie niemal dziesięciu lat, działania na rzecz ochrony gatunku wydają się nadal nieskuteczne.

Celem niniejszego artykułu jest przedstawienie aktualnych problemów ochrony nadobnicy alpejskiej w Polsce w świetle najnowszej wiedzy o tym gatunku. W pracy przedstawiono praktyczne możliwości ograniczenia lub usunięcia istniejących zagrożeń oraz propozycje konkretnych działań, mających na celu zahamowanie regresu i odtworzenie dobrego stanu gatunku i jego siedlisk. Działania te powinny być pilnie wzięte pod uwagę w czasie wykonywania Planów Ochrony, Planów Zadań Ochronnych oraz Planów Urządzania Lasu (poddawanych Strategicznej Ocenie Oddziaływania na Środowisko), które są sporządzane na obszarach obecnego i niedawnego występowania nadobnicy alpejskiej.

Ryc. 2. Usuwanie starych buków pospolitych *Fagus sylvatica* (A) oraz składy drewna wabiące chrząszcza (B) – zagrożenia dla nadobnicy alpejskiej *Rosalia alpina*. (A: Bieszczady, 23.07.2011 r.; fot. M. Ciach; B: Beskid Niski, 6.08.2011 r.; fot. J. Michalcewicz)
Fig. 2. Removal of old beech trees Fagus sylvatica *(A) and wood depots decoying the beetles (B) – threats to Rosalia longicorn* Rosalia alpina *(A: the Bieszczady Mts, 23 July, 2011; photo by M. Ciach; B: the Beskid Niski Mts, 6 August, 2011; photo by J. Michalcewicz)*

Zagrożenia dla nadobnicy alpejskiej w Polsce

Aktualne zagrożenia dla nadobnicy alpejskiej w Polsce koncentrują się w obrębie dwóch głównych obszarów jej biologii i ekologii: (1) obecności i stanu zachowania siedlisk gatunku oraz (2) przeżywalności poszczególnych stadiów rozwojowych. Powyższe zagrożenia związane są ściśle ze sposobem prowadzenia gospodarki leśnej w drzewostanach, w których występują rośliny pokarmowe larw (głównie buk pospolity), a w mniejszym stopniu z planowaniem przestrzennym, prowadzącym do zaburzenia ciągłości czasowej i przestrzennej siedlisk.

Obecność i stan zachowania siedlisk nadobnicy alpejskiej

Jakość siedlisk i dostępność materiału lęgowego. Nadobnica alpejska zasiedla w Polsce najczęściej stare, ponad 100-letnie, prześwietlone drzewostany bukowe i jodłowo-bukowe, rosnące na stokach o ekspozycji południowej i zachodniej. Gatunek ten zasiedla stare drzewa stojące, najczęściej obumierające, silnie nasłonecznione, uszkodzone przez mróz, wiatr lub ogień, a także martwe drzewa leżące oraz świeże drewno sągowe (Starzyk 2004). Ilość, zasięg i fragmentacja lasów bukowych powodują jednak, że rozmieszczenie głównej rośliny pokarmowej ma w części charakter wyspowy. Poza bukiem, w warunkach Europy Środkowej, nadobnica alpejska może zasiedlać inne drzewa liściaste (Merkl i in. 1996; Kovács 1998; Kovács i in. 2000; Zabransky 2001; Binner, Bussler 2006; Ciach i in. 2007; Ciach, Michalcewicz 2009; Cizek i in. 2009; Michalcewicz i in. 2011a; Michalcewicz i in. – npbl., U. Bense – inf. ustna). Rozwój larw przebiega zarówno w drewnie rozłożonym przez grzyby – spróchniałym

i dość miękkim, jak i nierozłożonym i twardym (Gutowski 2004), jednak, niezależnie od wielkości i stopnia rozkładu, wspólną cechą materiału lęgowego jest jego silne nasłonecznienie (Russo i in. 2011). W części drzewostanów bukowych brakuje obecnie odpowiedniej ilości osłabionych i zamierających starych drzew, które byłyby ponadto ulokowane w miejscach wystarczająco nasłonecznionych. Mimo obowiązku pozostawiania martwego drewna w lesie, jego ilość, jakość i wielkość poszczególnych fragmentów ciągle są niedostateczne (Ciach 2011). Ponadto spadek jakości siedlisk nadobnicy alpejskiej następuje w wyniku wycinania starych drzewostanów i pojedynczych starych drzew (ryc. 2A).

Fragmentacja siedlisk. Kolejnym zagrożeniem jest fragmentacja siedlisk i izolacja populacji. Biorąc pod uwagę zdolności dyspersyjne gatunku, które mogą sięgać do 2 km (Gatter 1997; Binner, Bussler 2006; Drag i in. 2011), część lasów, stanowiących historyczne i obecnie potencjalne miejsce występowania nadobnicy alpejskiej, jest rozczłonkowana i oddalona na tyle, że wydaje się niemożliwe ich samoistne, powtórne zasiedlenie. Dodatkowo na obszarach aktualnego występowania nadobnicy alpejskiej dostępność materiału lęgowego (a często także samych siedlisk) jest ograniczona.

Przeżywalność stadiów rozwojowych

Zagrożeniem dla nadobnicy alpejskiej jest pozyskiwanie i składowanie drewna bukowego w okresie letnim w drzewostanach oraz w ich pobliżu (ryc. 2B). Stosy i składy drewna – efemeryczne, sztucznie stworzone przez człowieka twory – stanowią atrakcyjny i dogodny do zasiedlenia materiał lęgowy. Chrząszcze mogą odbywać na składnicach gody i składać jaja do zgromadzonego surowca drzewnego. Wysiłek reprodukcyjny zwabianych na składnice rozmnażających się osobników nadobnicy alpejskiej jest niweczony i prowadzi do tzw. drenażu populacji. Zalegające na składnicach drewno może przypuszczalnie przyciągać imagines także z większych odległości, wywabiając je ze stanowisk zlokalizowanych w drzewostanach. Działanie to nie różni się w swych skutkach od powszechnie znanej metody walki z gatunkami wyrządzającymi szkody gospodarcze, polegającej na wykładaniu drzew pułapkowych. Ten rodzaj zagrożenia, mimo jego oczywistego i jednoznacznie negatywnego wpływu, nie został jak dotąd wyeliminowany. Co niepokojące, problem ten dotyczy również terenów chronionych (parków narodowych, rezerwatów i ich sąsiedztwa, specjalnych obszarów ochrony siedlisk, gdzie prowadzi się przebudowę drzewostanów, w tym także tych, gdzie nadobnica alpejska jest przedmiotem ochrony).

Cykl rozwojowy nadobnicy alpejskiej, trwający 3 lata (wyjątkowo 2), a mogący przedłużyć się do 4 i więcej lat (Gutowski 2004), sprawia, że stadium larwalne jest narażone przez okres całego rozwoju na prowadzone w siedlisku gatunku zabiegi gospodarcze, obejmujące np. usuwanie drzew już zasiedlonych, w których trwa rozwój larw.

Przeżywalność imagines nadobnicy alpejskiej może być zmniejszona w wyniku wyłapywania chrząszczy w celach kolekcjonerskich lub handlowych. Sprzyja temu niewątpliwie zjawisko gromadzenia się chrząszczy na składach drewna, gdzie są one łatwe do znalezienia i odłowienia przez potencjalnych zbieraczy.

Metody ochrony nadobnicy alpejskiej

Ochrona siedlisk

Działania mające na celu ochronę nadobnicy alpejskiej powinny się skupiać na utrzymaniu we właściwym stanie siedlisk gatunku. Dotyczy to w pierwszej kolejności tych kompleksów leśnych, w których stwierdzono jej występowanie, a w dalszej – miejsc potencjalnego występowania nadobnicy – terenów sąsiadujących ze znanymi stanowiskami lub miejsc wcześniejszego, aktualnie niepotwierdzonego jej występowania.

W skali regionalnej i lokalnej (nadleśnictwo, obszar chroniony) należy zapewnić cza-

soprzestrzenną ciągłość występowania drzewostanów bukowych w starszych klasach wieku. Dodatkowo, powierzchnia takich drzewostanów nie może się zmniejszać. Nawet małe kompleksy leśne z udziałem buka mogą być istotne dla ochrony nadobnicy alpejskiej, dlatego też trzeba dążyć do zachowania ich ciągłości poprzez tworzenie leśnych korytarzy migracyjnych. Przestrzenną ciągłość siedliska powinno się odtwarzać także w tych rejonach, w których zwarte kompleksy lasów bukowych są rozdzielone drzewostanami bez udziału buka pospolitego lub z nieznaczną jego domieszką.

Dla ochrony siedliska nadobnicy alpejskiej istotne jest zachowanie w lasach drzew starych, w wieku powyżej 150 lat (Gutowski 2004). Struktura wiekowa drzewostanów powinna zapewniać możliwość przejścia z niższych klas wieku drzewostanu do wyższych, w ilości (powierzchni) nie mniejszej niż ta, która została wycięta w danym czasie. Rozmieszczenie przestrzenne starych drzewostanów powinno być uwarunkowane możliwościami dyspersyjnymi nadobnicy alpejskiej. Można przyjąć, że płaty siedlisk dogodnych dla występowania gatunku nie mogą być oddalone o więcej niż 1,5 km. Jednak w przypadku kiedy siedliska są oddalone od siebie o ponad kilometr i przedzielone terenami nieleśnymi, należałoby tworzyć korytarze migracyjne. W drzewostanach, w miejscach nasłonecznionych należy pozostawiać stare drzewa z obumierającymi konarami, z martwicami oraz drzewa martwe (Gutowski 2004) (ryc. 3). Biorąc pod uwagę dane o zasiedlaniu przez nadobnicę alpejską także wiązu górskiego i jawora na terenie Beskidu Niskiego (Ciach i in. 2007; Ciach,

Ryc. 3. Siedlisko nadobnicy alpejskiej *Rosalia alpina*, w którym na nasłonecznionej ścianie lasu pozostawiono martwe drewno buka pospolitego *Fagus sylvatica* w formie leżących kłód oraz drzew tworzących ścianę lasu (Beskid Niski, 29.03.2008 r.; fot. J. Michalcewicz)

Fig. 3. Habitat of Rosalia longicorn Rosalia alpina*, where dead wood of the European beech* Fagus sylvatica *was left at a sunlit forest side in the form of lying logs and trees forming the forest lane (the Beskid Niski Mts, 29 March, 2008; photo by J. Michalcewicz)*

Michalcewicz 2009; Michalcewicz i in. 2011a; Michalcewicz i in. – npbl.), powinno się włączyć również te rośliny pokarmowe do ewentualnych działań ochronnych.

Na obszarach występowania nadobnicy alpejskiej wskazane jest prowadzenie rębni przerębowej, choć dopuszczalne jest także umiejętne stosowanie innych rodzajów rębni, pod warunkiem zapewnienia ciągłości bazy pokarmowej nadobnicy. Praktykowane sposoby odnawiania (rodzaj stosowanej rębni) nie powinny prowadzić do powstawania buczyn jednowiekowych i jednopiętrowych, co wpływałoby z kolei na niedostateczną ilość światła w drzewostanie. Pozyskanie drewna i prowadzenie prac leśnych w terenach, gdzie występuje nadobnica alpejska, musi być poprzedzone lustracją drzewostanu pod kątem obecności materiału lęgowego chrząszcza, który należy wyłączyć z użytkowania. Niezbędna jest tu wiedza dotycząca rozpoznawania otworów wyjściowych imagines (m.in. Bussler, Schmidl 2000; Bense 2001; Bense i in. 2003; Binner, Bussler 2006; Cizek i in. 2009; Paill i in. 2010; Ciach, Michalcewicz 2013), będących relatywnie dobrym narzędziem do identyfikacji miejsc rozwoju gatunku.

Na siedliskach, gdzie brakuje dostatecznej liczby odpowiednich do zasiedlenia przez nadobnicę alpejską drzew i ich fragmentów, należy aktywnie przygotowywać bazę żerową. Na wybranej grupie drzew można przeprowadzić obrączkowanie pni (zdarcie pasa kory wraz z miazgą) lub ogławianie (odcinanie części konarów i gałęzi) buków w miejscach nasłonecznionych (skraje lasów, zręby, gniazda). Ściana lasu o wystawie południowej lub zbliżonej do niej, powstająca po wykonaniu cięć, jest właściwym miejscem do pozostawiania materiału lęgowego, który stanowiłaby smuga kilku–kilkunastu (w zależności od długości ściany lasu) drzew przeznaczonych do obrączkowania. Na dużych zrębach powinno się pozostawiać grupy kilku drzew, część z nich osłabiając poprzez obrączkowanie w celu szybkiego zapewnienia materiału lęgowego, a część – pozostawiając bez ingerencji do naturalnej śmierci (jednocześnie będą one spełniały rolę nasienną). Takie działanie ma zapewnić wieloletnią ciągłość materiału lęgowego, bowiem w miejsce rozłożonego drewna będą się pojawiać drzewa świeżo zamierające. Dodatkowo wskazane jest pozostawianie w drzewostanie tzw. rozpieraczy, których duże i rozłożyste korony wraz z większymi konarami górują nad sklepieniem drzewostanu. Takie drzewa po obrączkowaniu powinny oferować materiał lęgowy w zwartych drzewostanach.

Konieczne wydaje się także objęcie ochroną części stanowisk nadobnicy alpejskiej, szczególnie dużych i najbardziej cennych siedlisk, w formie rezerwatów lub całkowite wyłączenie ich z użytkowania gospodarczego. Jednocześnie wokół rezerwatów powinno się wyznaczyć strefy buforowe, w których będą realizowane zalecenia dotyczące ochrony siedlisk i modyfikacji gospodarki leśnej. Należy pamiętać, że skuteczność działań ochronnych w ramach ochrony rezerwatowej może być ograniczana przez wabiące działanie składów drewna pozostawionych w sąsiedztwie.

Ochrona poszczególnych stadiów rozwojowych

W celu uniknięcia niweczenia wysiłku reprodukcyjnego nadobnicy alpejskiej należy w okresie od 15 czerwca do 31 sierpnia wprowadzić w promieniu do 2 km od stanowisk jej występowania obligatoryjny zakaz pozostawiania w lesie lub na składnicach pozyskanego drewna bukowego. Składowane drewno musi być wywiezione z drzewostanów i z ich pobliża przed pojawem chrząszczy. Jeśli surowiec nie został wywieziony ze wspomnianych terenów do 15 czerwca, to powinien on pozostać do całkowitego rozkładu, gdyż mógł zostać zasiedlony. Konieczny jest obowiązek stosowania odpowiednich (dyscyplinujących) zapisów w umowach z nabywcami, zawierających klauzulę o zwrocie sprzedającemu drewna nieodebranego do 15 czerwca. Ponadto drewno składowane przy gospodarstwach domowych lub w miejscach wypalania węgla drzewnego, a będących w zasięgu zdolności dyspersyjnych imagines, nie powinno zalegać w miejscach na-

słonecznionych. W takich wypadkach należy przeprowadzić akcje edukacyjne w gospodarstwach lub starać się o zmianę położenia miejsc wytwarzania węgla drzewnego.

W okresie pojawu nadobnicy alpejskiej należy przeprowadzić kontrolę aktualnych stanowisk w celu stwierdzenia, czy nie są one penetrowane przez kolekcjonerów owadów. Miejsca obserwacji/koncentracji imagines powinny być regularnie patrolowane w słoneczne dni podczas rójki przez straż leśną. Szczególnie dotyczy to miejsc łatwo dostępnych (składy drewna). W celu zminimalizowania zagrożeń ze strony kolekcjonerów, ważne jest również ukrywanie szczegółowych lokalizacji stanowisk gatunku. Dotyczy to zarówno materiałów publikowanych, jak i innych środków przekazu (bazy danych, tablice informacyjne), zarówno w lasach gospodarczych jak i na obszarach chronionych.

W miejscach, gdzie, mimo obecności odpowiednich siedlisk, występowanie nadobnicy alpejskiej nie jest od wielu lat potwierdzane można rozważać wsiedlanie gatunku, a w terenach, gdzie stan populacji określa się jako zły – zasilanie populacji. Do wsiedleń powinny być wykorzystywane osobniki pochodzące ze specjalnych hodowli, opartych o imagines nalatujące na składowane drewno w rejonach licznego występowania chrząszcza. Wszelkie powyższe zabiegi powinny być jednak poprzedzone pracami mającymi na celu zapewnienie odpowiedniej liczby siedlisk gatunku, zachowanych w stopniu gwarantującym skuteczność i trwałość podejmowanych działań. Wskazane może być również aktywne przygotowanie odpowiedniej bazy żerowej, jeśli jest ona niedostateczna w warunkach naturalnych. Jednakże wszelkie, ewentualne akcje wsiedlania lub zasilania populacji należałoby poprzedzić pracami badawczymi prowadzonymi przez ekspertów oraz po uzyskaniu stosownych zezwoleń wymaganych prawem.

Planowanie przestrzenne działań ochronnych

Działania mające na celu ochronę nadobnicy alpejskiej w danym obszarze powinny być planowane i realizowane w jednostkach planistycznych – siatce kwadratów 1 × 1 km, co jest uwarunkowane możliwościami dyspersyjnymi gatunku. W pierwszej kolejności należy stworzyć na mapie siatkę kwadratów (jednostek planistycznych) poprzez równomierny podział obszaru. Następnie można odrzucić z planowania jednostki znajdujące się na granicy ostoi, w których powierzchnia siedlisk leśnych jest mniejsza niż 50% powierzchni danego kwadratu, z wyjątkiem tych kwadratów, w których stwierdzono stanowiska gatunku. Kwadraty, w których gatunkiem dominującym/współdominującym w docelowym, właściwym siedlisku nie jest buk pospolity lub wiąz górski, można odrzucić z działań ochronnych.

Priorytetowo, z niezwłocznym zachowaniem/odtworzeniem materiału lęgowego, byłyby traktowane jednostki ochronne, w których stwierdzono stanowiska nadobnicy alpejskiej. W dalszej kolejności należy zapewnić właściwy stan siedlisk w tych jednostkach ochronnych, w których gatunek może potencjalnie występować, zwłaszcza w kwadratach sąsiadujących ze znanymi stanowiskami lub miejscach dawnego, niepotwierdzonego występowania gatunku.

W jednostkach ochronnych, w których występuje nadobnica alpejska, należy na każdym jej stanowisku pozostawiać skupisko materiału lęgowego zawierające powyżej 10 grubych [o pierśnicy (średnicy na wysokości 1,3 m) > 40 cm] martwych drzew stojących lub leżących w miejscach nasłonecznionych, przy czym > 80% tej liczby stanowiłyby drzewa stojące. W tych jednostkach ochronnych, gdzie nie stwierdzono obecności gatunku, należy pozostawiać przynajmniej jedno skupisko 5 grubych (o pierśnicy > 40 cm) martwych drzew stojących lub leżących w miejscach nasłonecznionych, przy czym > 60% tej liczby powinny stanowić drzewa stojące. Pozostawianie drewna martwego w formie drzew stojących wynika z faktu wolniejszego tempa rozkładu tego rodzaju substratu (Ciach 2011). Drzewa stojące lub ich części będą sukcesywnie zamierały, a następnie ulegały rozkładowi w dłuższym czasie, zapewniając ciągłość materiału lęgowego. Pozostawianie na zrębach jedynie drewna leżącego prowadziłoby natomiast

do sytuacji, w której po stosunkowo niedługim czasie materiał lęgowy byłby zacieniony przez wzrastające młode pokolenie drzew.

Normy martwego drewna buka pospolitego i wiązu górskiego w jednostkach ochronnych, w których nie stwierdzono występowania nadobnicy alpejskiej, powinny być modyfikowane w ten sposób, że większą liczbę drzew należy pozostawić w drzewostanach rosnących w pobliżu stanowisk nadobnicy alpejskiej. Jednocześnie identyfikacja materiału lęgowego i wyłączenie go z użytkowania może oznaczać w praktyce konieczność pozostawienia na stanowiskach nadobnicy alpejskiej większej od powyższych zaleceń liczby drzew (każdy zasiedlony materiał lęgowy musi pozostać w lesie – Ustawa 2004, Rozporządzenie 2011).

Dyskusja

Ocena zagrożeń

Jednym z poważnych zagrożeń gatunku jest zjawisko tzw. drenażu populacji – zwabiania osobników na pozyskane i składowane drewno, co może być ważną przyczyną obecnego braku nadobnicy alpejskiej w rejonach dawnego występowania, mimo odpowiednich warunków siedliskowych. Możliwości dyspersji imagines mogą potęgować negatywne oddziaływanie składów drewna. Oddziałująca łącznie z wyżej opisanym zjawiskiem likwidacja materiału lęgowego może prowadzić do jednoczesnego niszczenia larw i poczwarek nadobnicy alpejskiej i znacznego uszczuplenia liczebności danego pokolenia owada (posusz może być pozyskiwany niekiedy po kilku latach od zasiedlenia). Ponadto na omawiany gatunek oddziałują zjawiska losowe, których negatywny wpływ może mieć kluczowe znaczenie w przypadku populacji o niewielkiej liczebności.

Wyłapywanie chrząszczy przez zbieraczy może mieć istotne znaczenie, szczególnie w izolowanych i nielicznych populacjach lub gdy zachodzi na większą skalę. Trudno jednak obecnie jednoznacznie określić, w jakim stopniu kolekcjonerzy i handlarze owadów przyczyniają się do uszczuplenia populacji chrząszcza. Z uwagi na atrakcyjność tego gatunku dla kolekcjonerów (rzadkość występowania, efektowność) zjawisko to będzie z pewnością występować nadal. O ile łowienie owadów bądź zbieranie ich martwych po okresie reprodukcyjnym, kiedy doszło do zapłodnienia i złożenia jaj, nie ma znaczenia dla populacji, to odławianie owadów przed złożeniem jaj może mieć poważne dla niej skutki.

W kontekście przedstawionych zagrożeń optymistycznie można interpretować niedawne odkrycia dotyczące ekologii gatunku – wyboru roślin żywicielskich i siedliska (Ciach i in. 2007; Cizek i in. 2009; Michalcewicz i in. 2011a; Michalcewicz, Ciach 2012; Michalcewicz i in. – npbl.). Przedstawiają one w innym świetle przyszłe zmiany liczebności populacji i zasięgu gatunku.

Ochrona nadobnicy alpejskiej w Polsce – teoria a praktyka

Działania mające na celu ochronę nadobnicy alpejskiej powinny się skupiać na utrzymaniu w jak najlepszym stanie siedlisk. Szczególnie dotyczyć to powinno miejsc potwierdzonego występowania gatunku, gdzie należałoby, co wydaje się najwłaściwszym postępowaniem, wprowadzić całkowity zakaz usuwania martwego drewna roślin pokarmowych owada. Konieczne są także badania nad określeniem progowych ilości martwego drewna wymaganych do zachowania siedliska nadobnicy alpejskiej w stanie pozwalającym na bezpieczne trwanie populacji na terenach chronionych oraz w lasach gospodarczych. Do chwili ustalenia tych wartości należy korzystać z zalecanych norm martwego drewna w różnych typach lasu (Gutowski i in. 2004) i równolegle stosować przedstawione w niniejszej pracy odpowiednie planowanie przestrzenne działań ochronnych.

Lustracja terenowa mająca na celu wskazanie drzew koniecznych do pozostawienia jako materiał lęgowy nadobnicy alpejskiej, poprzedzająca użytkowanie rębne, trzebieże oraz cię-

cia przygodne w drzewostanach, powinna obligatoryjnie objąć powierzchnie ze znanymi stanowiskami gatunku, a także obszary do nich przyległe. Decyzje dotyczące pozyskania surowca należy podejmować ostrożnie, gdyż może się to wiązać z likwidacją zasiedlonego przez nadobnicę drewna. Lustracja drzewostanu pod kątem materiału lęgowego nadobnicy alpejskiej musi być dokonywana przez przeszkolonego w tym celu pracownika.

Dyskusyjna jest też celowość prowadzenia w chwili obecnej eksperymentu wsiedlania gatunku. Przy obecnych trudnościach dotyczących realizacji w praktyce najważniejszych postulatów ochronnych dla gatunku w Karpatach, pilnym problemem staje się możliwie szybka eliminacja istniejących zagrożeń na obszarach jego aktualnego zasięgu, a tym samym przeszkód w zachowaniu tam trwałej populacji nadobnicy alpejskiej. Wydaje się, że przyszłą ochronę nadobnicy alpejskiej w Polsce należy oprzeć na ukształtowaniu i utrzymaniu silnej populacji karpackiej i dopiero po osiągnięciu tego celu szukać możliwości dalszej czynnej ochrony gatunku, w tym rozważyć sens ewentualnych wsiedleń.

Opisane wyżej postępowanie nie jest trudne do realizacji z powodu względnie dobrej wiedzy o występowaniu nadobnicy alpejskiej. Zarówno nadleśnictwa, jak i parki narodowe w wyniku prowadzonych inwentaryzacji, monitoringu oraz badań posiadają w swoich bazach przyrodniczych dane o położeniu stanowisk gatunku. Ochrona siedlisk nadobnicy alpejskiej, a tym samym jej materiału lęgowego, niesie równoległe korzyści dla ochrony wielu innych gatunków saproksylicznych związanych z bukiem, jak również z wiązem górskim i jaworem (nadobnica alpejska spełnia kryteria wyznaczone dla gatunków osłonowych).

Podsumowując, ochrona nadobnicy alpejskiej może być realizowana relatywnie małym nakładem środków i – co ważne – z wykorzystaniem kompromisowych rozwiązań pomiędzy gospodarką leśną a ochroną przyrody. Zadaniem nadrzędnym jest jak najszybsze i w szerokim zakresie zastosowanie podanych zaleceń ochronnych w praktyce.

PIŚMIENNICTWO

Bense U. 1995. Longhorn beetles. Illustrated Key to the Cerambycidae and Vesperidae of Europe. Margraf Verlag, Weikersheim.

Bense U. 2001. Alpenbock (*Rosalia alpina*). W: Fartmann T., Gunnemann H., Salm P., Schröder E. (red.). Berichtspflichten in Natura-2000-Gebieten. Angewandte Landschaftsökologie 42, Bonn-Bad Godesberg: 319–323.

Bense U., Klausnitzer B., Bussler H., Schmidl J. 2003. 4.10 *Rosalia alpina* (Linnaeus, 1758). W: Petersen B., Ellwanger G., Biewald G., Hauke U., Ludwig G., Pretscher P., Schröder E., Ssymank A. (red.). Bundesamt für Naturschutz, Hrsg., Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000. Ökologie und Verbreitung von Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland. Schriftenr. Landschaftspfl. Natursch. 69: 426–432.

Binner V., Bussler H. 2006. Erfassung und Bewertung von Alpenbock-Vorkommen. Naturschutz und Landschaftsplanung 38: 378–382.

Burakowski B., Mroczkowski M., Stefańska J. 1990. Chrząszcze – Coleoptera. Cerambycidae i Bruchidae. Katalog Fauny Polski. Część XXIII, Tom 15. PWN, Warszawa.

Bussler H., Schmidl J. 2000. NATURA 2000 – FFH-Arten: Untersuchungen zur Verbreitung und Ökologie von *Rosalia alpina* (L.) in Oberbayern. Unveröff. Gutachten im Auftrag des Bayer. Landesamtes für Umweltschutz.

Ciach M. 2011. Martwe i zamierające drzewa w ekosystemie leśnym – ilość, jakość i zróżnicowanie. W: Anderwald D. (red.). Zarządzanie ekosystemami leśnymi a zachowanie populacji ptaków leśnych. Stud. i Mat. CEPL 13, 2 (27): 186–199.

Ciach M., Michalcewicz J. 2009. Egg morphology of *Rosalia alpina* (Linnaeus, 1758) (Coleoptera, Cerambycidae) from southern Poland. Entomol. News 120 (1): 61–64. DOI:10.3157/021.120.0112

Ciach M., Michalcewicz J. 2013. Correlation between selected biometric traits of adult *Rosalia alpina* (L.) (Coleoptera: Cerambycidae) and size of their exit holes: new perspectives on insect studies? Pol. J. Ecol. 61. (w druku)

Ciach M., Michalcewicz J., Fluda M. 2007. The first report on development of *Rosalia alpina* (Linnaeus, 1758) (Coleoptera: Cerambycidae) in wood of *Ulmus* L. in Poland. Pol. J. Entomol. 76 (2): 101–105.

Cizek L., Schlaghamerský J., Bořucký J., Hauck D., Helešic J. 2009. Range expansion of an endangered beetle: Alpine Longhorn *Rosalia alpina* (Coleoptera: Cerambycidae) spreads to the lowlands of Central Europe. Entomol. Fenn. 20: 200–206.

Dominik J., Starzyk J.R. 1989. Ochrona drewna. Owady niszczące drewno. PWRiL, Warszawa.

Drag L., Hauck D., Pokluda P., Zimmermann K., Cizek L. 2011. Demography and dispersal ability of a threatened saproxylic beetle: a mark-recapture study of the Rosalia Longicorn (*Rosalia alpina*). PLoS ONE 6 (6): e21345. DOI:101371/journal.pone.0021345

Gatter W. 1997. Förderungsmöglichkeiten für den Alpenbock. AFZ/Der Wald 24: 1305–1306.

Gutowski J.M. 2004. *Rosalia alpina* (Linnaeus, 1758), Nadobnica alpejska. W: Adamski P., Bartel R., Bereszyński A., Kepel A., Witkowski Z. (red.). Gatunki zwierząt (z wyjątkiem ptaków). Poradniki ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 – podręcznik metodyczny. Tom 6. Ministerstwo Środowiska, Warszawa: 130–134.

Gutowski J.M., Bobiec A., Pawlaczyk P., Zub K. 2004. Drugie życie drzewa. WWF Polska, Warszawa––Hajnówka.

Habitats Directive. 1992 – Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora [http://ec.europa.eu/environment/nature/legislation/habitatsdirective], dostęp: 16.03.2012 r.

Kovács T. 1998. Magyarországi cincérek tápnövény- és lelohelyadatai II. (Coleoptera, Cerambycidae). Folia Historiconat. Mus. Matr. 22 (1997): 247–255.

Kovács T., Muskovits J., Hegyessy G. 2000. Magyarországi cincérek tápnövény- és lelőhelyadatai III. (Coleoptera: Cerambycidae). Folia Historiconat. Mus. Matr. 24: 205–220.

Merkl O., Hegyessy G., Kovács T. 1996. Cerambycidae (Coleoptera) from the Bükk National Park. W: Mahunka S. (red.). The Fauna of the Bükk National Park, II. Hungarian Natural History Museum, Budapest: 309–326.

Michalcewicz J., Bodziarczyk J., Ciach M. (npbl.). Development of rosalia longicorn *Rosalia alpina* (L.) (Coleoptera: Cerambycidae) in Sycamore maple *Acer pseudoplatanus* L. – the first report in Poland.

Michalcewicz J., Ciach M. 2012. Rosalia longicorn *Rosalia alpina* (L.) (Coleoptera: Cerambycidae) uses roadside European ash trees *Fraxinus excelsior* L. – an unexpected habitat of an endangered species. Pol. J. Entomol. 81 (1): 49–56. DOI:10.2478/v10200-011-0063-7

Michalcewicz J., Ciach M., Bodziarczyk J. 2011a. The unknown natural habitat of *Rosalia alpina* (L.) (Coleoptera: Cerambycidae) and its trophic association with the mountain elm *Ulmus glabra* in Poland – a change of habitat and host plant. Pol. J. Entomol. 80 (1): 23–31. DOI:10.2478/v10200-011-0003-6

Paill W., Mairhuber Ch., Zabransky P. 2010. Der Alpenbock (*Rosalia alpina*) im Lainzer Tiergarten. Erste Lokalisierung, Erhaltungszustand und Empfehlungen für Maßnahmen. Graz.

Rozporządzenie 2011. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 12 października 2011 roku w sprawie ochrony gatunkowej zwierząt. Dz. U. Nr 237 (2011) poz. 1419.

Russo D., Cistrone L., Garonna A. 2011. Habitat selection by the highly endangered long-horned beetle *Rosalia alpina* in Southern Europe: a multiple spatial scale assessment. J. Insect Conserv. 15: 685–693.

Sama G. 2002. Atlas of the Cerambycidae of Europe and the Mediterranean Area. Volume 1: Northern, Western, Central and Eastern Europe. British Isles and Continental Europe from France (excl. Corsica) to Scandinavia and Urals. Nakladatelství Kabourek, Zlín.

Sláma M.E.F. 1998. Tesaříkovití – Cerambycidae České republiky a Slovenské republiky (Brouci – Coleoptera). Milan Sláma, Krhanice.

Starzyk J.R. 1992. *Rosalia alpina* (Linnaeus, 1758) nadobnica alpejska. W: Głowaciński Z. (red.). Polska czerwona księga zwierząt. PWRiL, Warszawa: 295–296.

Starzyk J.R. 2004. *Rosalia alpina* (Linnaeus, 1758), Nadobnica alpejska. W: Głowaciński Z., Nowacki J. (red.). Polska czerwona księga zwierząt. Bezkręgowce. IOP PAN Kraków, AR Poznań: 148–149.

Strojny W. 1962. Nadobnica alpejska, *Rosalia alpina* (L.), *Cerambycidae*, wymierający chrząszcz naszych lasów bukowych. Prz. Zool. 6 (4): 274–286.

Švácha P., Danilevsky M.L. 1988. Cerambycoid larvae of Europe and Soviet Union (Coleoptera, Cerambycoidea). Part II. Acta Univ. Carolinae, Seria Biologica 31: 121–284.

Ustawa 2004. Ustawa z dnia 16 kwietnia 2004 r. o ochronie przyrody. Dz. U. Nr 92 (2004), poz. 880.

Witkowski Z. 2007. Krajowy plan zarządzania gatunkiem nadobnica alpejska (*Rosalia alpina* L.). Ministerstwo Środowiska, Warszawa.

Witkowski Z. 2008a. 1087 *Nadobnica alpejska *Rosalia alpina* (Linnaeus, 1758). Metodyka monitoringu. Monitoring gatunków i siedlisk przyrodniczych ze szczególnym uwzględnieniem specjalnych obszarów ochrony siedlisk Natura 2000. GIOŚ, Warszawa.

Witkowski Z. 2008b. 1087 Nadobnica alpejska *Rosalia alpina*. Wyniki monitoringu. Monitoring gatunków i siedlisk przyrodniczych ze szczególnym uwzględnieniem specjalnych obszarów ochrony siedlisk Natura 2000. GIOŚ, Warszawa.

Zabransky P. 2001. Xylobionte Käfer im Wildnisgebiet Dürrenstein. W: LIFE-Projekt Wildnisgebiet Dürrenstein. Forschungsbericht. Amt der Niederösterreichischen Landesregierung, St. Pölten: 149–179.

SUMMARY Chrońmy Przyrodę Ojczystą 68 (5): 347–357, 2012

Michalcewicz J., Ciach M. Protection of Rosalia longicorn *Rosalia alpina* (Coleoptera: Cerambycidae) in Poland – the current problems and solutions

The current occurrence range of Rosalia longicorn *Rosalia alpina* in Poland is limited almost exclusively to the Beskid Niski Mts and the Bieszczady Mts, although formerly it probably overlapped with the occurrence range of the European beech *Fagus sylvatica*. Despite the fact that threats have been identified, measures undertaken to protect the species proved to be far from satisfactory. The species threats include habitat fragmentation and population isolation. Due to the number and range of beech forests, the distribution of the main host plant is partly insular. At present, in some of the forest stands, there are not enough weakened and dying trees located in sunlit places. Cutting of old forest stands and removal of dead trees – the breeding material of the species, result in the depletion of food resources. Furthermore, in some forest stands, living trees are removed instead of being left to die. Also beech wood storing in the summer season poses a serious threat to the species. Imagines can lay eggs into stored timber, consequently the reproductive effort is thwarted. Additionally, as a result of long-term exposure of the colonized breeding material, the larval stage is exposed to silvicultural practices conducted in the species habitat during the entire development period. The survival rate of imagines can be reduced as a consequence of capturing the beetles by collectors. Measures aiming at protection of Rosalia longicorn should focus on preserving the species habitats. In order to protect them, it is important to preserve old trees in forests, i.e. older than 150 years. Spatial distribution of old forest stands should be determined by potential dispersion of the species. In the areas where Rosalia longicorn occurs, selective forest cutting is recommended, although other felling types are acceptable, provided the continuity of food resources is ensured. At the sites with insufficient numbers of trees suitable for colonization, feeding grounds should be prepared. Clusters consisting of a few trees should be left at logging sites; some trees should be weaken by girdling in order to provide breeding material as soon as possible, while others should be left without any interference till their natural death. To avoid thwarted reproductive effort of Rosalia longicorn, storage of logged beech wood in forest or depots should be prohibited between June 15 and August 31 within a radius of up to 2 km. The paper presents spatial planning of measures aiming at protection of Rosalia longicorn. Breeding material should be left at each species occurrence site and should consist of at least 10 thick (diameter at breast height > 40 cm) dead trees, standing or lying in sunny places, and > 80% of this number should be made up by standing trees. In places where the species was not recorded, at least one cluster of 5 thick (diameter at breast height > 40 cm) dead trees should be left, standing or lying in sunny places, including > 60% of the standing trees. In conclusion, protection of Rosalia longicorn can be implemented with relatively inconsiderable expenditure of resources and the use of compromise solutions combining silviculture and nature conservation.

Chrońmy Przyr. Ojcz. **68** (5): 358–364, 2012

Ryjkowcowate (Coleoptera: Curculionoidea) Suwalskiego Parku Krajobrazowego

Weevils (Coleoptera: Curculionoidea) of the Suwałki Landscape Park

DAWID MARCZAK[1], ROBERT LASECKI[2]

[1] *Wydział Ekologii*
Wyższa Szkoła Ekologii i Zarządzania w Warszawie
02–061 Warszawa, ul. Wawelska 14
e-mail: dawid.marczak@gmail.com

[2] *05–230 Kobyłka, ul. Czarnoleska 20a/1*
e-mail: petrel@o2.pl

Słowa kluczowe: Coleoptera, Curculionoidea, Suwalski Park Krajobrazowy, rozmieszczenie, dane faunistyczne.

Suwalski Park Krajobrazowy jest najstarszym polskim parkiem krajobrazowym. Został utworzony w 1976 roku. Mimo małej powierzchni (6284 ha), Park obfituje w bogactwo siedlisk, wśród których szczególnie cenne dla zachowania entomofauny są stoki i pagórki porośnięte roślinnością termofilną i kserofilną. W ciągu 36-letniej historii Park nie doczekał się pełnego rozpoznania fauny. W latach 2006–2008 prowadzono badania chrząszczy SPK, a niniejsza praca przedstawia ich fragment dotyczący przedstawicieli nadrodziny ryjkowcowatych Curculionoidea. Wykazano obecność 141 gatunków należących do 6 rodzin: ryjkowców Curculionidae, Nemonychidae, pędrusi Apionidae, kobielatek Anthribidae, Attelabidae i tutkarzy Rhynchitidae. Dwa gatunki: *Lixus tibialis* Boheman, 1843 i *Pseudorchestes pratensis* (Germar, 1821) nie były wcześniej notowane z Pojezierza Mazurskiego. Odnaleziono kilka rzadkich w kraju taksonów, w tym dwa gatunki kserotermofilne: *Protapion ruficrus* (Germar, 1817) i *Lixus tibialis.*

Wstęp

Nadrodzina ryjkowcowatych Curculionoidea, skupiająca obecnie przedstawicieli 7 rodzin, w Polsce liczy łącznie 1052 gatunków: kobielatki Anthribidae – 23, pędrusie Apionidae – 119, Attelabidae – 3, ryjkowce Curculionidae – 872, Nanophyidae – 7, Nemonychidae – 3, tutkarze Rhynchitdae – 25 (Wanat, Mokrzycki 2005). Wprawdzie przedstawiciele ryjkowcowatych zasiedlają wszystkie środowiska – zarówno tereny otwarte, jak i leśne, a znane są także gatunki żyjące pod wodą (jak np. przedstawiciele z rodzajów *Bagous*, *Eubrychius* czy *Phytobius*), to jednak znaczna ich większość żyje na terenach otwartych. Przywiązanie ryjkowcowatych do określonych siedlisk i przynależność do różnych grup ekologicznych są często wykorzystywane w monitoringu przyrodniczym – np. gatunki wodne z grupy higrofili, związane z roślinnością szuwarową, zamieszkujące podmokłe łąki i torfowiska, kserotermofilne gatunki związane z murawami kserotermicznymi, murawami psammofilnymi, suchymi łąkami, ugo-

rami i ciepłymi zaroślami. Oddzielną, ważną grupę stanowią przedstawiciele podrodziny korników (Curculionidae: Scolytinae), których wiele powoduje szkody w leśnictwie i sadownictwie. Korniki bardzo często są wykorzystywane jako element monitoringu w lasach (Mokrzycki 2004).

Ryjkowcowate nie są w Polsce objęte ochroną, ale 168 gatunków wpisano na *Czerwoną listę zwierząt ginących i zagrożonych w Polsce* (Pawłowski i in. 2002).

Teren badań

Suwalski Park Krajobrazowy (dalej: SPK) jest najstarszym polskim parkiem krajobrazowym. Został utworzony w 1976 roku na mocy uchwały Wojewódzkiej Rady Narodowej w Suwałkach. Powierzchnia tego parku wynosi 6284 ha (Górniak, Reszczyński 2007). Administracyjnie obszar SPK obejmuje cztery gminy północnej części województwa podlaskiego: Jeleniewo, Przerośl, Wiżajny i Rutka-Tartak. Geograficznie obszar parku znajduje się w zasięgu podprowincji Pojezierzy Wschodniobałtyckich, w prowincji Niżu Zachodniorosyjskiego. SPK leży w polskiej części makroregionu Pojezierze Litewskie, w mezoregionie Pojezierze Wschodniosuwalskie (Kondracki 2001). Według regionalizacji faunistycznej obszar parku zaliczany jest do Pojezierza Mazurskiego (Burakowski i in. 1992). Z obszarem parku pokrywają się 4 kwadraty siatki UTM 10 × 10 km: FF10, FF11, FF20 i FF21.

Krajobraz SPK reprezentuje niezwykle zróżnicowany typ glacjalny, powstały w czasie zlodowaceń w plejstocenie i holocenie. Obszary użytkowane rolniczo stanowią 60% powierzchni Parku, lasy – 24%, wody – 10%, bagna – 4% i tereny zurbanizowane – 2% (Górniak, Reszczyński 2007). Na terenach nieleśnych dominują łąki, głównie z klasy *Molinio-Arrhenatheretea*, jednak znaleźć tu można także murawy z klas *Festuco-Brometea* i *Sedo-Scleranthea*. Ten pierwszy typ muraw wykształcił się na stromych, nasłonecznionych, piaszczystych stokach wzniesień morenowych, ozów, kemów i wysoczyzn (Świerubska 2007). Stan poznania fauny SPK jest niewystarczający. Dobrze rozpoznane są kręgowce, a wśród bezkręgowców – motyle dzienne i mięczaki (Siwak 2007). Chrząszcze SPK są zbadane bardzo fragmentarycznie i można znaleźć jedynie pojedyncze dane o przedstawicielach tej grupy owadów w obszernym piśmiennictwie faunistycznym (Buczyński i in. 2001, 2007; Marczak i in. 2010). Odnośnie ryjkowcowatych w literaturze są wzmianki jedynie o 4 gatunkach, których stanowiska zlokalizowano w Parku lub jego sąsiedztwie (*Tanysphyrus lemnae*, *Dorytomus occallescens*, *Hypera rumicis* i *Eubrychius velutus*), chociaż z obszaru Pojezierza Mazurskiego, na którym znajduje się SPK, dotychczas odnotowano 567 gatunków ryjkowcowatych (Burakowski i in. 1992, 1993, 1995, 1997, 2000; Konwerski, Wanat 2002; Wanat 1998, 2004a, 2005; Wanat, Szypuła 1998).

Materiał i metody

Badania na obszarze SPK prowadzono w latach 2006–2008 w kwadratach siatki UTM FF11 [stanowiska: dolina Hańczy na odcinku Bahanowo–Turtul, źródła Szeszupy, rezerwat przyrody „Głazowisko Bachanowo" nad Czarną Hańczą, Turtul (siedliska lądowe), Błaskowizna i Staw Turtulski] i FF21 (stanowiska: Szurpiły, rezerwat „Rutka" i Wodziłki). Chrząszcze zbierano w różnorodnych środowiskach, tak aby zapewnić reprezentatywność materiałów zarazem dla siedlisk leśnych i nieleśnych oraz wilgotnych i suchych. Owady odławiano za pomocą siatki entomologicznej, czerpaka entomologicznego i zbierano „na upatrzonego". Obszar czerpakowania i zbioru ręcznego obejmował powierzchnie kilkuarowe, w dogodnych dla ryjkowcowatych płatach roślinności. Nazewnictwo i układ systematyczny przyjęto za opracowaniem Wanata i Mokrzyckiego (2005) z późniejszymi zmianami. Okazy dowodowe znajdują się w kolekcjach autorów. Cytowane poniżej gatunki przypisane poszczególnym stanowiskom obejmują wyłącznie dane pochodzące z kolekcji.

Wyniki

Podczas badań prowadzonych na obszarze SPK stwierdzono występowanie 141 gatunków Curculionoidea (po 1 z rodzin Anthribidae, Nemonychidae i Attelabidae, 30 z rodziny Apionidae, 105 z rodziny Curculionidae i 3 z rodziny Rhynchitidae).

W analizowanym materiale udało się potwierdzić 3 gatunki podawane już z tego obszaru: *Tanysphyrus lemnae*, *Hypera rumicis* i *Eubrychius velutus*, nie odłowiono natomiast znanego wcześniej z tego terenu *Dorytomus occallescens*.

Pośród odnalezionych gatunków znalazły się dwa niewykazywane dotychczas z Pojezierza Mazurskiego: *Pseudorchestes pratensis* i *Lixus tibialis* – umieszczony na *Czerwonej liście zwierząt zagrożonych i ginących w Polsce* w kategorii LC – niższego ryzyka (Pawłowski i in. 2002).

Kilka gatunków stwierdzonych w rezultacie prowadzonych badań uważa się w kraju za rzadkie lub spotykane lokalnie: *Larinus turbinatus*, *Lixus tibialis*, *Bagous puncticollis*, *Tychius schneideri*, *Eubrychius velutus*, *Rhinoncus albicinctus*, *Ranunculiphilus faeculentus*. Na uwagę zasługuje odnalezienie rzadkiego gatunku kserotermofilnego – *Protapion ruficrus*, podawanego również z obszaru Pojezierza Mazurskiego i Biebrzańskiego Parku Narodowego (Wanat 2005). Na szczególną uwagę zasługuje informacja o występowaniu *Lixus tibialis* na terenie SPK, gdyż jest to nowe stanowisko tego gatunku w Polsce północno-wschodniej, a dotychczas był on podawany z terenu Polski z zaledwie z kilku stanowisk (Gosik i in. 2005; Wanat 2004b, 2005). Na uwagę zasługuje również znalezienie jednego gatunku mającego zasięg borealno-górski – *Scleropterus serratus*.

Z grupy kserofili (Mazur 2001) wykazano obecność: *Protapion ruficrus*, *Sitona longulus*, *Lixus tibialis*, *Tychius medicaginis*, *T. schneideri*, *Sibinia viscariae*, *Ranunculiphilus faeculentus*.

Ryc. 1. *Lixus iridis* (Iława, 17.06.2008 r., fot. R. Jaskuła)
Fig. 1. Lixus iridis *(Iława, 17 June, 2008 ; photo by R. Jaskuła)*

Wykaz gatunków ryjkowcowatych stwierdzonych na obszarze Suwalskiego Parku Krajobrazowego

Dolina Hańczy (FF11)

Nemonychidae: *Cimberis attelaboides* (Fabricius, 1787); **Apionidae**: *Pseudoperapion brevirostre* (Herbst, 1797), *Pseudostenapion simum* (Germar, 1817), *Perapion curtirostre* (Germar, 1817), *P. marchicum* (Herbst, 1797), *Protapion apricans* (Herbst, 1797), *P. assimile* (Kirby, 1808), *P. dissimile* (Germar, 1817), *P. filirostre* (Kirby, 1808), *P. ruficrus* (Germar, 1817), *Pseudoprotapion astragali* (Paykull, 1800), *Betulapion simile* (Kirby, 1811), *Ischnopterapion loti* (Kirby, 1808), *Cyanapion spencii* (Kirby, 1808), *C. gyllenahlii* (Kirby, 1808), *Oxystoma cerdo* (Gerstaecker, 1854), *O. craccae* (Linnaeus, 1767), *Aspidapion radiolus* (Marsham, 1802), *Taphrotopium sulcifrons* (Herbst, 1797), *Ceratapion onopordi* (Kirby, 1808), *C. penetrans* (Germar, 1817); **Nanophyidae**: *Nanophyes marmoratus* (Goeze, 1777); **Curculionidae**: *Notaris acridulus* (Linnaeus, 1758), *N. scripi* (Fabricius, 1792), *Grypus equiseti* (Fabricius, 1755), *Phyllobius argentatus* (Linnaeus, 1758), *P. pomaceus* Gyllenhal, 1834, *P. maculicornis* Germar, 1824, *P. virideaeris* (Laicharting, 1781), *Strophosoma capitatum* (De Geer,

◀◀

1775), *S. faber* (Herbst, 1784), *Sitona longulus* Gyllenhal, 1834, *Hypera arator* (Linnaeus, 1758), *H. postica* (Gyllenhal, 1813), *H. suspiciosa* (Herbst, 1795), *H. diversipunctata* (Schrank, 1798), *Rhinocyllus conicus* (Frölich, 1792), *Lixus iridis* Olivier 1807 (ryc. 1), *Bagous puncticollis* Bohemann, 1845, *Tychius picirostris* (Fabricius, 1787), *T. pumilus* Ch. Brisout, 1862, *T. quinquepunctatus* (Linnaeus, 1758), *T. schneideri* (Herbst, 1795), *Sibinia pellucens* (Scopoli, 1772), *Anthonomus rubi* (Herbst, 1795), *Mecinus labilis* (Herbst, 1795), *M. pascuorum* (Gyllenhal, 1813), *M. pyraster* (Herbst, 1795), *Gymnaetron melanarium* (Germar, 1821), *Cionus hortulanus* (Fourcroy, 1785), *Isochnus foliorum* (O.F. Müller, 1764), *Baris artemisiae* (Herbst, 1795), *Limnobaris t-album* (Linnaeus, 1758), *Mononychus punctumalbum* (Herbst, 1784), *Pelenomus quadricorniger* (Colonnelli, 1986), *Tapeinotus sellatus* (Fabricius, 1794), *Trichosirocalus troglodytes* (Fabricius, 1787), *Nedyus quadrimaculatus* (Linnaeus, 1758), *Ceutorhynchus pallipes* Crotch, 1866, *Ranunculiphilus faeculentus* (Gyllenhal, 1837), *Microplontus melanostigma* (Marsham, 1802), *Ips typographus* (Linnaeus, 1758), *Xyleborus dispar* (Fabricius, 1792).

Źródła Szeszupy (FF11)

Anthribidae: *Platystomos albinus* (Linnaeus, 1758); **Rhynchitidae**: *Byctiscus betulae* (Linnaeus, 1758), *Deporaus betulae* (Linnaeus, 1758); **Attelabidae**: *Apoderus coryli* (Linnaeus, 1758) (ryc. 2); **Apionidae**: *Perapion violaceum* (Kirby, 1808), *Catapion seniculus* (Kirby, 1808); **Curculionidae**: *Tanysphyrus lemnae* (Paykull, 1792), *Phyllobius arborator* (Herbst, 1797), *P. pyri* (Linnaeus, 1758), *Polydrusus picus* (Fabricius, 1792), *Sciaphilus asperatus* (Bonsdorff, 1785), *Hypera rumicis* (Linnaeus, 1758), *Larinus turbinatus* Gyllenhal, 1836, *Archarius salicivorus* (Paykull, 1792), *Ellescus bipunctatus* (Linnaeus, 1758), *Dorytomus rufatus* (Bedel, 1888), *D. taeniatus* (Fabricius, 1781), *Acalyptus carpini* (Fabricius, 1792), *Gymnaetron veronicae* (Germar, 1821), *Pseudorchestes pratensis* (Germar, 1821), *Tachyerges decoratus* (Germar, 1821), *T. salicis* (Linnaeus, 1758), *T. stigma* (Germar, 1821), *Rhampus pulicarius* (Herbst, 1795), *Limnobaris dolorosa* (Goeze, 1777), *Pelenomus canaliculatus* (Fahraeus, 1843), *Rhinoncus pericarpius* (Linnaeus, 1758), *Scleropterus serratus* (Germar, 1824).

Rezerwat „Głazowisko Bachanowo" nad Czarną Hańczą (FF11)

Rhynchitidae: *Byctiscus populi* (Linnaeus, 1758).

Turtul (FF11)

Apionidae: *Apion cruentatum* Walton, 1844, *Protapion fulvipes* (Fourcroy, 1785), *Oxystoma pomonae* (Fabricius, 1798); **Curculionidae**: *Trachyphloeus bifoveolatus* (Beck, 1817), *Polydrusus cervinus* (Linnaeus, 1758), *Sitona humeralis* (Stephens, 1831), *S. macularius* (Marsham, 1802), *S. sulcifrons sulcifrons* (Thunberg, 1798), *Charagmus gressorius* (Fabricius, 1792), *Ch. griseus* (Fabricius, 1775), *Hypera pollux* (Fabricius, 1801), *Tychius medicagnis* Ch. Brisout, 1862, *Sibinia pyrrhodactyla* (Marsham, 1802), *S. viscariae* (Linnaeus, 1761), *Rhinusa tetra* (Fabricius, 1792), *Rhinoncus albicinctus* Gyllenhal, 1837, *R. bruchoides* (Herbst,

Ryc. 2. *Apoderus coryli* (Zgierz, 21.05.2006 r.; fot. R. Jaskuła)
Fig. 2. Apoderus coryli *(Zgierz, 21 May, 2006; photo by R. Jaskuła)*

Ryc. 3. *Chlorophanus viridis* (Kampinoski Park Narodowy, 25.06.2010 r.; fot. G. Okołów)
Fig. 3. Chlorophanus viridis *(Kampinos National Park, 25 June, 2010; photo by G. Okołów)*

1784), *R. castor* (Fabricius, 1792), *Ceutorhynchus cochleariae* (Gyllenhal, 1813), *C. erysimi* (Fabricius, 1787), *C. obstrictus* (Marsham, 1802), *C. typhae* (Herbst, 1795), *Datonychus arquatus* (Herbst, 1795), *D. melanostictus* (Marsham, 1802), *Mogulones asperifoliarum* (Gyllenhal, 1813), *M. geographicus* (Goeze, 1777), *Pityogenes chalcographus* (Linnaeus, 1761).

Błaskowizna (FF11)

Apionidae: *Omphalapion hookerorum* (Kirby, 1808); **Curculionidae**: *Otiorhynchus ligustici* (Linnaeus, 1758), *O. tristis* (Scopoli, 1763), *Sitona hispidulus* (Fabricius, 1776), *Chlorophanus viridis* (Linnaeus, 1758) (ryc. 3), *Tanymecus palliatus* (Fabricius, 1787), *Hypera nigrirostris* (Fabricius, 1775), *Hylobius abietis* (Linnaeus, 1758), *Pissodes castaneus* (De Geer, 1775), *P. pini* (Linnaeus, 1758), *Cionus tuberculosus* (Scopoli, 1763).

Staw Turtulski (FF11)

Curculionidae: *Eubrychius velutus* (Beck, 1817), *Pelenomus waltoni* (Boheman, 1843).

Szurpiły (FF21)

Apionidae: *Eutrichapion viciae* (Paykull, 1800), *Exapion difficile* (Herbst, 1797); **Curculionidae**: *Sitona lineatus* (Linnaeus, 1758), *Lixus tibialis* Boheman, 1843, *Miarus ajugae* (Herbst, 1795).

Rezerwat „Rutka" (FF21)

Apionidae: *Taeniapion urticarium* (Herbst, 1784).

Wodziłki (FF21)

Curculionidae: *Polydrusus tereticollis* (De Geer, 1775), *Magdalis ruficornis* (Linnaeus, 1758), *Anthonomus pomorum* (Linnaeus, 1758).

Dyskusja

Obecnie fauna ryjkowcowatych SPK liczy 142 gatunki, przy czym nowe dane odnoszą się do 141 gatunków, (jednego gatunku, *Dorytomus occallescens,* znanego wcześniej z tego obszaru, nie stwierdzono). Uwzględniając znaczny stopień geomorfologicznego zróżnicowania terenu, rozsiedlenie ryjkowcowatych w Polsce oraz obecność wielu gatunków roślin żywicielskich, można przypuszczać, że fauna ryjkowcowatych badanego obszaru może liczyć nawet około 300 gatunków. Przedstawiony więc w niniejszym opracowaniu wykaz ryjkowcowatych, choć z pewnością jest niepełny, niemniej stanowi przyczynek do poznania fauny obszaru jednego z najsłabiej zbadanych pod tym względem parków krajobrazowych w Polsce.

Porównując liczbę gatunków ryjkowcowatych wykazanych dla innych nizinnych parków krajobrazowych, należy stwierdzić, że SPK jest obszarem bardziej lub równie bogatym w gatunki ryjkowcowatych jak inne parki krajobrazowe niżu polskiego. Dla przykładu ze Spalskiego PK znanych jest 90 gatunków tej nadrodziny (Jaskuła i in. 2009), a z PK

Wzniesień Łódzkich – 85 (Jaskuła i in. 2010). Znacznie lepiej poznane są pod tym względem parki krajobrazowe Lubelszczyzny. Z obszaru Krzczonowskiego PK wykazano 184 gatunki (Gosik i in. 2002), z Kazimierskiego PK – 222 (Łętowski i in. 2003), a z Poleskiego PK – 301 gatunków (Łętowski i in. 2001). Należy zaznaczyć, iż w parkach tych badania prowadzono w dłuższym okresie i w większym spektrum siedlisk niż w SPK.

Obecność unikatowych w Polsce północno-wschodniej, ciepłolubnych siedlisk na zboczach dolin rzecznych i stokach pagórków ozowych (Świerubska 2007) zapewnia funkcjonowanie gatunkom kserotermofilnym. Uzyskane wyniki wskazują na potrzebę kontynuowania badań koleopterofauny SPK, ze szczególnym uwzględnieniem fauny kserotermicznej, której występowaniu sprzyjają uwarunkowania geologiczne terenu.

PIŚMIENNICTWO

Buczyński P., Ciechanowski M., Kowalczyk J.K., Kukwa M. 2007. Walory przyrodnicze projektowanego rezerwatu „Torfowiska źródliskowe nad jeziorem Jaczno". W: Fałtynowicz Z., Rant-Tanajewska M., Świerubska T. (red.). Kraina Hańczy, XXX lat Suwalskiego Parku Krajobrazowego, Stowarzyszenie Miłośników Suwalskiego Parku Krajobrazowego „Kraina Hańczy", Malesowizna–Tutrul: 41–48.

Buczyński P., Czachorowowski S., Lechowski L. 2001. Niektóre grupy owadów wodnych (Odonata, Heteroptera, Coleoptera, Trichoptera) proponowanego rezerwatu „Torfowiska wiszące nad jeziorem Jaczno" i okolic: wyniki wstępnych badań. Rocz. Nauk. PTOP „Salamandra" 5: 27–42.

Burakowski B., Mroczkowski M., Stefańska J. 1992. Chrząszcze Coleoptera. Ryjkowcowate prócz ryjkowców – Curculionidea prócz Curculionidae. Katalog Fauny Polski. Część 23, tom 18. PWN, Warszawa.

Burakowski B., Mroczkowski M., Stefańska J. 1993. Chrząszcze Coleoptera. Ryjkowce – Curculionidae, część 1. Katalog Fauny Polski. Część 23, tom 19. PWN, Warszawa.

Burakowski B., Mroczkowski M., Stefańska J. 1995. Chrząszcze Coleoptera. Ryjkowce – Curculionidae, część 2. Katalog Fauny Polski. Część 23, tom 20. PWN, Warszawa.

Burakowski B., Mroczkowski M., Stefańska J. 1997. Chrząszcze Coleoptera. Ryjkowce – Curculionidae, część 3. Katalog Fauny Polski. Część 23, tom 21. PWN, Warszawa.

Burakowski B., Mroczkowski M., Stefańska J. 2000. Chrząszcze Coleoptera. Uzupełnienia tomów 2–21. Katalog Fauny Polski. Część 23, tom 22. PWN, Warszawa.

Gosik R., Łętowski J., Grądziel T. 2002. Ryjkowcowate (Curcilionoidea: Rhinomaceridae, Attelabidae, Apionidae, Curculionidae) wybranych zespołów roślinnych Krzczonowskiego Parku Krajobrazowego. Parki Nar. Rez. Przyr. 21 (1): 83–103.

Gosik R., Ptaszyńska A., Rozwałka R., Staniec B. 2005. Nowe stanowiska trzech rzadko spotykanych gatunków ryjkowców (Coleoptera: Curculionidae) na Wyżynie Lubelskiej i Podlasiu. Wiad. entomol. 24 (1): 408

Górniak A., Reszczyński K. 2007. Suwalski Park Krajobrazowy. Położenie i obszar. W: Fałtynowicz Z., Rant-Tanajewska M., Świerubska T. (red.). Kraina Hańczy, XXX lat Suwalskiego Parku Krajobrazowego, Stowarzyszenie Miłośników Suwalskiego Parku Krajobrazowego „Kraina Hańczy", Malesowizna–Tutrul: 67–69.

Jaskuła R., Przewoźny M., Melke A. 2009. Chrząszcze (Coleoptera). W: Jaskuła R., Tończyk G. (red). Owady Insecta Spalskiego Parku Krajobrazowego. MŚTO, Pionki: 27–59.

Jaskuła R., Przewoźny M., Melke A., Soszyńska-Maj A. 2010. Chrząszcze (Coleoptera). W: Jaskuła R., Tończyk G. (red). Owady Insecta Parku Krajobrazowego Wzniesień Łódzkich. Dyrekcja PK Wzniesień Łódzkich/MŚTO, Łódź: 45–72.

Kondracki J. 2001. Geografia regionalna Polski. PWN, Warszawa.

Konwerski S., Wanat M. 2002. Nowe stanowiska *Pelenomus olssoni* (Israelson) (Coleoptera: Curculionidae) w Polsce. Wiad. entomol. 21: 52.

Łętowski J., Gosik R., Czarniawski W., Budzyńska E. 2003. Materiały do znajomości ryjkowcowatych (Curculionoidea, Coleoptera) Kazimierskiego Parku Krajobrazowego. Parki Nar. Rez. Przyr. 22 (2): 227–245.

Łętowski J., Gosik R., Staniec B., Czarniawski W. 2001. Ryjkowcowate (Curculionoidea: Rhinomaceridae, Attelabidae, Apionidae, Curculionidae) wybranych zespołów roślinnych Nadwieprzańskiego Parku Krajobrazowego. Parki Nar. Rez. Przyr. 20 (4): 47–66.

Marczak D., Lasecki R., Mroczyński R. 2010. Materiały do poznania rozmieszczenia chrząszczy z rodziny czarnuchowatych (Coleoptera: Tenebrionidae) w Polsce. Wiad. entomol. 29 (4): 273–281.

Mazur M. 2001. Ryjkowce kserotermiczne Polski (Coleoptera: Nemonychidae, Attelabidae, Apionidae, Curculionidae). Studium zoogeograficzne. Mon. Faun. Pol. 22: 1–201.

Mokrzycki T. 2004. Kornikowate (Coleoptera, Scolytidae) jako element monitoringu ekologicznego w Puszczy Białowieskiej. Leśne Pr. Badaw. 4: 51–66.

Pawłowski J., Kubisz D., Mazur M. 2002. Coleoptera – Chrząszcze. W: Głowaciński Z. (red.). Czerwona lista zwierząt ginących i zagrożonych w Polsce. IOP PAN, Kraków: 88–100.

Siwak P. 2007. Suwalski Park Krajobrazowy. Świat zwierząt. W: Fałtynowicz Z., Rant-Tanajewska M., Świerubska T. (red.). Kraina Hańczy, XXX lat Suwalskiego Parku Krajobrazowego, Stowarzyszenie Miłośników Suwalskiego Parku Krajobrazowego „Kraina Hańczy", Malesowizna–Tutrul: 71–73.

Świerubska T. 2007. Suwalski Park Krajobrazowy. Szata roślinna. W: Fałtynowicz Z., Rant-Tanajewska M., Świerubska T. (red.). Kraina Hańczy, XXX lat Suwalskiego Parku Krajobrazowego, Stowarzyszenie Miłośników Suwalskiego Parku Krajobrazowego „Kraina Hańczy", Malesowizna–Tutrul: 69–71.

Wanat M. 1998. Nowe dane o *Apionidae* (Coleoptera, Curculionoidea) z północno-wschodniej Polski. Wiad. entomol. 17: 49–53.

Wanat M. 2004a. Zjawisko rójki u *Sphenophorus striatopunctatus* (Goeze, 1777) i *Notaris granulipennis* Tournier, 1874 (Coleoptera, Curculionidae). Wiad. entomol. 23: 35–38.

Wanat M. 2004b. On the biology and distribution of *Lixus tibialis* Boheman, 1843 in Poland. Snudebilder 5: 139–143.

Wanat M. 2005. Ryjkowce (Coleoptera: Curculionoidea bez Scolytinae) Biebrzańskiego Parku Narodowego i jego otuliny. W: Dyrcz A., Werpachowski C. (red.). Przyroda Biebrzańskiego Parku Narodowego, Osowiec-Twierdza: 301–324.

Wanat M., Mokrzycki T. 2005. A new checklist of the weevils of Poland (Coleoptera: Curculionoidea). Genus 16 (1): 69–117.

Wanat M., Szypuła J. 1998. Interesujące gatunki ryjkowców (Coleoptera: Urodontidae, Curculionidae) ze wschodniej Polski. Wiad. entomol. 17: 85–94.

SUMMARY Chrońmy Przyrodę Ojczystą 68 (5): 358–364, 2012

Marczak D., Lasecki R. Weevils (Coleoptera: Curculionoidea) of the Suwałki Landscape Park

The Suwałki Landscape Park is the oldest landscape park in Poland. It was created in 1976 and has an area of 6284 ha. This small area represents a great diversity of habitats, including hills with slopes covered by xerothermophilous vegetation hosting valuable entomofauna. Despite the 36-year-old history, the fauna of the Park has never been thoroughly investigated yet. The research on beetles in the Suwałki Landscape Park was conducted in 2006–2008 and this paper presents the results related to the superfamily of Curculionoidea, the weevils. The list of 141 species from the families Curculionidae, Nemonychidae, Apionidae, Anthribidae, Attelabidae and Rhynchitidae is presented in the text. Two of these species: *Lixus tibialis* Boheman, 1843 and *Pseudorchestes pratensis* Germar, 1821 were not previously reported from the Pojezierze Mazurskie Lakeland. Several further species are considered rare in Poland, including xerothermophilous *Protapion ruficrus* (Germar, 1817) and *Lixus tibialis* that are particularly noteworthy, both previously recorded in this region only from the Biebrza National Park. The occurrence of xerothermophilous weevils in the Suwałki Landscape Park proves their great role in preservation of the thermophilic and xerophilic fauna. The presence of these habitats can be regarded as an asset to the Suwałki Landscape Park, which despite the far northeast location, guarantees the functioning of thermophilic and xerophilic species.

Chrońmy Przyr. Ojcz. **68** (5): 365–371, 2012

Stwierdzenie lęgu czapli purpurowej *Ardea purpurea* pod Zatorem

A brood of the purple heron *Ardea purpurea* found near the town of Zator

DAMIAN WIEHLE

30–252 Kraków, ul. Kamedulska 26
e-mail: d.wiehle@poczta.fm

Słowa kluczowe: czapla purpurowa, *Ardea purpurea*, kompleks stawów Przeręb.

W dniu 4 lipca 2009 roku, w trzcinowisku jednego ze stawów w kompleksie Przeręb koło Zatora (woj. małopolskie) znaleziono gniazdo czapli purpurowej *Ardea purpurea* L. z dwoma pisklętami. Odnalezienie lęgu było poprzedzone wcześniejszymi obserwacjami dorosłych osobników. Czapla purpurowa w naszym kraju osiąga północną granicę swojego zasięgu, a jej lęgi mają charakter efemeryczny. Gniazdowanie czapli purpurowej odnotowano w dolinie górej Wisły po raz pierwszy w 1968 roku na stawach w Spytkowicach, a na Zbiorniku Goczałkowickim w 1994, 1996 i 2004 roku, stwierdzając odpowiednio – 1, 3 i 5 par lęgowych. W Polsce jest gatunkiem objętym ochroną ścisłą, wpisanym do *Polskiej czerwonej księgi zwierząt*.

Czapla purpurowa *Ardea purpurea* L. należy do grupy najrzadszych ptaków lęgowych naszego kraju. Gniazduje zwykle w rozległych trzcinowiskach zlokalizowanych nad dużymi i płytkimi zbiornikami słodkowodnymi (Betleja 2009), a rdzawobrązowe upierzenie pozwala jej dobrze się ukryć wśród trzcin, wobec czego trudno ją spostrzec. Prowadzi skryty tryb życia i najczęściej obserwuje się ją w locie. Przelatujące osobniki w miejscach dogodnych do gniazdowania są sygnałem do dalszych poszukiwań (ryc. 1). Populacja zasiedlająca Europę należy do wędrownych. Ptaki te zwykle migrują pojedynczo lub w małych grupkach, a główne zimowiska znajdują w strefie Sahelu (Cramp, Simmons 1977; Voisin 1991).

Podgatunek nominatywny czapli purpurowej gniazduje w rozproszeniu w Holandii i południowej części Europy aż po wschodni Kazachstan i Afrykę. Trzy dalsze podgatunki zasiedlają południową i wschodnią Azję, Madagaskar i – bardzo niewielka populacja – Wyspy Zielonego Przylądka (Cramp, Simmons 1977; Hancock, Kushlan 1984; Voisin 1991).

Obecnie lęgi tego gatunku w Polsce należą do wyjątkowych. W drugiej połowie XX wieku gniazda najczęściej znajdowano w dolinie Baryczy na Dolnym Śląsku, a tylko dwukrotnie w centralnej części kraju: nad jeziorem Gopło i nad stawem Okręt pod Łowiczem (Tomiałojć 1990).

W dolinie Baryczy pierwsze dwa gniazda czapli purpurowej z młodymi znaleziono na stawach Jelenich koło Radziądza w 1956 roku (Łukaszewicz 1957), gdzie później gnieździła się jeszcze w latach 1958–1962 (Mrugasiewicz, Witkowski 1962) oraz w 1964 roku. Na stawach w Jamniku pod Żmigrodem w 1969 roku zna-

Ryc. 1. Czapla purpurowa w locie (Stawy Zatorskie, 12.07.2009 r., fot. Marcin Dyduch)
Fig. 1. The purple heron Ardea purpurea *during flight (Zatorskie ponds, 12 July, 2009; photo by Marcin Dyduch)*

leziono zniesienie, jednak już wcześniej, w lipcu 1963 roku, zastrzelono tu słabo latającego podlota.

W kompleksie Stawno koło Milicza obserwowano parę budującą gniazdo, a w maju w latach 1977 i 1978 – tokujące pary, lecz po kilku dniach wszystkie trzy stanowiska zostały opuszczone (Mrugasiewicz 1991). Dalsze 2 gniazda ze zniesieniami wykryto w latach 1979 i 1981 koło Rudy Sułowskiej. Ponownie pojedyncze gniazda napotkano koło Stawna w latach 1988 i 1989 (Mrugasiewicz 1991). Autor ten uważa jednak, iż czapla purpurowa była w dolinie Baryczy ptakiem częściej lęgowym aniżeli wynikałoby to z przedstawionych wyżej faktów. Warto zaznaczyć, iż udane lęgi miały tylko te ptaki, które na lęgowiska przyleciały wcześniej i przystępowały do budowy gniazd w drugiej połowie kwietnia (Mrugasiewicz 1991).

Ostatnio najczęściej stanowiska lęgowe rejestrowano na Zbiorniku Goczałkowickim na Górnym Śląsku, gdzie w 1994 roku znaleziono jedno gniazdo, w 1996 – 3, a w 2004 roku – 5 gniazd z młodymi (Betleja, Bocheński 2001; Betleja 2005, 2007). Udokumentowane lęgi oraz miejsca stwierdzeń słabo lotnych młodych z ostatnich 60 lat przedstawiono na rycinie 2.

W dniu 4 lipca 2009 roku, podczas przeszukiwania kilkudziesięciohektarowego trzcinowiska na jednym ze stawów w kompleksie Przeręb koło Zatora (woj. małopolskie), znaleziono gniazdo czapli purpurowej, w którym znajdowały się dwa 10–12-dniowe pisklęta.

Ryc. 2. Lęgowiska i stwierdzenia w sezonie rozrodczym ptaków młodocianych czapli purpurowej w Polsce. Lęgi wykryte w latach: 1 – 1956–1970, 2 – 1971–1990, 3 – 1994–2009; stwierdzenia ptaków młodocianych w: 4 – roku 1950, 5 – w latach 1971–1979. Omawiany lęg koło Zatora zlokalizowany jest w polu atlasowym 11O*

Fig. 2. Breeding grounds and juvenile birds of the purple heron found in Poland during the breeding season. Broods found in 1956–1970 – 1, in 1971–1990 – 2, in 1994–2009 – 3; juvenile birds found in 1950 – 4 and in 1971–1979 – 5. The described brood near the town of Zator is located within the atlas field 11O

W zlokalizowaniu gniazda pomogła obserwacja dwóch zaniepokojonych osobników, spłoszonych przez przeszukujących trzcinowisko ornitologów (A. Chrząścik, P. Malczyk i autor). Pisklęta były w ogólnym tonie ubarwienia ciepło czekoladowobrązowym, a długość (pałek) lotek wynosiła 1,5–2,0 cm (ryc. 3A). Jedno z piskląt było zauważalnie większe i żywotniejsze od drugiego. Odnalezienie lęgu było poprzedzone wcześniejszymi obserwacjami (30.04–4.07.2009 r.) 9 dorosłych osobników. W dniu 3 maja 2009 roku na stawie ze stwierdzonym później lęgiem obserwowano dwa dorosłe osobniki znoszące materiał na gniazdo. Ptaki, niosąc w dziobach rozwinięte pędy wierzb, każdorazowo lądowały w tym samym miejscu

* Na rycinie nie uwzględniono lęgu w Woli z przyczyn opublikowanych przez Komisję Faunistyczną (2005) (przyp. red.).

A
B
C

(obs. autora). Wczesnym rankiem, 4 lipca, podjęto próbę odnalezienia gniazda. W trakcie przeszukiwania grupą osób roślinności wynurzonej, zauważono w odległości około 80 m od grobli stawu dwa dorosłe osobniki zrywające się do lotu. W miejscu tym napotkano dużą platformę w kępie trzciny, a w niej dwa pisklęta (ryc. 3B).

Eliptyczne gniazdo o wymiarach 50 × 60 cm, utworzone z pędów ubiegłorocznej trzciny pospolitej *Phragmites australis*, nieodbiegające budową od opisu podawanego w literaturze (np. Harrison, Castell 1998; Bauer i in. 2005), było usytuowane w gęstszym fragmencie trzcinowiska na swoistej „wyspie" otoczonej z dwóch stron pozostałością po wyciętych w przeszłości kanałach. Głębokość wody pod gniazdem wynosiła 85–90 cm. Misa gniazdowa wyścielona była ubiegłorocznymi liśćmi trzciny, a na jej dnie dodatkowo znaleziono 5–7 krótkich (20–35 cm) suchych pędów wierzby *Salix* spp. i resztki zasuszonych liści tychże pędów. Podczas dwóch kontroli lęgu (I – znalezienie, II – zaobrączkowanie piskląt, w tym kolorowymi obrączkami; ryc. 3C), zaniepokojone dorosłe ptaki latały nad obserwatorami, a pisklęta podczas drugiej kontroli, 10 lipca próbowały wychodzić z gniazda. Numerację plastikowej obrączki jednego z lotnych już ptaków odczytano 30 dni później (P. Malczyk – npbl.) w sąsiedztwie miejsca narodzin. Stwierdzenie lęgu zostało zaakceptowane przez Komisję Faunistyczną SO PTZool (Komisja Faunistyczna 2010).

W dolinie górnej Wisły czapla purpurowa gniazdowała po raz pierwszy w 1968 roku na pobliskich stawach w Spytkowicach (pole atlasowe 11O na ryc. 2), gdzie pod koniec kwietnia pojawiło się 8 ptaków, a w pierwszej dekadzie czerwca znaleziono gniazdo ze skorupkami rozbitych jaj (Wasilewski 1973).

W wyborze wymagań siedliskowych czapla purpurowa jest znacznie bardziej wyspecjalizowana niż pospolitsza u nas czapla siwa *Ardea cinerea*. Na miejsce do założenia gniazda wybiera trzcinowiska, zbiorowiska z pałką wodną *Typha* sp. lub zakrzewienia sąsiadujące z wysoką roślinnością wodną i zwartymi szuwarami nad płytkimi, wielkimi zbiornikami wodnymi oraz dużymi stawami rybnymi (Bauer, Glutz von Blotzheim 1966; Hancock, Kushlan 1984; Maumary i in. 2007). W miejscach liczniejszego występowania często gniazduje w rozproszonych koloniach. W Polsce gniazduje pojedynczo lub w niewielkich skupieniach, przy czym gniazda są wtedy oddalone od siebie o kilkanaście metrów. Gniazdo czapli purpurowej usytuowane jest zazwyczaj w trudno dostępnym miejscu, w oddaleniu od stałego brzegu zbiornika. Na Zbiorniku Goczałkowickim gniazda umiejscowione były w trzcinowisku (1 gniazdo) oraz na krzewach wierzb (8 gniazd) (Betleja 2009).

Na przełomie XX i XXI wieku stan liczebny populacji czapli purpurowej w Europie oceniono na 29–42 tys. par. W dwóch krajach – w Rosji i na Ukrainie – stan liczebny szacowany jest łącznie na 16 700–26 900 par, jednak są to oceny mało precyzyjne (BirdLife International 2004). Dokładniejsze dane znane są z ośmiu krajów Europy Środkowej (Austria, Węgry, Czeska Republika, Niemcy, Szwajcaria, Holandia, Słowacja i Polska), które zasiedla łącznie od 1500 do 2350 par. Najwięcej stanowisk zlokalizowano na Węgrzech (900–1500), w Holandii (370––445) i Austrii (200–300). W Niemczech i na Słowacji pod koniec XX wieku odnotowa-

◀◀

Ryc. 3A–C. A – Pisklęta czapli purpurowej *Ardea purpurea* (stawy Przeręb, 4.07.2009 r., fot. D. Wiehle); B – 16––18-dniowe pisklęta czapli purpurowej podczas drugiej kontroli stanowiska, C – obrączkowanie jednego z piskąt (stawy Przeręb, 10.07.2009 r., fot. R. Gawełda)

Figs 3A–C. A – Chicks of the purple heron Ardea purpurea (Przeręb ponds, 4 July, 2009; photo by D. Wiehle); B – 16–18-day-old purple heron chicks during the second inspection of the breeding site, C –ringing of a chick (Przeręb ponds, 10 July, 2009, photo by R. Gawełda)

no odpowiednio 21–34 oraz 20–60 par, natomiast ostatnio brakuje danych o gniazdowaniu czapli purpurowej w Belgii i Luksemburgu (BirdLife International 2004; Bauer i in. 2005). W Szwajcarii na początku XXI wieku gniazdowała w delcie Renu nad Jeziorem Bodeńskim i nad jeziorem Neuenburger – łącznie ok. 10 par (Maumary i in. 2007). W Czeskiej Republice w latach 2001–2003 znano miejsca rozrodu 1–3 par, podczas gdy w latach 1985–1989 gnieździło się jeszcze 5–25 par (Šťastný i in. 2006)

W Holandii, Niemczech, Polsce oraz na Ukrainie i Rosji omawiany gatunek rozradza się przy północnej granicy europejskiego zasięgu geograficznego (Hagemeijer, Blair1997). Fenologia pojawów czapli purpurowej w kraju jest bardzo słabo poznana i wymaga kompleksowego opracowania, zwłaszcza na południu Polski.

Podziękowania

Autor wyraża wdzięczność oraz podziękowanie Kolegom: Andrzejowi Chrząścikowi i Pawłowi Malczykowi za pomoc w zlokalizowaniu gniazda, a także Rafałowi Gawełdzie i Marcinowi Dyduchowi za udostępnienie zdjęć.

Recenzentowi za cenne uwagi i uzupełnienia oraz poprawki do przedmiotowego artykułu.

PIŚMIENNICTWO

Bauer H.-G., Bezzel E., Fiedler W. 2005. Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas. Alles über Biologie, Gefährdund und Schutz. AULA-Verlag Wiesbaden.

Bauer K.M., Glutz von Blotzheim U.N. 1966. Handbuch der Vögel Mitteleuropas. 1. Akademische Verlagsgesellschaft. Frankfurt am Main.

Betleja J. 2005. Ptaki zbiornika Goczałkowickiego. W: Konferencja naukowo-techniczna z okazji istnienia zbiornika na Małej Wiśle pod Goczałkowicami, 20–21.09.2005 r., Pszczyna: 100–103.

Betleja J. 2007. Czapla purpurowa *Ardea purpurea*. W: Sikora A., Rohde Z., Gromadzki M., Neubauer G., Chylarecki P. (red.). Atlas rozmieszczenia ptaków lęgowych Polski 1985–2004. Bogucki Wyd. Nauk., Poznań: 124–125.

Betleja J. 2009. Czapla purpurowa *Ardea purpura*. W: Chylarecki P., Sikora A., Cenian Z. (red.). Monitoring ptaków legowych. Poradnik metodyczny dotyczący ptaków chronionych Dyrektywa Ptasią. GIOŚ, Warszawa: 130–133.

Betleja J., Bocheński Z. 2001. Czapla purpurowa – *Ardea purpurea*. W: Głowaciński Z. (red.). Polska czerwona księga zwierząt. Kręgowce. PWRiL, Warszawa: 117–119.

BirdLife International 2004. Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status. Cambridge, UK: BirdLife International (BirdLife Conservation Series No. 12).

Cramp S., Simmons K.E.L. (red.) 1977. The Birds of the Western Palearctic. Vol. I. Oxford University Press, Oxford.

Hancock J., Kushlan J. 1984. The Herons Handbook. Croom Helm, London–Sydney.

Hagemeijer W.J.M., Blair M.J. 1997. The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance. T&AD Poyser, London.

Harrison C.J., Castell P. 1998. Bird nests, eggs and nestlings of Britain and Europe. Harper Collins Publishers, London: 83.

Komisja Faunistyczna 2010. Rzadkie ptaki obserwowane w Polsce w roku 2009. Orn. Pol. 51: 117–148.

Komisja Faunistyczna SO PTZool. 2005. Komunikat specjalny Komisji Faunistycznej. Not. Orn. 46: 252–254.

Łukaszewicz K. 1957. Czapla purpurowa – *Ardea purpurea* L. gatunkiem lęgowym w Polsce. Prz. zool. 1: 60.

Maumary L., Vallotton L., Knaus P. 2007. Die Vögel der Schweiz. Schweizerische Vogelwarte, Sempach, und Nos Oiseaux, Montmollin.

Mrugasiewicz A.1991. Czapla purpurowa – *Ardea purpurea* L., 1766. W: Dyrcz A., Grabiński W., Stawarczyk T., Witkowski J. Ptaki Śląska. Monografia faunistyczna. Uniwersytet Wrocławski: 66–67.

Mrugasiewicz A., Witkowski J. 1962. An ornithological sketch of the Barycz valley in Poland. Brit. Birds 55: 245–272.

Šťastný K., Bejček V., Hudec K. 2006. Atlas hnízdního rozšíření ptáků v České republice. Aventinum, Bratislava.

Tomiałojć L. 1990. Ptaki Polski. Rozmieszczenie i liczebność. PWN, Warszawa.

Voisin C. 1991. The Herons of Europe. T&AD Poyser, London.

Wasilewski J. 1973. Awifauna okolic Zatora ze szczególnym uwzględnieniem liczebności ptaków wodnych. Acta zool. crac. 18: 475–528.

SUMMARY Chrońmy Przyrodę Ojczystą 68 (5): 365–371, 2012

Wiehle D. A brood of the purple heron *Ardea purpurea* found near the town of Zator

On the 4th of July 2009, a nest of the purple heron *Ardea purpurea* L., 1766 with two nestlings was found in reed beds of one of the ponds in the complex Przeręb near the town of Zator (the Małopolska Province). The discovery of the brood was preceded by earlier observations of adult individuals. The nest construction did not differ from that described in the literature and was located in a denser part of reed beds on a peculiar "island" surrounded from two sides by remnants of former channels. It was built of shoots of the last year's common reed *Phragmites communis*; elliptical in shape and 50 × 60 cm in dimensions. In the valley of the upper Vistula River, the purple heron nested for the first time in 1968 on nearby ponds in Spytkowice (Wasilewski 1973). The second region of irregular nesting of this species is the Goczałkowicki reservoir, where one nest was found in 1994, nests of 3 pairs in 1996, whereas 5 pairs in 2004 (Betleja 2007). The purple heron in Poland reaches the northern limit of its range and clutches (broods) of the species are ephemeral.

Chrońmy Przyr. Ojcz. **68** (5): 372–377, 2012

Interesujące gatunki storczykowatych w zlewni potoku Pleśnianka na Pogórzu Rożnowskim (Karpaty Zachodnie)

Interesting orchid species in the Pleśnianka Stream basin, the Rożnów Foothills (the Western Carpathians)

KRYSTIAN BUDZIK, ALINA STACHURSKA-SWAKOŃ

Instytut Botaniki, Uniwersytet Jagielloński
31–501 Kraków, ul. Kopernika 27
e-mail: krystian.budzik@uj.edu.pl, alina.stachurska-swakon@uj.edu.pl

Słowa kluczowe: *Cephalanthera damasonium*, *C. longifolia*, *Epipactis purpurata*, *Neottia nidus-avis*, *Platanthera bifolia*, *P. chlorantha*, storczyki, Pogórze Rożnowskie.

Rzadkie gatunki storczyków znaleziono w północnej części Pogórza Rożnowskiego (Pogórze Karpackie). W zlewni potoku Pleśnianka (dopływ rzeki Białej) stwierdzono występowanie: buławnika wielkokwiatowego *Cephalanthera damasonium*, buławnika mieczolistnego *C. longifolia*, kukułki szerokolistnej *Dactylorhiza majalis*, kruszczyka szerokolistnego *Epipactis helleborine*, kruszczyka purpurowego *E. purpurata*, podkolana białego *Platanthera bifolia*, podkolana zielonawego *P. chlorantha* oraz gnieźnika leśnego *Neottia nidus-avis*. Rosły one w lasach liściastych: grądzie i buczynie. W latach 2007–2010 prowadzono obserwację populacji tych gatunków rosnących na sześciu stanowiskach. Zagrożeniem dla populacji storczyków na jednym ze stanowisk mogą być cięcia w drzewostanie powodujące lokalnie zmianę warunków świetlnych i termicznych, masowy pojaw siewek i podrostów drzew oraz zrywanie kwitnących pędów storczyków.

Wstęp

W literaturze botanicznej ostatnich lat stosunkowo dużo uwagi poświęca się storczykowatym ze względu na ich ustępowanie z większości siedlisk naturalnych (Szlachetko, Skakuj 1996; Bernacki 1998; Zarzycki, Szeląg 2006; Brzosko i in. 2008, 2009). Zmniejszająca się liczba stanowisk storczyków jest związana m.in. z ich wąską skalą ekologiczną i wrażliwością na zmiany siedliskowe. Czynnikami zagrażającymi tej grupie roślin są zarówno oddziaływania antropogeniczne (niszczenie siedlisk, eksploatacja i osuszanie torfowisk, zrywanie pędów, prace zrębowe), jak i zjawiska naturalne (sukcesja zbiorowisk, czynniki klimatyczne).

Storczykowate są w Polsce objęte ochroną ścisłą (Rozporządzenie 2004). Większość gatunków znajduje się na *Czerwonej liście roślin naczyniowych w Polsce* (Zarzycki, Szeląg 2006), a także jest wymieniana na lokalnych czerwonych listach (Zając, Zając 1998; Kącki i in. 2003; Mirek, Piękoś-Mirkowa 2008). Tylko nieliczne gatunki storczyków potrafią się dostosować do zmieniających się warunków środowiska. Niektóre z nich wykazują nawet cechy ekspansywne zasiedlając siedliska przekształcone i wtórne zbiorowiska roślinne (Adamowski, Conti 1991; Adamowski 2006; Jakubska i in. 2006; Nowicka-Falkowska, Falkowski 2006).

W latach 2007–2009 przeprowadzono szczegółowe badania florystyczne w północnej

części Pogórza Rożnowskiego, w zlewni potoku Pleśnianka. Flora tego niewielkiego obszaru liczyła 438 gatunków roślin naczyniowych (Budzik, Stachurska-Swakoń 2011), w tym 8 gatunków storczykowatych, skupionych na 6 stanowiskach. Obserwacje na tych stanowiskach kontynuowano w 2010 roku.

Celem pracy jest charakterystyka storczyków. Prezentowane wyniki będą podstawową do planowanych wieloletnich badań populacyjnych.

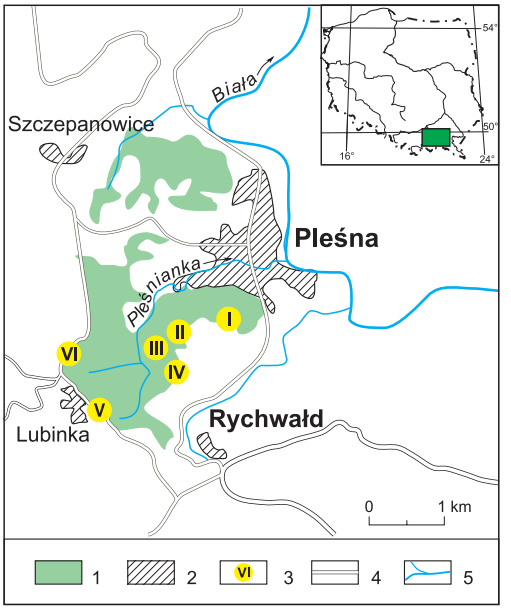
Teren badań

Zlewnia potoku Pleśnianka znajduje się w północnej części Pogórza Rożnowskiego w Karpatach Zachodnich (ryc. 1). Potok Pleśnianka jest lewym dopływem rzeki Białej (prawy dopływ Dunajca) o długości ok. 4 km, a jego zlewnia zajmuje obszar ok. 600 ha. Potok ma wyraźny charakter pogórski, jego koryto o krętym przebiegu oraz lokalne dopływy wcinają się głęboko tworząc wąskie i głębokie parowy, jary i wąwozy. W zlewni potoku Pleśnianka dominują lasy liściaste, głównie grądy *Tilio-Carpinetum*, rosnące na stromych zboczach. Często obecne są grądy w klimatycznym wariancie bukowym z dominacją buka w drzewostanie, charakterystyczne dla pogórza Karpat (Stachurska 1998; Towpasz, Stachurska-Swakoń 2010). Rzadziej spotykany jest zespół buczyny karpackiej *Dentario glandulosae-Fagetum*. Rozwija się on na umiarkowanie wilgotnych stokach o ekspozycji północnej. Na terenach nieleśnych najbardziej rozpowszechnione są świeże łąki rajgrasowe *Arrhenatheretum elatioris* oraz łąki wzbogacane różnymi mieszankami traw. Pomimo dużego udziału zabudowy w dolinie Pleśnianki, we florze występuje znaczna przewaga gatunków rodzimych (89%), co wskazuje na dobre zachowanie naturalnych zespołów roślinnych. Dokładniejsze informacje o badanym terenie znajdują się w pracy Budzika i Stachurskiej-Swakoń (2011), a w ujęciu szerszym Pogórzy Ciężkowickiego i Rożnowskiego – w pracy Kornasia i innych (1996).

Opis stanowisk storczykowatych

Storczyki w zlewni potoku Pleśnianka rosły na 6 stanowiskach w kwadratach ATPOL EF8603 (stanowiska V i VI) i EF8604 (stanowiska I–IV) (ryc. 1). Stanowiska te były obserwowane w latach 2007–2010. Przy opisach poszczególnych populacji storczyków podano liczbę pędów płonnych i kwitnących, rosnących w 2010 roku. Podano także informację, ile pędów kwitnących przetrwało do okresu wytworzenia torebek nasiennych.

Stanowisko I – we wschodniej części zlewni potoku Pleśnianka, w zbiorowisku łąkowym reprezentującym zespół *Arrhenatheretum elatioris*. Jednokośna łąka położona była na północnym zboczu o nachyleniu 15° (wysokość: 310 m n.p.m.) i sąsiadowała z dużym kompleksem leśnym. Stwierdzono tutaj 16 kwitnących i owocujących pędów podkolana bia-



Ryc. 1. Stanowiska występowania storczyków w zlewni potoku Pleśnianka (Pogórze Rożnowskie, Karpaty Zachodnie): 1 – lasy, 2 – tereny zabudowane, 3 – stanowiska storczyków, 4 – drogi, 5 – rzeki i potoki
Fig. 1. Occurrence sites of the orchid species in the Pleśnianka drainage basin (the Rożnów Foothills, the Western Carpathians): 1 – forests, 2 – built-up areas, 3 – orchid locations, 4 – roads, 5 – rivers and streams

łego *Platanthera bifolia* (ryc. 2) oraz pięć pędów kukułki szerokolistnej *Dactylorhiza majalis* rosnących w dwóch skupieniach (ryc. 3). Podkolan biały występował w dość dużym rozproszeniu na powierzchni ok. 50 × 50 m.

Stanowisko II – we wschodniej części zlewni potoku, w zbiorowisku leśnym o charakterze zubożałej buczyny karpackiej na wysokości 383 m n.p.m. Występował tu buławnik mieczolistny *Cephalanthera longifolia*. W 2010 roku zaobserwowano 20 pędów, w tym 15 kwitnących. Buławnik rósł w niewielkim rozproszeniu, na skraju lasu bukowego graniczącego od południa z drogą żwirową i polami uprawnymi. Kilkanaście lat temu buławnik występował tu łanowo. Wskutek masowego zrywania przez turystów w porze kwitnienia populacja buławnika została drastycznie ograniczona. Pojedyncze pędy buławnika mieczolistnego rosły rzadko w całym kompleksie leśnym zlewni potoku Pleśnianka.

Stanowisko III – we wschodniej części zlewni potoku, w kompleksie leśnym na zboczu o ekspozycji północno-zachodniej i wysokości 318 m n.p.m., przy drodze leśnej w odległości ok. 500 m na zachód od stanowiska II. Rósł tutaj kruszczyk szerokolistny *Epipactis helleborine* (12 pędów kwitnących i owocujących), kruszczyk purpurowy *E. purpurata* (3 pędy kwitnące i owocujące) oraz pojedyncze pędy podkolana

▲
▲

Ryc. 2. Podkolan biały *Platanthera bifolia* spotykany rzadko na łąkach i w lasach liściastych (zlewnia Pleśnianki, Pogórze Rożnowskie, 10.06.2009 r.; fot. A. Stachurska-Swakoń)

Fig. 2. Platanthera bifolia *seldom occurs in meadows and deciduous forests (the Pleśnianka drainage basin, the Rożnów Foothills, 10 June, 2009; photo by A. Stachurska-Swakoń)*

◀◀

Ryc. 3. Kukułka szerokolistna *Dactylorhiza majalis* rosnąca na wilgotnych i podmokłych łąkach (zlewnia Pleśnianki, Pogórze Rożnowskie, 20.05.2010 r., fot. K. Budzik)

Fig. 3. Dactylorhiza majalis *found in wet and waterlogged meadows (the Pleśnianka drainage basin, the Rożnów Foothills, 20 May, 2010; photo by K. Budzik)*

zielonawego *Platanthera chlorantha* i buławnika mieczolistnego (po 2 pędy kwitnące i owocujące). Storczyki występowały w niewielkim rozproszeniu.

Stanowisko IV – w południowo-wschodniej części zlewni, w kompleksie leśnym na wysokości 376 m n.p.m. Oddalone było od stanowiska III o ok. 600 m. Storczyki rosły w grądzie z dominacją buka w drzewostanie (klimatyczny wariant bukowy). Stanowisko wyróżniało się największą różnorodnością rosnących gatunków storczyków, takich jak: buławnik wielkokwiatowy *Cephalanthera damasonium* (6 pędów, kwitnących i owocujących), buławnik mieczolistny (15 pędów kwitnących i owocujących), kruszczyk szerokolistny (36 pędów, w tym 12 kwitnących i tylko dwa owocujące), kruszczyk purpurowy (1 pęd, kwitnący i owocujący) (ryc. 4), gnieźnik leśny *Neottia nidus-avis* (5 pędów kwitnących i owocujących) (ryc. 5), podkolan zielonawy (20 pędów kwitnących i owocujących). Wymienione gatunki storczyków występowały na powierzchni 100 m^2, na zboczu graniczącym od wschodu z nieużytkami rolnymi, a od północy z polami ornymi, z pozostałych stron otoczonym grądem.

Stanowisko V – w kompleksie leśnym w południowo-zachodniej części zlewni, na południowo-zachodnim zboczu w grądzie *Tilio-Carpinetum* tuż przy drodze w pobliżu zabudowań wsi Lubinka, na wysokości 410 m n.p.m. Na powierzchni ok. 30 m^2 odnotowano 15 pędów buławnika wielkokwiatowego (w tym 10 kwitnących i owocujących). Buławnik wielkokwiatowy rósł w gęstych zaroślach żarnowca miotlastego *Sarothamnus scoparius* i janowca barwierskiego *Genista tinctoria*.

Stanowisko VI – w zachodniej części zlewni potoku, w kompleksie leśnym na wysokości 385 m n.p.m., oddalone od stanowiska V ok. 600 m. Na powierzchni 5 m^2 zaobserwowano łącznie 12 pędów kwitnących i owocujących podkolana zielonawego. Storczyki rosły w grądzie *Tilio-Carpinetum*. Stanowisko to znajdowało się przy drodze głównej Lubinka – Szczepanowice, o dużym natężeniu ruchu.

Ryc. 4. Rzadki w Polsce kruszczyk purpurowy *Epipactis purpurata* (zlewnia Pleśnianki, Pogórze Rożnowskie, 21.07.2010 r.; fot. K. Budzik)
Fig. 4. Epipactis purpurata*, rare in Poland (the Pleśnianka drainage basin, the Rożnów Foothills, 21 July, 2010; photo by K. Budzik)*

Ryc. 5. Saprofityczny gnieźnik leśny *Neottia nidus-avis* (zlewnia Pleśnianki, Pogórze Rożnowskie, 10.06.2009 r.; fot. A. Stachurska-Swakoń)
Fig. 5. Saprophytic Neottia nidus-avis *(the Pleśnianka drainage basin, the Rożnów Foothills, 10 June, 2009; photo by A. Stachurska-Swakoń)*

Zagrożenia stanowisk ze storczykami w zlewni Pleśnianki

Kilka gatunków storczyków rosnących w zlewni potoku wymienionych jest na *Czerwonej liście roślin naczyniowych w Polsce* z przypisaną kategorią zagrożenia (Zarzycki, Szeląg 2006). Są to: buławnik wielkokwiatowy (kategoria V), buławnik mieczolistny (V) i kruszczyk purpurowy *Epipactis purpurata* (R).

Najbardziej zagrożona jest populacja kruszczyka szerokolistnego na stanowisku IV. Planowe prace zrębowe w kompleksie leśnym zlewni potoku Pleśnianka spowodowały zwiększenie dostępu światła do runa. W konsekwencji nastąpił masowy pojaw buka *Fagus sylvatica*, którego podrosty zacieniają rosnące tam storczyki. Następstwem tego jest coraz częstsze pojawianie się płonnych okazów kruszczyka szerokolistnego. Podczas prowadzonych obserwacji w 2010 roku odnotowano 36 pędów, w tym 24 pędy płonne i 12 pędów kwitnących. Zaledwie 2 z 12 kwitnących pędów zawiązały owoce, co najprawdopodobniej było wynikiem braku zapylenia kwiatostanów.

Pozostałe stanowiska nie wymagają aktualnie dodatkowej ochrony, jeżeli nie nastąpi na nich nagła zmiana warunków siedliskowych. Populacje przez ostatnich kilka lat utrzymują się w dobrej kondycji, mniej więcej na stałym poziomie liczebności. Na większości stanowisk storczyki rosły w niewielkich odległościach od dróg i ścieżek, dlatego zagrożenie dla nich stanowi zrywanie pędów, co zaobserwowano w przypadku buławnika mieczolistnego rosnącego na stanowisku II.

PIŚMIENNICTWO

Adamowski W. 2006. Expansion of native orchids in anthropogenous habitats. Pol. Bot. Stud. 22: 35–44.

Adamowski W., Conti F. 1991. Masowe występowanie storczyków na plantacjach topolowych pod Czeremchą jako przykład apofityzmu. Phytocoenosis 3 N.S.: 259–268.

Bernacki L. 1998. Gatunki specjalnej troski o największym stopniu zagrożenia wśród storczykowatych (Orchidaceae) w Polsce na tle aktualnej wiedzy o stanie ich zasobów i przewidywań demograficznych. W: Miądlikowska J. (red.). Botanika polska u progu XXI wieku. Materiały konferencji i obrad sekcji 51 Zjazdu PTB – Gdańsk: 34.

Brzosko E., Wróblewska A., Tałałaj I. (red.) 2008. Problemy badawcze i perspektywy ochrony storczykowatych w Polsce. Biebrzański Park Narodowy i Uniwersytet w Białymstoku, Osowiec–Twierdza.

Brzosko E., Wróblewska A., Tałałaj I., Adamowski W. 2009. Patterns of genetic diversity in Platanthera bifolia (Orchidaceae) with respect to life history traits and recent range expansion. Folia Geobot. 44 (2): 131–144.

Budzik K., Stachurska-Swakoń A. 2011. Bogactwo florystyczne zlewni potoku Pleśnianka (Pogórze Rożnowskie, Zachodnie Karpaty). Fragm. Flor. Geobot. Polonica 18 (2): 265–280.

Jakubska A., Malicka M., Malicki M. 2006. New data on the apophytic occurrence of Epipactis helleborine (L.) Crantz and Cephalanthera longifolia (L.) Fritsch in Populus × canadensis plantation in Lower Silesia (south-western Poland). Biodiv. Res. Conserv. 1–2: 96–98.

Kącki Z., Dajdok Z., Szczęśniak E. 2003. Czerwona lista roślin naczyniowych Dolnego Śląska. W: Kącki Z. (red.). Zagrożone gatunki flory naczyniowej Dolnego Śląska. Inst. Biol. Roślin UWr, PTPP „pro Natura", Wrocław: 9–64.

Kornaś J., Medwecka-Kornaś A., Towpasz K. 1996. Rośliny naczyniowe Pogórza Ciężkowickiego (Karpaty Zachodnie). Zesz. Nauk. UJ, Prace Bot. 28: 1–170.

Mirek Z., Piękoś-Mirkowa H. 2008. (red.). Czerwona księga Karpat polskich. Rośliny naczyniowe. Inst. Bot. im. W. Szafera PAN, Inst. Ochr. Przyr. PAN, Kraków.

Nowicka-Falkowska K., Falkowski M. 2006. Tereny przystawowe – miejsce obfitego występowania storczykowatych Orchidaceae. Acta Bot. Cassub. 6: 85–92.

Rozporządzenie 2004. Rozporządzenie Ministra Ochrony Środowiska z dnia 9 lipca 2004 roku. Dz. U. Nr 168, poz. 1764.

Stachurska A. 1998. Zbiorowiska leśne północno-wschodniej części Pogórza Wielickiego (Zachodnie Karpaty). Zesz. Nauk. UJ, Prace Bot. 30: 1–78.

Szlachetko D. L., Skakuj M. 1996. Storczyki Polski. Wyd. Sorus, Poznań.

Towpasz K., Stachurska-Swakoń A. 2010. Zróżnicowanie zbiorowisk leśnych ze związków: Carpinion betuli i Fagion sylvaticae na Pogórzu Strzyżowskim (Karpaty Zachodnie). Fragm. Flor. Geobot. Polonica 17 (2): 315–359.

Zając M., Zając A. 1998. Czerwona lista roślin naczyniowych byłego województwa krakowskiego. Ochr. Przyr. 55: 25–35.

Zarzycki K., Szeląg Z. 2006. Czerwona lista roślin naczyniowych w Polsce. W: Mirek Z., Zarzycki K., Wojewoda W., Szeląg Z. (red.). Czerwona lista roślin i grzybów Polski. Inst. Bot. im. W. Szafera PAN, Kraków.

SUMMARY Chrońmy Przyrodę Ojczystą 68 (5): 372–377, 2012

Budzik K., Stachurska-Swakoń A. Interesting orchid species in the Pleśnianka Stream basin, the Rożnów Foothills (the Western Carpathians)

Protected and threatened species of orchids were found in the drainage basin of the Pleśnianka Stream in the Rożnów Foothills (the Carpathian Foothills). Eight species of Orchidaceae were observed at six sites between 2007–2010 (Fig. 1). The orchid species list consists of *Cephalanthera damasonium*, *C. longifolia*, *Dactylorhiza majalis*, *Epipactis helleborine*, *E. purpurata*, *Neottia nidus-avis*, *Platanthera bifolia* and *P. chlorantha*. The orchids grew mainly in forest communities: the associations *Tilio-Carpinetum* and *Dentario glandulosae-Fagetum*. The real threat to the observed populations are changes in habitat conditions induced by forest management (forest cutting; site IV) and picking the orchids by tourists (mainly site II).

Chrońmy Przyr. Ojcz. **68** (5): 378–382, 2012

Pomnikowe jarzęby szwedzkie *Sorbus intermedia* w Polsce

Nature monuments of *Sorbus intermedia* in Poland

LESZEK BEDNORZ, JUSTYNA LUDJAN

Katedra Botaniki
Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu
60–625 Poznań, ul. Wojska Polskiego 71c
e-mail: lbednorz@up.poznan.pl

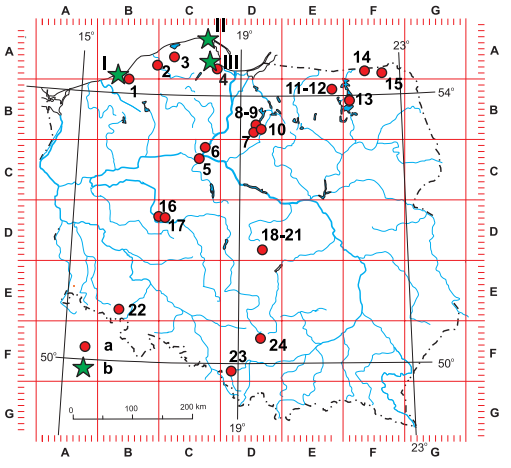
Słowa kluczowe: pomniki przyrody, gatunki chronione, formy ochrony prawnej, jarząb szwedzki, drzewa.

W pracy zestawiono pomniki przyrody, obejmujące pojedyncze drzewa jarzębu szwedzkiego *Sorbus intermedia* (Ehrh.) Pers, ich grupy lub aleje z udziałem drzew tego gatunku. Obecnie w Polsce znajdują się 24 pomniki przyrody obejmujące 586 drzew.

Pomniki przyrody są jedną z najstarszych form ochrony przyrody na świecie. Samo określenie zostało użyte po raz pierwszy w 1819 roku przez Aleksandra von Humboldta, jednego z prekursorów współczesnej, konserwatorskiej ochrony przyrody, dla opisu najstarszych i najpotężniejszych drzew Wenezueli. Z czasem obok okazałych drzew pomnikami przyrody nazywano też aleje, parki, stanowiska rzadkich roślin, a jeszcze później głazy narzutowe i inne obiekty przyrody nieożywionej. W Polsce historia tej formy ochrony przyrody sięga 1918 roku, kiedy to ukazał się dekret Rady Regencyjnej Królestwa Polskiego o opiece nad zabytkami sztuki i kultury, zalecający m.in. uznać za zabytki: ozdobne ogrody, aleje cmentarne, rzadkie, sędziwe lub szczególnie okazałe drzewa, a z obiektów przyrody nieożywionej jaskinie i głazy. Obecnie mamy w Polsce około 35 tys. pomników przyrody, wśród których dominują pojedyncze drzewa – jest ich ponad 27 tys. (Symonides 2007).

Jarząb szwedzki *Sorbus intermedia* (Ehrh.) Pers to gatunek subatlantycki ograniczony w swym zasięgu do południowej Skandynawii i wybrzeża Bałtyku, endemit Regionu Bałtyckiego. W Polsce należy do najrzadszych elementów rodzimej dendroflory. Jest gatunkiem uznanym za zagrożony wyginięciem i jednocześnie jednym z nielicznych gatunków drzew objętych w naszym kraju ochroną gatunkową. Jarząb szwedzki występuje obecnie w Polsce na zaledwie trzech stanowiskach naturalnych, na wybrzeżu Bałtyku, pomiędzy Kołobrzegiem a Gdańskiem (Kępa Redłowska, Przylądek Rozewski i okolice Sarbinowa). Często natomiast jest sadzony np. przy drogach, w parkach i zieleni osiedlowej miast prawie całej Polski; nierzadko dziczeje (Gostyńska-Jakuszewska, Kruszelnicki 2001; Piękoś-Mirkowa, Mirek 2006).

W przypadku jarzębów za okazy pomnikowe przyjmuje się na ogół drzewa osiągające obwody (na wysokości 130 cm) przekraczające 150 cm. Najstarszy i najokazalszy jarząb szwedzki w Polsce rósł przy drodze koło wsi Salino w Gdańskiem. Osiągnął on obwód



Ryc. 1. Mapa rozmieszczenia pomnikowych drzew jarzębu szwedzkiego *Sorbus intermedia*: a – stanowiska pomników przyrody wg tabeli 1; b – naturalne stanowiska *S. intermedia*: I – Sarbinowo, II – Przylądek Rozewski, III – Kępa Redłowska

Fig. 1. Distribution map of monumental Sorbus intermedia *trees: a – locations of nature monuments as in Table 1; b – natural locations of* S. intermedia*: I – Sarbinowo, II – Przylądek Rozewski, III – Kępa Redłowska*

Ryc. 2. Pomnikowy okaz jarzębu szwedzkiego *Sorbus intermedia* rosnący w parku im. Poniatowskiego w Łodzi (16.01.2010 r., fot. M. Podsiedlik)

Fig. 2. Monumental Sorbus intermedia *tree growing in Poniatowski Park in Łódź (16 January, 2010; photo by M. Podsiedlik)*

405 cm i wysokość 18 m, a jego wiek oceniono na 203 lata (Browicz 1961, Pacyniak 1992). Według Pacyniaka (1992) po zamarciu okazu z Salina dwa najstarsze drzewa jarzębu szwedzkiego, o obwodach 234 i 231 cm i wysokości 20 m (w wieku 117 lat), rosną w Parku Fryderyka Chopina w Gliwicach. Drzewa te nie zostały jednak uznane za pomniki przyrody.

W Polsce brakuje centralnego rejestru pomników przyrody, a znalezienie danych na temat drzew konkretnych gatunków uznanych za pomniki przyrody w skali kraju jest zadaniem

Tab. 1. Wykaz drzew jarzębu szwedzkiego *Sorbus intermedia* uznanych za pomniki przyrody
Table 1. A list of Sorbus intermedia *trees recognized as nature monuments*

Województwo *Province*	**Lokalizacja** *Location*	**Liczba drzew** *Number of trees*	**Obwód** *Circumference* [cm]	**Rok uznania** *Year of decision*	**Organ powołujący** *Appointing authority*	**Nr wg rejestru** *Register number*	**Uwagi** *Comments*
1	2	3	4	5	6	7	8
Zachodnio-pomorskie	1. Koszalin ul. Piłsudskiego	1	136	1999	wojewoda	–	wysokość 15 m
Pomorskie	2. Słupsk ul. Lipowa	24	172–245	2001	Rada Miejska	29	jednogatunkowa aleja drzew, wysokość 10–12 m
	3. Gmina Nowa Wieś Lęborska Krępa Kaszubska	1	200	1971	Wojewódzka Rada Narodowa	–	przy drodze do Rozgorza
	4. Gdańsk ul. Sobieskiego	1	252	1983	wojewoda	481	
Kujawsko-pomorskie	5. Bydgoszcz ul. Szymanowskiego, dz. nr 23	46	32–225	1994	wojewoda	–	grupa drzew
	6. Gmina Pruszcz, Łowinek-Łowin	140	155–275	1995	wojewoda	530	aleja przy drodze Serock–Pruszcz
	7. Gmina Świecie nad Osą Obręb ewidencyjny Partęczyny	12	139–218	1996	wojewoda	–	aleja przy drodze Partęczyny–Zamek, wysokość 14–19 m
	8. Gmina Świecie nad Osą Obręb ewidencyjny Partęczyny	9	188–238	1996	wojewoda	–	aleja przy drodze Partęczyny–Wielka Tymawa
	9. Gmina Świecie nad Osą Obręb ewidencyjny Partęczyny	6	214–233	1996	wojewoda	–	aleja przy drodze Partęczyny–Wielka Tymawa, wys. do 19 m
	10. Gmina Świecie nad Osą Obręb ewidencyjny Partęczyny	70	163–265	1996	wojewoda	–	aleja przy drodze Sumin–Partęczyny
Warmińsko-mazurskie	11. Gmina Kętrzyn Kętrzyn, ul. Cmentarna	1	158	1997	Rada Miejska	925	wysokość 9 m
	12. jw.	1	164	1997	Rada Miejska	926	wysokość 9 m
	13. Gmina Orzysz, Nadleśnictwo Giżycko, na granicy oddz. 324f-h	10	190–270	2004	wojewoda	1250	szpaler drzew o wysokości 11–13 m

1	2	3	4	5	6	7	8
Warmińsko--mazurskie	14. Gmina Gołdap Gołdap, ul. Kościuszki	21	128–225	1996	wojewoda	468	grupa drzew o wysokości 12 m, w parku osiedlowym
	15. Gmina Dubeninki Błąkały, przy drodze krajowej nr 423 Błąkały–Stańczyki	229	90–220	1996	wojewoda	469	jednogatunkowa aleja drzew, wysokość 9–12 m
Wielkopolskie	16. Gmina Kórnik Pierzchno, droga śródpolna do drogi Trzebisławki–Kromolice	3	(37, 42, 51, 31), 60, (77, 98)	2004	Rada Gminy	XXXII/ 369	wielogatunkowa aleja drzew
	17. Gmina Kórnik Kromolice, droga śródpolna z Kromolic do Zimina	6	266, 214, 256, 255, 240, 178	2001	Rada Gminy	XXX/ 379	wielogatunkowa aleja drzew
Łódzkie	18. Łódź, Park im. Poniatowskiego dz. nr 5/3	1	230 na wys. 1 m	1990	Rada Miejska Prezydent Miasta	–	okaz wielopniowy, wysokość 10 m
	19. jw.	1	95, 120, 135	1990	jw.	–	okaz wielopniowy, wysokość 14 m
	20. jw.	1	305 na wys. 0,7 m	1990	jw.	–	okaz wielopniowy, wysokość 10 m
	21. jw.	1	350 na wys. 0,5 m	1990	jw.	–	okaz wielopniowy, wysokość 10 m
Dolnośląskie	22. Gmina Janowice Wielkie Janowice Wielkie, ul. Wojska Polskiego	98	114–194	1991	wojewoda	378	Jednogatunkowa aleja drzew
Śląskie	23. Gmina Brenna Górki Wielkie	1	245	2004	Rada Gminy	RG1/ 04	na skraju lasu
	24. Gmina Jaworzno Jaworzno, pas drogowy, ul. Celników	2	120, 140	1998	Rada Miejska	8/J	grupa drzew, wysokość 7 i 8 m, wiek ok. 60–80 lat

niełatwym. Stąd celem prezentowanej pracy jest dostarczenie zainteresowanym czytelnikom możliwie pełnego zestawienia pomników przyrody, obejmujących okazy drzew jarzębu szwedzkiego.

Występowanie jarzębów szwedzkich uznanych za pomniki przyrody stwierdzono w ośmiu województwach: dolnośląskim, kujawsko-pomorskim, łódzkim, pomorskim, śląskim, warmińsko-mazurskim, wielkopolskim oraz zachodniopomorskim (tab. 1, ryc. 1). Pomnikami są w tym przypadku nie tylko pojedyncze drzewa lub ich grupy, lecz także aleje jarzębów szwedzkich lub aleje wielogatunkowe z udziałem jarzębu szwedzkiego. Wszystkie są elementami zieleni miejskiej lub pozamiejskiej i zostały posadzone przez człowieka. Nie znajdziemy pomników przyrody na naturalnych stanowiskach tego gatunku. W przypadku jerzębu szwedzkiego przeważają pomniki grupowe – jest ich czternaście. Pomników indywidualnych, które stanowią pojedyncze, okazałe drzewa – jest dziesięć. Wśród pomników grupowych zdecydowanie dominują przydroż-

ne aleje drzew. Sześć z nich to aleje jednogatunkowe, w których rośnie 471 okazów jarzębu szwedzkiego. Najciekawsze z nich to: aleja we wsi Błąkały w województwie warmińsko-mazurskim, licząca 229 okazów oraz aleja przy drodze Serock–Pruszcz w województwie kujawsko-pomorskim, licząca 140 okazałych drzew. Pozostałe pomniki przyrody to pięć alei wielogatunkowych, w skład których wchodzi 36 jarzębów szwedzkich oraz trzy grupy obejmujące łącznie 69 drzew. Wśród zarejestrowanych drzew pomnikowych największy odwód pnia w pierśnicy – 275 cm ma okaz z przydrożnej alei w gminie Pruszcz. Dorównuje mu drzewo ze szpaleru w gminie Orzysz, o obwodzie 270 cm. Najgrubszymi odnotowanymi okazami jarzębów szwedzkich są dwa drzewa o pokroju wielopniowym rosnące w parku im. Poniatowskiego w Łodzi. Pierwsze z nich ma obwód 350 cm, zmierzony na wysokości 0,5 m; drugie – 305 cm – na wysokości 0,7 m (ryc. 2).

PIŚMIENNICTWO

Browicz K. 1961. Jarząb szwedzki *Sorbus intermedia* (Ehrh.) Pers. w Polsce. Ochr. Przyr. 27: 161–191.

Gostyńska-Jakuszewska M., Kruszelnicki J. 2001. *Sorbus intermedia* (Ehrh.) Pers. Jarząb szwedzki. W: Kaźmierczakowa R., Zarzycki K. (red.). Polska czerwona księga roślin. Paprotniki i rośliny kwiatowe. Inst. Bot. im. W. Szafera PAN, Inst. Ochr. Przyr. PAN, Kraków: 206–207.

Pacyniak C. 1992. Najstarsze drzewa w Polsce. Wyd. PTTK „Kraj", Warszawa.

Piękoś-Mirkowa H., Mirek Z. 2006. Rośliny chronione. Multico Oficyna Wyd., Warszawa.

Symonides E. 2007. Ochrona przyrody. Wyd. UW, Warszawa.

SUMMARY Chrońmy Przyrodę Ojczystą 68 (5): 378–382, 2012

Bednorz L., Ludjan J. Nature monuments of *Sorbus intermedia* in Poland

Sorbus intermedia is one of the rarest species of the Polish dendroflora. The species is legally protected and is considered to be endangered. At present, there are 24 nature monuments of this species in Poland with 586 trees, including single trees, their groups or avenues, and multispecies avenues with *Sorbus intermedia* trees.

Chrońmy Przyr. Ojcz. **68** (5): 383–387, 2012

Pijawka lekarska *Hirudo medicinalis* (Annelida: Hirudinea) w zachodniej Polsce

The medicinal leech *Hirudo medicinalis* (Annelida: Hirudinea) in Western Poland

JAN CICHOCKI[1], PIOTR DĄBKOWSKI[5], DARIUSZ ŁUPICKI[2], MAREK MACIANTOWICZ[4], JOANNA MĄKOL[3], AGNIESZKA SZLAUER-ŁUKASZEWSKA[5], ANDRZEJ ZAWAL[5]

[1] Katedra Zoologii, Uniwersytet Zielonogórski
65–516 Zielona Góra, ul. Szafrana 1
e-mail: j.cichocki@wnb.uz.zgora.pl

[2] Muzeum Przyrodnicze
Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu
51–630 Wrocław, ul. Chełmońskiego 38D
e-mail: dariusz.lupicki@up.wroc.pl

[3] Instytut Biologii,
Zakład Systematyki i Ekologii Bezkręgowców
Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu
51–631 Wrocław, ul. Kożuchowska 5B
e-mail: joanna.makol@up.wroc.pl

[4] Regionalna Dyrekcja Lasów Państwowych
65–550 Zielona Góra, ul. Kazimierza Wielkiego 24a
e-mail: marek.maciantowicz@zielonagora.lasy.gov.pl

[5] Katedra Zoologii Bezkręgowców i Limnologii
Uniwersytet Szczeciński
71–415 Szczecin, ul. Wąska 13
e-mail: piotrdab@univ.szczecin.pl;
zawal@univ.szczecin.pl

Słowa kluczowe: *Hirudo medicinalis*, zachodnia Polska, rozmieszczenie, status ochronny.

W trakcie obserwacji terenowych prowadzonych w latach 2000–2009 stwierdzono 12 nowych stanowisk pijawki lekarskiej *Hirudo medicinalis* Linnaeus, 1758, zlokalizowanych w zachodniej Polsce. Bezkręgowce te zasiedlały niemal wyłącznie niewielkie (do 1 ha), śródleśne zbiorniki wodne. Gatunek ten preferuje płytkie, szybko nagrzewające się akweny o mulistym dnie i obfitej roślinności przybrzeżnej. Większość wykrytych stanowisk była izolowana, czyli rozmieszczona w znacznej odległości od siebie. Głównym zagrożeniem dla tego taksonu wydaje się zanik siedlisk, a zwłaszcza torfianek, glinianek i starorzeczy.

Wstęp

Pijawka lekarska *Hirudo medicinalis* Linnaeus, 1758 jest jednym z 44 gatunków pijawek Hirudinea występujących w Polsce. Jako jedyny przedstawiciel tej gromady w kraju podlega ochronie prawnej, ze wskazaniem na potrzebę ochrony czynnej (Jażdżewska 2004, Rozporządzenie 2011) oraz jest jedynym przedstawicielem pierścienic Annelida wymienionym w załączniku V Dyrektywy Siedliskowej (Dyrektywa 1992). Pijawka lekarska wymieniona została także w załączniku III Konwencji Berneńskiej (Konwencja 1979) oraz w załączniku II Międzynarodowej Konwencji o Handlu Gatunkami Zagrożonymi Wyginięciem CITES (Konwencja 1973). Od 1996 roku posiada status gatunku bliskiego zagrożenia (NT) na

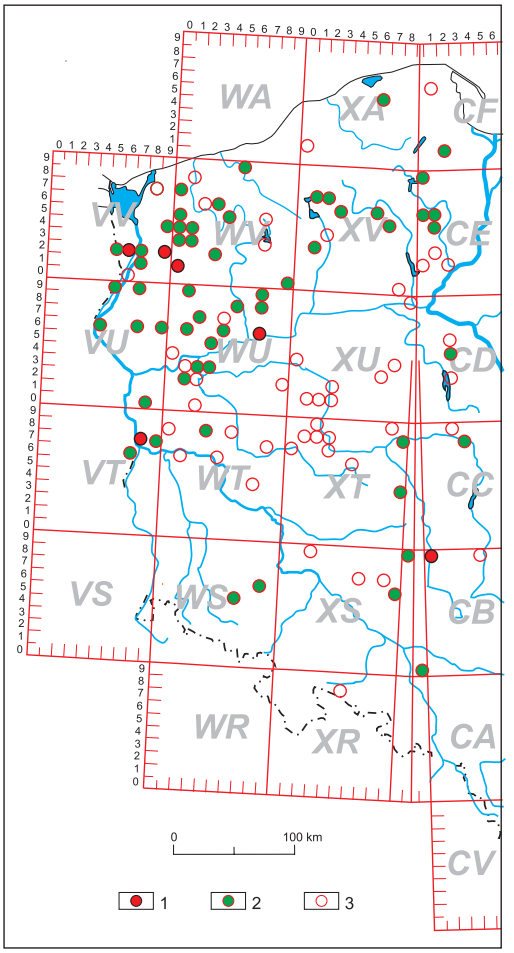
Czerwonej Liście Gatunków Zagrożonych Międzynarodowej Unii Ochrony Przyrody (World Conservation Monitoring Centre 1996). Została także umieszczona w *Polskiej czerwonej księdze zwierząt*, w kategorii VU, obejmującej gatunki wysokiego ryzyka, narażone na wyginięcie (Jażdżewska, Wiedeńska 2004).

Pijawka lekarska jest gatunkiem palearktycznym. W Europie nie stwierdzono jej jedynie na północnych obszarach Skandynawii i na Islandii (Jażdżewska, Wiedeńska 2004), a w Irlandii uważana jest za gatunek wymarły (World Conservation Monitoring Centre 1996).

Współczesne stanowiska tego gatunku w Polsce są rozproszone, choć relatywnie większe zagęszczenie stanowisk historycznych i współczesnych odnotowuje się w północnej części kraju, na terenie pojezierzy. Aktualne dane na temat rozmieszczenia tego gatunku w Polsce obejmują około 160 stanowisk współczesnych, potwierdzonych lub po raz pierwszy wykazanych po 1976 roku. Pijawka lekarska unika terenów górskich i podgórskich i nie jest reprezentowana w faunie Sudetów i Karpat (Jażdżewska, Wiedeńska 2004; Buczyński i in. 2008; Rewicz, Zemko 2009).

Pijawka lekarska preferuje dobrze nagrzewające się zbiorniki o mulistym dnie, z obfitą roślinnością przybrzeżną (Buczyński 2003; Jażdżewska, Wiedeńska 2004; Buczyński i in. 2008; Rewicz, Zemko 2009). Gatunek od tysiącleci wykorzystywany był w medycynie i przemyśle farmaceutycznym. Obecnie, za największe zagrożenie gatunku uznać należy jednak zanik naturalnych miejsc jego występowania, w szczególności torfianek, glinianek i starorzeczy.

Celem pracy jest uzupełnienie współczesnej wiedzy o rozmieszczeniu pijawki lekarskiej w zachodniej Polsce.



Ryc. 1. Rozmieszczenie pijawki lekarskiej *Hirudo medicinalis* w zachodniej Polsce: 1 – nowe stanowiska, 2 – stanowiska znane z literatury po roku 1975, 3 – stanowiska notowane przed rokiem 1975

Fig. 1. Distribution of Hirudo medicinalis *in Western Poland: 1 – new locations, 2 – locations known from the literature published after 1975, 3 – locations recorded before 1975*

Materiał i metody

Obserwacje w terenie prowadzono w latach 2000–2009. W trakcie badań faunistycznych pijawki stwierdzane były w strefie brzegowej zbiorników wodnych i oznaczane przyżyciowo na podstawie klucza Pawłowskiego (1936). Stanowiska przypisano do mezoregionów, zgodnie z podziałem zaproponowanym przez Kondrackiego (2000).

Wyniki

Podczas kilkuletnich obserwacji w zachodniej Polsce stwierdzono 12 nowych stanowisk pijawki lekarskiej (ryc. 1).

1. Pojezierze Wałeckie, 52°58′29″N, 16°03′55″E, UTM WU76, okolice miejscowości Kuźnica Żelichowska, przy niewielkiej plaży nad jeziorem Duży Radzyń, 21.08.2000 r., 1 osobnik (w pobliżu kąpieliska).
2. Kotlina Gorzowska, 52°57′16″N, 16°05′36″E, UTM WU76, Puszcza Drawska, okolice wsi Wizany, jezioro Puste (Na Krzyżówkach) (ok. 1,5 ha); od 1989 r. w pobliżu kąpieliska regularnie obserwowano pijawki lekarskie; 4.09.2007 r., przy niewielkiej plaży, w ciągu ok. 2 godzin zaobserwowano 17 osobników; pijawki przyczepiały się do rąk i nóg osoby brodzącej w wodzie, w strefie roślinności przybrzeżnej.
3. Kotlina Grabowska, 51°23′13″N, 18°09′52″E, UTM CB09, okolice miejscowości Torzeniec, torfianki (ryc. 2) o średnicy ok. 2 m, z dużą ilością roślin pływających, na obszarze podmokłej łąki śródleśnej (Żydzi Borek), 27.07.2009 r., 1 osobnik, usiłował przyczepić się do ręki.
4. Równina Nowogardzka, 53°23′8″N, 15°02′7″E, UTM WV01, okolice Małkocina, staw śródpolny (ok. 3,5 ha), powstały w wyniku zarastania jeziorka, w bezpośrednim otoczeniu – łąka i pole uprawne, roślinność przybrzeżna dobrze wykształcona, zróżnicowana, dominuje szuwar trzcinowy *Phragmitetum australis*, ponadto występują sit *Juncus* sp., turzyca *Carex* sp., rogatek *Ceratophyllum* sp., żabiściek *Hydrocharis* sp. i nymfeidy (związek *Nymphaeon*), 4.06.2010 r., 3 osobniki.
5. Równina Nowogardzka, 53°24′8″N, 15°3′55″E, UTM WV01, okolice Małkocina, niewielki zbiornik położony w małym kompleksie leśnym na E od Małkocina, zbiornik wypłycony, pokryty rzęsą *Lemna* sp., w wodzie glony nitkowate, przy brzegu pojedyncze kępy situ, 4.06.2010 r., 1 osobnik.
6. Wzgórza Szczecińskie, 53°29′57″N, 14°32′9″E, UTM VV62, Puszcza Wkrzańska koło Szczecina, staw śródleśny (ok. 0,5 ha), o charakterze dystroficznym, w lesie mieszanym, otoczony zaroślami wierzby, z bardzo wąską strefą szuwaru (trzcina *Phragmites australis*, pałka szerokolistna *Typha latifolia*, jeżogłówka *Sparganium* sp.), w obrębie zbiornika występuje wywłócznik *Myriophyllum* i pływacz zwyczajny *Utricularia vulgaris*, dno zbiornika pokryte mułem z licznymi szczątkami organicznymi, 27.05.2009 r., kilkanaście osobników.
7. Wzgórza Szczecińskie, 53°29′57″N, 14°32′9″E, UTM VV62, Puszcza Wkrzańska koło Szczecina, okolice miejscowości Dogoradz, staw śródleśny (ok. 0,5 ha) o charakterze dystroficznym, w lesie mieszanym, stromo opadające brzegi, niemal całkowicie pozbawione roślinności szuwarowej, miejscami występuje jeżogłówka gałęzista *Sparganium erectum* i płotorfowcowe, dno muliste z dużą ilością szczątków organicznych, 25.06.2007 r., 5 osobników.
8. Równina Nowogardzka, 53°30′32″N, 14°57′56″E, UTM VV92, okolice miejscowości Dobrosławiec, niewielki zbiornik śródleśny (ok. 0,1 ha), otoczony szuwarami *Typhetum latifoliae* i *Caricetum acutiformis*, w wodzie pływacz zwyczajny i ramienice, 1.07.2007 r., 5 osobników.
9. Równina Nowogardzka, 53°30′29″N, 14°57′58″E, UTM VV92, okolice miejscowości Dobrosławiec, niewielki zbiornik śródleśny (ok. 0,2 ha) otoczony szuwarami *Typhetum latifoliae* i *Caricetum acutiformis*, na środku wyspa porośnięta olszą czarną *Alnus glutinosa*, pło – zachylnik błotny *Thelypteris palustris* z turzycą nibyciborowatą *Carex pseudocyperus*, w wodzie występuje rogatek sztywny *Ceratophyllum demersum*, w otoczeniu fitocenozy łęgowe, 1.07.2007 r., 7 osobników.
10. Równina Nowogardzka, 53°30′29″N, 14°57′58″E, UTM VV92, okolice miejscowości Dobrosławiec, niewielki zbiornik śródleśny (ok. 0,2 ha) otoczony szuwarem *Typhetum*

Ryc. 2. Torfianki na stanowisku nr 3 – Żydzi Borek (27.07.2009 r.; fot. D. Łupicki)
Fig. 2. Turf pits at site no. 3 – Żydzi Borek (27 July, 2009; photo by D. Łupicki)

latifoliae, w wodzie występują grzybienie białe *Nymphaea alba*, rogatek sztywny, ramienice Charophyceae; 1.07.2007 r., 3 osobniki.

11. Równina Nowogardzka, 53°29´49″N, 14°58´39″E, UTM VV92, okolice miejscowości Dobrosławiec, płytki zbiornik (ok. 1 ha) zarośnięty szuwarem *Sparganietum erecti* z udziałem pałki szerokolistnej, marka szerokolistnego *Sium latifolium*, mietlicy rozłogowej *Agrostis stolonifera*, przytulii błotnej *Galium palustre*, situ rozpierzchłego *Juncus effusus*, kropidła wodnego *Oenanthe aquatica*, tojeści pospolitej *Lysimachia vulgaris*, turzycy błotnej *Carex acutiformis*, karbieńca pospolitego *Lycopus europaeus*, jaskra płomiennika *Ranunculus flammula*, pływacza zwyczajnego, wgłębki wodnej *Riccia fluitans*, i okrężnicy bagiennej *Hottonia palustris*, przy brzegu szuwar kosaćcowy *Iridetum pseudacori* oraz *Glycerietum fluitantis*, wewnątrz niewielkie przestrzenie otwartej wody; w otoczeniu zbiorowiska łęgowe, miejscami wąski pas łozów, 1.07.2007 r., 3 osobniki.
12. Dolina Środkowej Odry, 52°7´38″N, 14°46´19″E, UTM VT87, okolice rezerwatu Młodno, niewielki zbiornik (ok. 20 m^2). W grudniu 2007 r., w ramach projektu „Ochrona żółwia błotnego i płazów na nizinach północnej Europy", wykopano niewielkie oczko wodne, poszerzając istniejący rów odwadniający. W czerwcu 2008 r. stwierdzono w nim 5 osobników pijawki lekarskiej.

Dyskusja

Nowe stanowiska pijawki lekarskiej, wykazane w niniejszym opracowaniu, mieszczą się w obrębie zasięgu występowania tego gatunku w Polsce. W zestawieniu ze znanymi dotychczas stanowiskami mogą wskazywać na szeroki zasięg występowania tego gatunku w kraju (Buczyński 2003; Jażdżewska, Wiedeńska 2004; Buczyński i in. 2008; Rewicz, Zemko 2009; Bonk i in. 2012). Jednak duża liczba lokalizacji dotyczy już danych starszych, z XX w., niepotwierdzonych w ostatnich latach. Analiza rozmieszczenia wskazuje również na stosunkowo duże rozproszenie stanowisk, co może wynikać ze stosunkowo słabego stopnia poznania lokalnych populacji.

Na uwagę zasługuje stwierdzenie pijawki lekarskiej w Wielkopolsce, w obrębie niewielkiego zbiornika wodnego na południu regionu (stanowisko 3). Buczyński i inni (2008) wskazali na znaczący udział małych zbiorników wodnych (39%) w całym spektrum środowisk zasiedlanych przez pijawkę lekarską. Środowiska takie, w tym torfianki, pozostają zatem dogodnym miejscem bytowania gatunku w silnie przekształconym krajobrazie rolniczym.

Aktualny stan wiedzy o rozmieszczeniu pijawki lekarskiej na terenie kraju nie pozwala na akceptację stanowiska Buczyńskiego i innych (2008), zgodnie z którym postulowane jest „przeniesienie" gatunku z grupy wysokiego (VU) do grupy niższego ryzyka (NT). Wzrost liczby wykazywanych stanowisk może być wynikiem zwiększonej aktywności naukowej badaczy. Większość znanych stanowisk jest izolowana, a wśród nich dominują niewielkie zbiorniki, które w wielu rejonach kraju ulegają powolnemu zanikowi. Jedynie z północno-zachodniej części kraju pijawka ta jest regularnie wykazywana.

W pradolinach dużych rzek, np. Odry, Noteci czy Warty, pijawki stwierdza się obecnie bardzo rzadko, podczas gdy starsze dane (do 1975 r.) wskazują na występowanie gatunku na tych obszarach (Jażdżewska, Wiedeńska 2004; Buczyński i in. 2008). Może to świadczyć o zanikaniu siedlisk sprzyjających występowaniu pijawki lekarskiej, głównie starorzeczy (Jażdżewska, Wiedeńska 2004). Negatywny wpływ na populację ma również ograniczenie liczby potencjalnych żywicieli wskutek zaprzestania pojenia bydła w naturalnych zbiornikach (Jażdżewska, Wiedeńska 2004). Dwa z opisanych w niniejszym opracowaniu stanowisk (1 i 2) to niewielkie kąpieliska, gdzie kilkukrotnie obserwowano przypadki przyczepienia się pijawki do ciała człowieka.

Wiedza na temat występowania pijawki lekarskiej w Polsce wymaga dokładniejszych badań. Obecnie niewiele wiadomo o zagęszczeniu populacji. Nie prowadzi się również systematycznego monitoringu. Dopiero uzupełnienie tych informacji może stanowić w przyszłości podstawę do dyskusji nad zmianą statusu zagrożenia gatunku w kraju.

PIŚMIENNICTWO

Bonk M., Maniarski R., Pabijan M. 2012. Pijawka lekarska *Hirudo medicinalis* w południowej Polsce. Chrońmy Przyr. Ojcz. 68 (3): 232–237.

Buczyński P. 2003. Nowe stanowiska pijawki lekarskiej, *Hirudo medicinalis*. Chrońmy Przyr. Ojcz. 59 (3): 86–87.

Buczyński P., Dąbkowski P., Zawal A., Jaskuła R., Tończyk G., Grabowski M., Buczyńska E., Lewandowski K., Janicki D., Cios S., Pietrzak L., Mrowiński P., Pakulicka J., Jabłońska A., Guzik M. 2008. Occurrence and threats of the medicinal leech (*Hirudo medicinalis* L.) in Poland (Annelida: Hirudinea). Fragm. Faun. 51: 79–89.

Dyrektywa 1992. Dyrektywa Rady 92/43/EWG z dnia 21 maja 1992 roku w sprawie ochrony siedlisk przyrodniczych oraz dzikiej fauny i flory, Załącznik V (Dz. U. L 206, 22 lipca 1992).

Jażdżewska T. 2004. Pijawki Hirudinea. W: Bogdanowicz W., Chudzicka E., Pilipiuk I., Skibińska E. (red.). Fauna Polski. Charakterystyka i wykaz gatunków. Tom 1. MiIZ PAN, Warszawa: 4–9.

Jażdżewska T., Wiedeńska J. 2004. *Hirudo medicinalis* Linnaeus, 1758. Pijawka lekarska. W: Głowaciński Z., Nowacki J. (red.). Polska czerwona księga zwierząt. Bezkręgowce. Inst. Ochr. Przyr. PAN, AR im. A. Cieszkowskiego, Kraków–Poznań: 33–34

Kondracki J. 2000. Geografia regionalna Polski. Wyd. Nauk PWN, Warszawa.

Konwencja 1973. Konwencja o międzynarodowym handlu dzikimi zwierzętami i roślinami gatunków zagrożonych wyginięciem, sporządzona dnia 3.03.1973 roku. Dz. U. Nr 27 (1991), poz. 112 i 113.

Konwencja 1979. Konwencja o ochronie gatunków dzikiej flory i fauny europejskiej oraz ich siedlisk, sporządzona dnia 19 września 1979 roku. Dz. U. Nr 58 (1996), poz. 263.

Pawłowski L.K. 1936. Pijawki (Hirudinea). Fauna słodkowodna Polski 2: 1–176.

Rewicz T., Zemko K. 2009. Nowe stanowiska pijawki lekarskiej *Hirudo medicinalis* Linnaeus, 1758 w Polsce. Chrońmy Przyr. Ojcz. 65: 69–72.

Rozporządzenie 2011. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 12 października 2011 roku w sprawie ochrony gatunkowej zwierząt. Dz. U. Nr 237 (2011), poz. 1419.

World Conservation Monitoring Centre 1996. *Hirudo medicinalis*. W: IUCN 2012. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.1 [www.iucnredlist.org]; dostęp: 1.08.2012 r.

SUMMARY Chrońmy Przyrodę Ojczystą 68 (5): 383–387, 2012

Cichocki J., Dąbkowski P., Łupicki D., Maciantowicz M., Mąkol J., Szlauer-Łukaszewska A., Zawal A. The medicinal leech *Hirudo medicinalis* (Annelida: Hirudinea) in Western Poland

New data on the distribution of the medicinal leech *Hirudo medicinalis* Linnaeus, 1758 were collected in 2000–2009, during studies carried out on the aquatic fauna of invertebrates in western Poland. The leeches were recorded in the littoral zone of water bodies. Most of the 12 new locations are small water bodies situated in forest areas. This confirms the importance of these specific ecosystems for the protection of the medicinal leech. One of the locations was a reservoir built in the preceding year in order to protect *Emys orbicularis*.

Chrońmy Przyr. Ojcz. **68** (5): 388–391, 2012

Nowe stanowisko żłobika koralowego *Corallorhiza trifida* na Pomorzu Gdańskim

A new locality of *Corallorhiza trifida* in the Pomorze Gdańskie region (N Poland)

ALEKSANDRA NACZK[1], JAKUB KAZIMIERSKI[2]

[1] Katedra Ewolucji Molekularnej
[2] Katedra Taksonomii Roślin i Ochrony Przyrody
Uniwersytet Gdański
80–308 Gdańsk, ul. Wita Stwosza 59
e-mail: bioa.naczk@gmail.com, kubakazimierski@wp.pl

Słowa kluczowe: żłobik koralowy, nowe stanowisko, rezerwat przyrody „Dolina Kulawy".

Nowe stanowisko storczyka – żłobika koralowego *Corallorhiza trifida* Châtel. stwierdzono na terenie kompleksu soligenicznych torfowisk w dolinie rzeki Kulawy w maju 2010 roku, podczas prowadzenia badań terenowych w rezerwacie przyrody „Dolina Kulawy". Odnaleziono 33 osobniki żłobika koralowego, występujące w postaci dwóch skupień, zlokalizowanych w sąsiedztwie bezimiennego zbiornika wodnego. Aktualnie ta niewielka populacja nie wydaje się zagrożona, a w trakcie badań nie zaobserwowano potencjalnych zagrożeń dla istnienia populacji na terenie rezerwatu.

Żłobik koralowy *Corallorhiza trifida* Châtel. to niewielka, bezzieleniowa, saprofityczna roślina z rodziny storczykowatych Orchidaceae (ryc. 1). Jest gatunkiem o cyrkumborealnym zasięgu, obejmującym Europę, Kaukaz, Syberię, a także Amerykę Północną. W Polsce stwierdzony został głównie w południowej części kraju, zaś na niżu występuje jedynie kilkanaście populacji tego gatunku. Większe skupienia stanowisk odnaleziono na Wyżynie Krakowsko-Częstochowskiej oraz na Mazurach (Zając, Zając 2001; Budyś 2002). Populacje są zwykle nieliczne, złożone z kilku do kilkunastu osobników (Piękoś-Mirkowa, Mirek 2006). Rośnie przeważnie w żyznych lasach bukowych, w widnych borach sosnowych oraz na torfowiskach, na glebach świeżych lub wilgotnych, o zróżnicowanej trofii i odczynie (Szlachetko, Skakuj 1996; Szlachetko 2001). Według Matuszkiewicza (2005) gatunek charakterystyczny dla związku *Vaccinio-Piceion* oraz regionalnie charakterystyczny dla borealnej świerczyny na torfie *Sphagno girgensohnii-Piceetum*.

Żłobik koralowy w Polsce ma status gatunku narażonego na wyginięcie (kategoria V) i podlega ścisłej ochronie gatunkowej (Rozporządzenie 2004; Zarzycki, Szeląg 1992; Mirek i in. 2006). Na terenie Pomorza Gdańskiego (Markowski, Buliński 2004) i Zachodniego (Żukowski, Jackowiak 1995) został uznany za gatunek bezpośrednio zagrożony wymarciem (kategoria EN). Jako główną przyczynę zanikania jego stanowisk podaje się nadmierny wyrąb lasów oraz ich gospodarcze użytkowanie (Piękoś-Mirkowa, Mirek 2006).

Nowe stanowisko żłobika koralowego odnaleziono podczas badań florystycznych w ma-

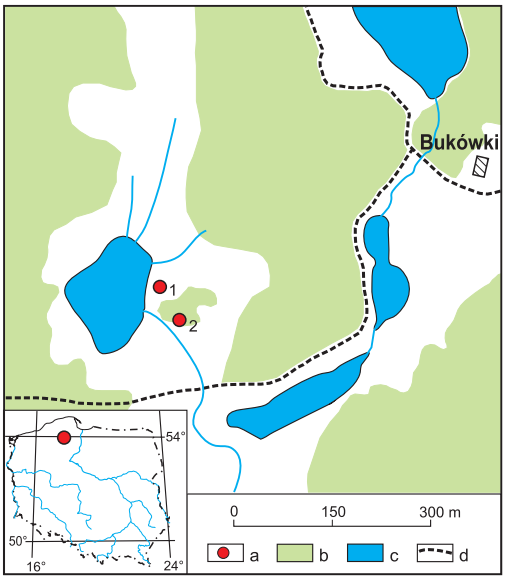
ju 2010 roku na terenie rezerwatu przyrody „Dolina Kulawy" (ATPOL CB23; Zając, Zając 2001). Rezerwat został utworzony w 2009 roku zarządzeniem Regionalnego Dyrektora Ochrony Środowiska w Gdańsku z dnia 8 lipca 2008 roku dla zachowania kompleksu torfowisk soligenicznych, źródlisk, jezior mezotroficznych i ekosystemów lądowych wykształconych na glebach węglanowych z charakterystycznymi dla tych ekosystemów biocenozami w dolinie rzeki Kulawy. Rezerwat (o pow. 155,41 ha), położony na terenie dwóch powiatów – bytowskiego (gmina Lipnica) i chojnickiego (gmina Brusy), należący do nadleśnictw Osusznica i Przymuszewo, w całości mieści się w granicach Zaborskiego Parku Krajobrazowego, w jego zachodniej części (Zarządzenie 2008). Pod względem fizyczno-geograficznym „Dolina Kulawy" znajduje się w mezoregionie Równina Charzykowska (Kondracki 2002). Zajmuje ona północny fragment rynny subglacjalnej, wykształconej w okresie pomorskiego stadium zlodowacenia północnopolskiego (Prusinkiewicz, Noryśkiewicz 1975).

W dokumentacji przyrodniczej sporządzonej dla opisywanego rezerwatu przyrody (Wołejko i in. 2007) występowanie żłobika koralowego nie zostało odnotowane.

Żłobika koralowego odnaleziono w bezpośrednim sąsiedztwie zarastającego, bezimiennego zbiornika wodnego, w płacie zespołu turzycy prosowej *Caricetum paniculatae* (ryc. 2, skupienie 1). Zasiedlał tutaj dwie kępy turzycy prosowej i rósł na częściowo zmineralizowanym torfie mszysto-turzycowym. W tym miejscu odnaleziono 9 osobników kwitnących, z których jedynie 6 zawiązało owoce. Fitocenoza, w której rósł żłobik koralowy miała wybitnie kępową strukturę, a podłoże było silnie uwodnione, ze względu na występujące zjawiska źródliskowe oraz niewielką odległość od zbiornika wodnego. W najbliższym sąsiedztwie stwierdzono obecność takich roślin, jak: knieć błotna *Caltha palustris*, rzeżucha łąkowa *Cardamine pratensis*, fiołek błotny *Viola palustris*, ostrożeń błotny *Cirsium palustre* i paproć – zachylnik błotny *Thelypteris palustris*. Odnotowano także mszaki: próchniczek błotny *Aulacomnium palustre*, merzyk groblowy *Mnium hornum*, rokiet cyprysowy *Hypnum cupressiforme*, fałdownik nastraszony *Rhytidiadelphus squarrossus*, widłozęb miotłowy *Dicranum scoparium*, sierpowiec zakrzywiony *Dreponanocladus aduncus*, torfowiec Warnstrofa *Sphagnum warnstorfii* i porostnicę wielokształtną *Marchantia polymorpha*.

Ryc. 1. Pokrój ogólny żłobika koralowego *Corallorhiza trifida* (rez. przyr. „Dolina Kulawy"; 23.05.2010 r., fot. J. Kazimierski)
Fig. 1. The whole plant of Corallorhiza trifida *("Dolina Kulawy" nature reserve; 23 May, 2010; photo by J. Kazimierski)*

Niewielkie zadrzewienie na podłożu organicznym, graniczące z szuwarem *Thelypteridо-Phragmitetum* to kolejne miejsce występowania żłobika koralowego (ryc. 2, skupienie 2). Roślinę obserwowano na powierzchni około 50 m^2, w skupieniach liczących kolejno 15, 4, 3 i 2 osobniki. Wszystkie rośliny kwitły i zawiązały owoce. W drzewostanie stwierdzono wy-



Ryc. 2. Lokalizacja stanowiska żłobika koralowego *Corallorhiza trifida* na terenie rezerwatu przyrody „Dolina Kulawy": a – opisane skupienia żłobika koralowego, b – lasy, c – zbiorniki wodne, d – drogi gruntowe

Fig. 2. The locality of Corallorhiza trifida *on the area of the nature reserve "Dolina Kulawy": a – described aggregations of coralroot orchid, b – forested areas, c – water reservoirs, d – unpaved roads*

stępowanie: brzozy brodawkowatej *Betula pendula*, sosny zwyczajnej *Pinus sylvestris* i świerka pospolitego *Picea abies*, a warstwę krzewów reprezentowały: wierzba szara *Salix cineraea*, jałowiec pospolity *Juniperus communis* oraz kruszyna pospolita *Frangula alnus*. W warstwie zielnej gatunkiem dominującym była przenikająca z sąsiedniego szuwaru trzcina pospolita *Phragmites australis* i zachylnik błotny. Pojedynczo lub w niewielkich skupieniach rosły również: skrzyp błotny *Equistem fluviatile*, pępawa błotna *Crepis paludosa*, tojeść pospolita *Lysimachia vulgaris*, knieć błotna, przytulia błotna *Galium palustre*, siódmaczek leśny *Trientalis europaea*, groszek łąkowy *Lathyrus pratensis*, komonica błotna *Lotus uliginosus*, kuklik zwisły *Geum rivale*, turzyca błotna *Carex acutiformis* oraz nienotowana w dokumentacji przyrodniczej rezerwatu (Wołejko i in. 2007) kukułka Fuchsa *Dactylorhiza fuchsii*. W miejscu występowania żłobika warstwa mszysta była bardzo obfita i reprezentowana przez torfowce: *Sphagnum fallax*, *S. subnitens* i *S. teres*.

Obecnie ta niewielka populacja żłobika koralowego nie wydaje się zagrożona i nie zaobserwowano potencjalnych zagrożeń dla jej istnienia na terenie rezerwatu przyrody „Dolina Kulawy". Niemniej jednak, ze względu na specyficzną biologię gatunku, trudno wnioskować o rzeczywistym stanie populacji żłobika koralowego. Podobnie jak inne storczyki saprofityczne, żłobik kwitnie rzadko – co kilka–kilkanaście lat, a w postaci kłączy może przetrwać pod ziemią wiele lat (Szlachetko 2001).

W rezerwacie przyrody „Dolina Kulawy" potwierdzono występowanie wielu gatunków storczyków, wcześniej podawanych w dokumentacji przyrodniczej rezerwatu (Wołejko i in. 2007). Znajduje się tu jedna z liczniejszych w regionie populacja obuwika pospolitego *Cypripedium calceolus*, bardzo licznie występuje również kruszczyk szerokolistny *Epipactis helleborine* i listera jajowata *Listera ovata*. Mniej liczne są populacje kruszczyka rdzawoczerwonego *E. atrorubens*, kruszczyka błotnego *E. palustris*, stoplamka szerokolistnego *Dactylorhiza majalis* i stoplamka krwistego *D. incarnata*. Ponadto odnaleziono stoplamka Fuchsa *D. fuchsii* niepodawanego stąd wcześniej (Wołejko i in. 2007).

Mimo poszukiwań, nie udało się odnaleźć storczyka drobnokwiatowego *Orchis ustulata* i storczyka kukawki *O. militaris* – notowanych w dokumentacji przyrodniczej rezerwatu (Wołejko i in. 2007).

PIŚMIENNICTWO

Budyś A. 2002. A new locality of *Corallorhiza trifida* Chât. in the Kaszubskie Coastal Region. Acta Bot. Cassub. 3: 109–112.

Kondracki J. 2002. Geografia regionalna Polski. Wyd. Nauk. PWN, Warszawa.

Markowski R., Buliński M. 2004. Ginące i zagrożone rośliny naczyniowe Pomorza Gdańskiego. Endan-

gered and threatened vascular plants of Gdańskie Pomerania. Acta Bot. Cassub., Monogr. 1: 175.
Matuszkiewicz W. 2005. Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski. PWN, Warszawa.
Mirek Z., Zarzycki K., Wojewoda W., Szeląg Z. 2006. Red list of plants and fungi in Poland. Czerwona lista roślin i grzybów w Polsce. Inst. Bot. im. W. Szafera PAN, Kraków.
Piękoś-Mirkowa H., Mirek Z. 2006. Flora Polski. Atlas roślin chronionych. Multico Oficyna Wyd., Warszawa.
Prusinkiewicz Z., Noryśkiewicz B. 1975. Geochemiczne i paleopedologiczne aspekty genezy kredy jeziornej jako skały macierzystej północnopolskich rędzin. Acta Univ. Nicolai Copernici, Geografia 11 (35): 115–127.
Rozporządzenie 2004. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 lipca 2004 roku w sprawie gatunków dziko występujących roślin objętych ochroną. Dz.U. Nr 168, poz. 1764 z dnia 28 lipca 2004 r.
Szlachetko D.L. 2001. Flora Polski. Storczyki. Multico Oficyna Wyd., Warszawa.
Szlachetko D.L., Skakuj M. 1996. Storczyki Polski. Wyd. Sorus, Poznań.
Wołejko L., Stańko R., Utracka-Minko B., Koopman J., Prajs B. 2007. Dokumentacja przyrodnicza projektowanego rezerwatu „Zapceńskie Mechowiska" Szczecin. (mscr.); [http://ine.eko.org.pl/index_areas.php?rek=1057].
Zając A., Zając M. (red.) 2001. Atlas rozmieszczenia roślin naczyniowych w Polsce. Nakł. Prac. Chorol. Komp. Inst. Bot. UJ, Kraków.
Zarządzenie 2008. Zarządzenie Nr 14/09 Regionalnego Dyrektora Ochrony Środowiska w Gdańsku z dnia 8 lipca 2008 roku w sprawie uznania za rezerwat przyrody „Dolina Kulawy".
Zarzycki K., Szeląg Z. 1992. Czerwona lista roślin naczyniowych zagrożonych w Polsce. W: Zarzycki K., Wojewoda W., Heinrich Z. (red.). Lista roślin zagrożonych w Polsce. Wyd. 2. Inst. Bot. im. W. Szafera PAN, Kraków.
Żukowski W., Jackowiak B. 1995. Ginące i zagrożone rośliny naczyniowe Pomorza Zachodniego i Wielkopolski. Prace Zakł. Takson. Roślin UAM 3: 5–141. Bogucki Wyd. Nauk.

SUMMARY Chrońmy Przyrodę Ojczystą 68 (5): 388–391, 2012

Naczk A. Kazimierski J. A new locality of *Corallorhiza trifida* in the Pomorze Gdańskie region (N Poland)

During the field investigation carried out in May 2010, a new site of *Corallorhiza trifida* was found in the Pomorze Gdańskie region (CB23 square of the ATPOL grid). The population consisting of 33 specimens is situated in two positions of the bogs complex in the nature reserve "Dolina Kulawy". The first concentration/cluster? occupies a shore of nameless lake and grows in *Caricetum paniculatae* plant association and number of specimens amounted to 9. The second is situated in the small afforestation, bordered on *Thelypterido-Phragmitetum* plant association and 24 specimens are dispersed at the area of about 50 m^2.

It is also worth to pay attention to other species of orchids occurring in the nature reserve "Dolina Kulawy". There is one of the larger populations of lady's slipper orchids *Cypripedium calceolus* in the region or unlisted in the nature reserve *Dactylorhiza fuchsii*.

Chrońmy Przyr. Ojcz. **68** (5): 392–395, 2012

Chamedafne północna *Chamaedaphne calyculata* – nowe stanowisko na Warmii

Chamaedaphne calyculata – a new location in the Warmia region (N-E Poland)

JAN DZIEDZIC, PIOTR DYNOWSKI, ANNA ŹRÓBEK-SOKOLNIK

Katedra Botaniki i Ochrony Przyrody
Uniwersytet Warmińsko-Mazurski
10–727 Olsztyn, Plac Łódzki 1
e-mail: djan1@op.pl, piotr@jezioro.com.pl, a.zrobeksokolnik@uwm.edu.pl

Słowa kluczowe: chamedafne północna, *Chamaedaphne calyculata*, nowe stanowisko, gatunek zagrożony.

W trakcie badań florystycznych prowadzonych w gminie Purda na terenie województwa warmińsko-mazurskiego znaleziono nowe stanowisko chamedafne północnej *Chamaedaphne calyculata* (L.) Moench. Znajduje się ono na śródleśnym torfowisku wysokim, oddalonym o niecałe 2 km na południowy wschód od wsi Nerwik i o 2,5 km na północny wschód od wsi Giławy, na granicy oddziałów 224f i 238a, w Nadleśnictwie Wipsowo.

Chamedafne północna *Chamaedaphne calyculata* (L.) Moench (syn. modrzewnica północna, rozmarynek leśny; rodzina: wrzosowate Ericaceae) objęta jest w Polsce ścisłą ochroną prawną (Rozporządzenie 2004). To gatunek zagrożony wyginięciem w kraju – V (Zarzycki, Szeląg 2006), umieszczony w pierwszym i drugim wydaniu *Polskiej czerwonej księgi roślin* w kategorii EN (Kruszelnicki 1993, 2001).

Chamedafne północna zajmuje borealną i subarktyczną strefę Europy, Azji i Ameryki Północnej. Występuje w zbiorowiskach borów bagiennych i torfowiskach wysokich o glebach kwaśnych (pH poniżej 5) i silnie uwilgotnionych. Uważana jest za gatunek charakterystyczny dla związku zespołów *Oxycocco-Empetrion hermaphroditi* (Matuszkiewicz 2001), obejmującego torfowiska wysokie w subarktyczno-borealnej strefie Europy. W naszym kraju jest rzadkim reliktem postglacjalnym, przybyłym z Syberii w epoce polodowcowej, osiągającym południowo-zachodni kres swojego europejskiego zasięgu. Rośnie przede wszystkim w pasie pojezierzy i na Nizinie Mazowiecko-Podlaskiej, gdzie można ją spotkać głównie na nieleśnych torfowiskach wysokich w zespole *Sphagnetum magellanicii* oraz w borze bagiennym *Vaccinio uliginosi-Pinetum* (Polakowski 1957, Kruszelnicki 2001).

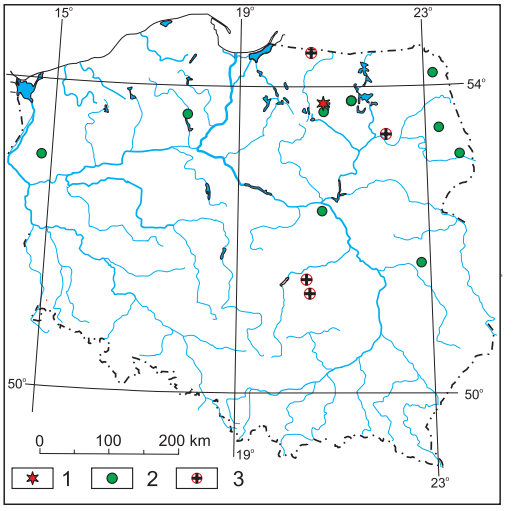
W miejscach otwartych chamedafne północna często tworzy gęste kępy, a w strefie ekotonu między lasem a torfowiskiem – zarośla w kształcie smugi; w borach bagiennych występuje najczęściej w postaci pojedynczych pędów. W miejscach dobrze oświetlonych obficie kwitnie i owocuje. W naszym kraju rozmnaża się głównie wegetatywnie przez zakorzeniające się pędy i odrośla korzeniowe,

natomiast udział rozmnażania generatywnego jest znacznie mniejszy (Kruszelnicki 2000, 2001). Chamedafne północna występuje obecnie na dziewięciu stanowiskach, cztery zaś są stanowiskami historycznymi (ryc. 1; Klimko i in. 2000; Kruszelnicki 2001; Klimko, Szkudlarz 2002).

Stwierdzone stanowisko chamedafne północnej znajduje się na śródleśnym torfowisku wysokim. Układ hydrologiczny łączy je z jeziorem Kar oraz z dwoma niewielkimi zbiornikami. W południowo-wschodniej części torfowiska znajduje się niedrożny rów melioracyjny, a w pobliżu – osuszone mokradło, Bagno Falaszka, na którym wykształciły się turzycowiska i łozowisko. Na dwóch pozostałych zbiornikach, w tym w jeziorze Kar, postępuje silna sukcesja szuwaru trzcinowego i turzycowego.

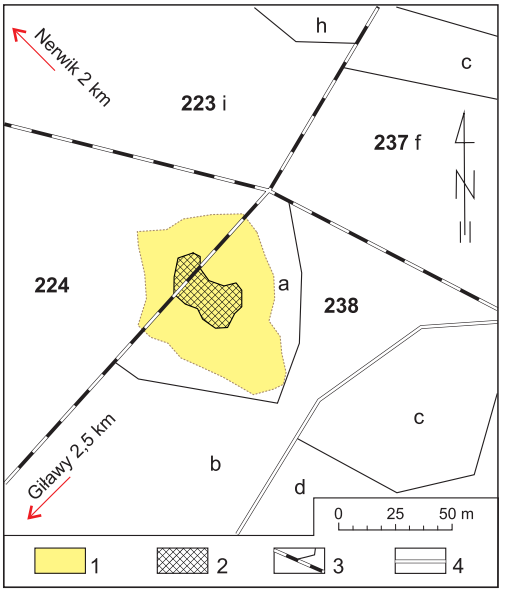
Nowe stanowisko (ryc. 1) zlokalizowane jest niecałe 2 km na południowy wschód od wsi Nerwik i 2,5 km na północny wschód od wsi Giławy, na granicy oddziałów 224f i 238a w Nadleśnictwie Wipsowo. Najbliższe, znane do tej pory stanowisko, znajduje się w rezerwacie Sołtysek, oddalonym o 15 km na południe.

Omawiane torfowisko wysokie zajmuje powierzchnię około 40 arów (ryc. 2). Najbliższe otoczenie stanowią bory, z ponad stuletnim drzewostanem sosny zwyczajnej *Pinus sylvestris*. Od północnego zachodu dominują bory mieszane *Serratulo-Pinetum* (W. Mat. 1981) J. Mat. 1988, a od południowego wschodu bory świeże *Peucedano-Pinetum* W. Mat. (1962) 1973 (Matuszkiewicz 2001). Brzegi są silnie uwodnione, a miejscami występuje otwarta woda. W dwóch miejscach, przy brzegu wschodnim i południowo-wschodnim, nastąpiła sukcesja sosny i brzozy brodawkowatej *Betula pendula*. Spośród roślin naczyniowych rośnie wełnianka pochwowata *Eriophorum vaginatum*, rosiczka okrą-



Ryc. 1. Stanowiska chamedafne północnej w Polsce (na podstawie danych Klimko i in. 2000; Kruszelnicki 2001; Klimko, Szkudlarz 2002): 1 – nowe stanowisko, 2 – obecnie istniejące stanowiska, 3 – stanowiska historyczne

Fig. 1. Distribution of Chamaedaphne calyculata *sites in Poland (according to Klimko* et al. *2000; Kruszelnicki 2001; Klimko, Szkudlarz 2002): 1 – the new site, 2 – the existing sites, 3 – the historic sites*



Ryc. 2. Płat *Chamaedaphne calyculata* na nowym stanowisku w okolicy wsi Nerwik: 1 – torfowisko, 2 – powierzchnia płatu, 3 – granice oddziałów, 4 – droga

Fig. 2. Chamaedaphne calyculata *patch at the new site near the village of Nerwik : 1 – peat bog, 2 – area of the patch, 3 – boundaries of forest sections, 4 – road*

Ryc. 3. Chamedafne północna *Chamaedaphne calyculata* na stanowisku w okolicy wsi Nerwik (2.09.2010 r., fot. P. Dynowski)

Fig. 3. Chamaedaphne calyculata *at the new site near the village of Nerwik (2 September, 2010; photo by P. Dynowski)*

głolistna *Drosera rotundifolia*, żurawina bagienna *Oxycoccus palustris*, modrzewnica zwyczajna *Andromeda polifolia* i borówka bagienna *Vaccinium uliginosum*. Środkowa część torfowiska jest wyniesiona i na nim rozwija się zbiorowisko *Chamaedaphe cayculata* o powierzchni 5,5 ara (ryc. 2). Ma ono charakter skupienia pojedynczych krzewinek, o wysokości dochodzącej do 40 cm. Liczebność populacji wynosi kilkaset pędów. Większość osobników kwitnie i zawiązuje owoce (ryc. 3).

Zwartą powierzchnię torfowców (torfowiec kończysty *Sphagnum fallax* i magellański *S. magellanicum*) porasta obficie żurawina bagienna. Znacznie rzadsza jest rosiczka okrągłolistna. Miejscami, w strefie okrajkowej, notowano gatunki typowe dla torfowiska przejściowego: wełniankę pochwowatą, turzycę dzióbkowatą C*arex rostrata*, bobrka trójlistkowego *Menyanthes trifoliata* i czermień błotną *Calla palustris*.

Chamedafne północna osiąga w środkowej i północnej Polsce swoją południową granicę występowania. Liczbę stanowisk tego gatunku w naszym kraju ograniczają w znacznym stopniu warunki klimatyczne. Bezpośrednim zagrożeniem jest zanikanie odpowiednich siedlisk spowodowane obniżaniem się poziomu wód gruntowych w wyniku zabiegów melioracyjnych (Kruszelnicki 2001). Celowe staje się opracowanie odpowiednich metod ochrony czynnej, tj.: zwiększanie małej retencji, utrzymanie właściwego poziomu wód powierzchniowych na obszarach torfowiskowych oraz doskonalenie sposobów ochrony *ex situ* (m.in. reprodukcja w warunkach sztucznych i introdukowanie na stanowiska zastępcze).

PIŚMIENNICTWO

Klimko M., Kosińska E., Szkudlarz P. 2000. Morphometry of the leaves of *Chamaedaphne calyculata* (L.) Moench. Rocz. AR w Poznaniu CCCXXII, Bot. 3: 143–154.

Klimko M., Szkudlarz P. 2002. Morphological variability of the leaves of *Chamaedaphne calyculata* (L.) Moench. Ecol. Questions 2: 9–15.

Kruszelnicki J. 1993. *Chamaedaphne calyculata* (L.) Moench. – chamedafne północna. W: Zarzycki K., Kaźmierczakowa R. (red.). Polska czerwona księga roślin. Inst. Bot. im. W. Szafera PAN, Kraków: 142–144.

Kruszelnicki J. 2000. Stanowisko chamedafne północnej *Chamaedaphne calyculata* w Mazurskim Parku Krajobrazowym. Chrońmy Przyr. Ojcz. 56 (3): 100–103.

Kruszelnicki J. 2001. *Chamaedaphne calyculata* (L.) Moench. Chamedafne północna. W: Kaźmierczakowa R., Zarzycki K. (red.). Polska czerwona księga roślin. Inst. Bot. im. W. Inst. Bot. im. W. Szafera PAN, Inst. Ochr. Przyr. PAN, Kraków: 283–285.

Matuszkiewicz W. 2001. Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski. Vademecum Geobotanicum 3. Wyd. Nauk. PWN, Warszawa.

Polakowski B. 1957. Chamedafne (modrzewnica) północna – *Chamaedaphne cayculata* (L.) Moench na ziemiach polskich. Zesz. Nauk. Wyższej Szkoły Rolniczej w Olsztynie 2: 3–17.

Rozporządzenie 2004. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 lipca 2004 roku w sprawie gatunków dziko występujących roślin objętych ochroną. Dz. U. Nr 168 (2004), poz. 1764.

Zarzycki K., Szeląg Z. 2006. Red list of the vascular plants in Poland. W: Mirek Z., Zarzycki K., Wojewoda W., Szeląg Z. (red.). Red List of Plants and Fungi in Poland. W. Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences, Kraków: 9–20.

SUMMARY Chrońmy Przyrodę Ojczystą 68 (5): 393–395, 2012

Dziedzic J., Dynowski P., Źróbek-Sokolnik A. *Chamaedaphne calyculata* – a new location in the Warmia region (N-E Poland)

A new location of *Chamaedaphne calyculata* in Poland was found during floristic investigations carried out in the commune of Purda, the Warmia-Masuria province. The new location of the leatherleaf is a high peat bog in the forest located approximately 2 km south-east of the village of Nerwik and 2.5 km north-east of the village of Giławy, at the boundary of forest sections 224f and 238a in the forest division of Wipsowo.

Chrońmy Przyr. Ojcz. **68** (5): 396–400, 2012

Grążel drobny *Nuphar pumila* – nowe stanowisko w województwie warmińsko-mazurskim

Nuphar pumila – a new site in the Warmia-Masuria province

JAN DZIEDZIC, PIOTR DYNOWSKI, ANNA ŹRÓBEK-SOKOLNIK

Katedra Botaniki i Ochrony Przyrody
Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie
10–727 Olsztyn, Plac Łódzki 1
e-mail: djan1@op.pl, piotr@jezioro.com.pl, a.zrobeksokolnik@uwm.edu.pl

Słowa kluczowe: grążel drobny, *Nuphar pumila*, nowe stanowisko, gatunek zagrożony wyginięciem.

Podczas badań florystycznych prowadzonych 18 sierpnia 2010 roku w południowej zatoce jeziora Serwent (gm. Purda, woj. warmińsko-mazurskie) stwierdzono występowanie grążela drobnego *Nuphar pumila* (Timm) DC. – rzadkiego gatunku należącego do reliktów glacjalnych – w postaci pięciu zwartych fitocenoz *Nupharetum pumilae* o powierzchni od 20 do 60 m^2. Jest to jedyne, aktualnie potwierdzone stanowisko występowania tego gatunku w województwie warmińsko-mazurskim.

Wstęp

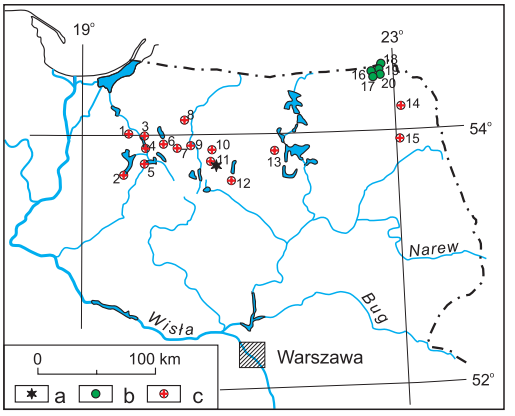
Grążel drobny *Nuphar pumila* (Timm) DC., syn. *N. pumilum* (Timm) DC. z rodziny grzybieniowatych Nymphaeaceae podlega ochronie ścisłej (Rozporządzenie 2004). Jest gatunkiem zagrożonym wyginięciem w skali kraju (Zarzycki, Szeląg 2006), zamieszczonym w *Polskiej czerwonej księdze roślin* (Kłosowski 2001). To drobna bylina o dość długim kłączu (20–70 cm), pełzającym po podłożu lub zagłębionym w mulistym dnie. Okrągłojajowate liście pływające (podobne do liści grążela żółtego *N. lutea*, ale znacznie mniejsze) o blaszce długości 5–15 cm i szerokości 3,5–13 cm wyrastają na ogonkach osiągających długość do 1,5 m (ryc. 1). Liście podwodne przyjmują kształt sercowaty lub okrągławy; są cienkie, delikatne, o brzegu płytko zatokowatym. Kwiaty grążela drobnego (ryc. 1) są obupłciowe, o średnicy 2–3 cm, z licznymi płatkami korony i 5 żółtozielonymi działkami kielicha (3–5 razy dłuższymi od płatków). Wyrastają na szypułkach 0,5–2 (2,5) m długości. Słupek składa się z 8–12 zrośniętych owocolistków, a jego znamię jest tarczowate, płaskie, z 8–12 promieniami dochodzącymi do wyraźnie ząbkowanego brzegu. Kwitnie od czerwca do września. Owoc jest jagodo- lub torebkopodobny, gruszkowaty, w górnej części zwykle zakrzywiony (Kłosowski 2001; Kłosowski, Kłosowski 2001; Piękoś-Mirkowa, Mirek 2006; Zhou, Fu 2007).

Grążel drobny występuje w północnej, środkowej i zachodniej Europie, na Syberii, we wschodniej Azji oraz w środkowo-wschodniej części Ameryki Północnej, w stawach i jeziorach mezo- do oligotroficznych oraz dystroficznych, o wodzie chłodnej, na podłożu torfiasto-

Ryc. 1. Grążel drobny *Nuphar pumila* – liście i kwiaty (jezioro Serwent, 18.08.2010 r., fot. P. Dynowski)
Fig. 1. Nuphar pumila – *leaves and flowers (Lake Serwent, 18 August, 2010; photo by P. Dynowski)*

-mulistym. Warunkiem jego występowania jest niska twardość wody oraz bezwapienne, organiczne podłoże (Kłosowski 2001; Kłosowski, Kłosowski 2001; Kłosowski, Szańkowski 2004; Kraska i in. 2006). Grążel drobny jest składnikiem zbiorowisk roślin wodnych zaliczanych do związku *Nymphaeion* Oberd. 1957. Najczęściej tworzy fitocenozy zespołu *Nupharetum pumilae* Oberd. 1957, w kombinacji z rdestnicą pływającą *Potamogeton natans*, grzybieniami białymi *Nymphaea alba* i wywłócznikiem kłosowym *Myriophyllum spicatum*, w których jest dominantem. W Polsce grążel drobny jest rzadkim reliktem glacjalnym, który osiąga tu południową granicę swojego zwartego europejskiego zasięgu. Rośnie przede wszystkim w pasie pojezierzy, głównie na Pojezierzu Suwalskim i Pomorskim (Gostyńska-Jakuszewska 1985; Kłosowski 2001; Kłosowski, Kłosowski 2001; Matuszkiewicz 2001).

Według danych z literatury (Gostyńska-Jakuszewska 1985; Zając, Zając 2001; Kłosowski 2001; Dziedzic 2001), stanowiska niepotwierdzone grążela drobnego w Polsce północno-wschodniej (ryc. 2) to: Małdyty koło Morąga (nr 1), Rudzienickie Lasy koło Iławy (nr 2), Morąskie Łąki (nr 3), Prosno w gminie Morąg (nr 4), jezioro Czarne koło Ostródy (nr 5), Gamerki Wielkie w gminie Jonkowo (nr 6), Jonkowo koło Olsztyna (nr 7), Smolajny w gminie Dobre Miasto (nr 8), Dywity koło Olsztyna (nr 9), jezioro Kierzlińskie (nr 10), bagno Kiemno koło Purdy (nr 11), okolica Olsztyna (nr 12), jezioro Lisunie koło Mikołajek (nr 13), okolica Suwałk (nr 14), okolica Augustowa (nr 15). Na omawianym obsza-



Ryc. 2. Stanowiska grążela drobnego *Nuphar pumila* w Polsce północno-wschodniej (wg Gostyńska-Jakuszewska 1985; Zając, Zając 2001; Kłosowski 2001; Dziedzic 2001; numery objaśniono w tekście): a – nowe stanowisko, b – aktualne stanowiska, c – stanowiska niepotwierdzone po 1980 roku

Fig. 2. Distribution of Nuphar pumila sites *in east-north Poland (acc. to Gostyńska-Jakuszewska 1985; Zając, Zając 2001; Kłosowski 2001; Dziedzic 2001; numbers are interpreted in text): a – the new site, b – the current sites, c – sites not confirmed after 1980*

rze grążel drobny występuje obecnie tylko na 5 potwierdzonych stanowiskach na Pojezierzu Suwalskim: jezioro Pobłędzie koło Skajzgir (nr 16), jezioro Wersele koło Wersel (nr 17), jezioro Jegliniszki koło Solin (nr 18), jezioro Okliny koło Oklin (nr 19) i jezioro Dziadówek koło Dzierwan (nr 20).

Nowe stanowisko

Jezioro Serwent objęto w 2010 roku wstępnymi badaniami florystycznymi po wcześniejszej informacji ustnej otrzymanej od Pana Mariana Szymkiewicza, dyrektora olsztyńskiego Muzeum Przyrody, który pierwszy zwrócił uwagę na obserwowane małe okazy grążela, sugerując występowanie grążela drobnego.

Inwentaryzację botaniczną południowej części jeziora Serwent, którego powierzchnia wynosi 243,5 ha, przeprowadzono 18 sierpnia 2010 roku. Jezioro położone jest 3 km na wschód od Purdy i 2 km na zachód od Giław, na wysokości 132,8 m n.p.m. Głębokość maksymalna wynosi 26,2 m, a średnia 9,8 m (Choiński 1991). Jest to dobrze zachowany, eutroficzny zbiornik, ułożony południkowo, o wymiarach 4,2 × 1 km. W urozmaiconej, południowej części jeziora znajdują się dwie wyspy (o pow. 1,5 oraz 4 ary) i 6-hektarowy półwysep przy wschodnim brzegu. Najbliższe otoczenie jeziora stanowią bory mieszane i świeże, a od strony północno-zachodniej – pola uprawne i łąki.

Podczas badań południowej zatoki jeziora, przy południowo-zachodnim brzegu, na głębokości 0,4 do 1 m stwierdzono występowanie pięciu zwartych płatów grążela drobnego (ryc. 3) o powierzchni od 20 do 60 m^2 (ryc. 4), w których buduje on własne zbiorowisko. Wśród gatunków uczestniczących w budowie fitocenoz w pojedynczych przypadkach

◀◀

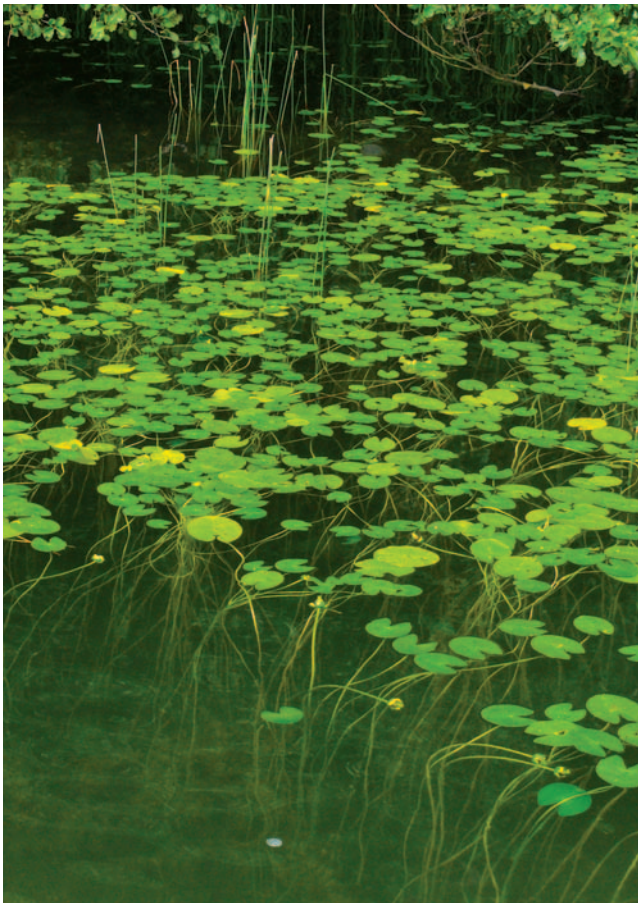
Ryc. 3. Rozmieszczenie fitocenoz *Nupharetum pumilae* w jeziorze Serwent

Fig. 3. Distribution of Nupharetum pumilae *phytocoenoses in Lake Serwent*

notowano grążela żółtego i grążela pośredniego *N.* × *intermedia*. Spośród innych roślin naczyniowych stwierdzono obecność rdestnicy połyskującej *Potamogeton lucens* i rdestnicy ściśnionej *P. compressus* oraz rogatka sztywnego *Ceratophyllum demersum*, formy pływającej rdestu ziemnowodnego *Polygonum amphibium f. natans* i skrzypu bagiennego *Equisetum fluviatile*. Spośród ramienic notowano krynicznicę tępą *Nitellopsis obtusa* i ramienicę zwyczajną *Chara rudis*.

Zagrożenie i ochrona

W celu zachowania w jeziorze Serwent stanowiska grążela drobnego – glacjalnego reliktowego gatunku, który według *Polskiej czerwonej księgi roślin* (Kłosowski 2001) ma status narażonego na wyginięcie, należy jak najszybciej objąć jezioro ochroną rezerwatową. Jest to obecnie jedyne znane stanowisko grążela drobnego w województwie warmińsko-mazurskim. Wśród zabiegów ochronnych powinno się przeprowadzać mechaniczne usuwanie kwiatów grążela żółtego i grążela pośredniego, z którymi opisywany takson tworzy mieszańce i zamiera (Kłosowski 2001). Ponadto należy zdecydowanie ograniczyć wydawanie pozwoleń na rozbudowę infrastruktury turystycznej (domki letniskowe), w pobliżu stanowisk chronionego grążela drobnego. Jezioro Serwent zasługuje na ochronę również z uwagi na obecność zamierających w jeziorach łąk ramienicowych.



Ryc. 4. Płat zespołu *Nupharetum pumilae* w południowej części jeziora Serwent (18.08.2010 r., fot. P. Dynowski)
Fig. 4. Nupharetum pumilae patch *in the southern part of Lake Serwent (18 August, 2010; photo by P. Dynowski)*

PIŚMIENNICTWO

Choiński A. 1991. Katalog jezior Polski. Cz. II: Pojezierze Mazurskie. Wyd. Nauk. UAM, Poznań.

Dziedzic J. 2001. Występowanie wybranych zagrożonych i rzadkich hydrofitów w jeziorach Pojezierza Mazurskiego. Acta Botanica Warmiae et Masuriae 1: 183–187.

Kłosowski S. 2001. *Nuphar pumila* (Timm.) DC. Grążel drobny. W: Kaźmierczakowa R., Zarzycki K. (red.). Polska czerwona księga roślin. Inst. Bot. im. W. Szafera PAN, Inst. Ochr. Przyr. PAN, Kraków: 283–285.

Kłosowski S., Kłosowski G. 2001. Grążel drobny. Flora Polski. Rośliny wodne i bagienne. MULICO Oficyna Wyd., Warszawa: 126–127.

Kłosowski S., Szańkowski M. 2004. Habitat differentiation of the *Myriophyllum alternifolium* and *Litorella uniflora* phytocoenoses in Poland. Acta Soc. Bot. Poloniae 73 (1): 79–86.

Kraska M., Piotrowicz R., Klimaszyk P., Kuczyńska-Kippen N., Szeląg-Wasielewska E. 2006. Biodiversity in three lobelian lakes in relation to the catchment area influence. Acta Agrophysica 7 (2): 401–413.

Gostyńska-Jakuszewska M. 1985. *Nuphar pumila* (Timm.) DC. Reg. Veg. Syst. Nat. 2, 1821:61, Grążel drobny. W: Adam Jasiewicz (red). Flora Polski. Rośliny naczyniowe. Wyd. II, tom IV. PWN, Warszawa–Kraków: 99.

Matuszkiewicz W. 2001. Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski. Vademecum Geobotanicum 3. Wyd. Nauk. PWN, Warszawa.

Piękoś-Mirkowa H., Mirek Z. 2006. Flora Polski. Rośliny chronione. Multico Oficyna Wyd., Warszawa.

Rozporządzenie 2004. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 lipca 2004 roku w sprawie gatunków dziko występujących roślin objętych ochroną. Dz. U. Nr 168 (2004), poz. 1764.

Zając A., Zając M. (red.) 2001. Atlas rozmieszczenia roślin naczyniowych w Polsce. Wyd. Prac. Chorol. Komp. Inst. Bot. UJ, Kraków.

Zarzycki K., Szeląg Z. 2006. Red list of the vascular plants in Poland. W: Mirek Z., Zarzycki K., Wojewoda W., Szeląg Z. (red.). Red List of Plants and Fungi in Poland. W. Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences, Cracow: 9–20.

Zhou Q., Fu D. 2007. Floral biology of *Nuphar pumila* (Timm) DC. (Nymphaeaceae) in China. Pl. Syst. Evol. 264: 101–108.

SUMMARY Chrońmy Przyrodę Ojczystą 68 (5): 396–400, 2012

Dziedzic J., Dynowski P., Źróbek-Sokolnik A. *Nuphar pumila* – a new site in the Warmia-Masuria province

On the 18th of August 2010 a new site of *Nuphar pumila* (Timm) DC, a rare and glacial relict species, was found during floristic investigations on the southern shore of Lake Serwent (Purda commune, Warmia and Mazury province). The species occurred in the form of *Nupharetum pumilae* phytocoenoses with an area ranging from 20 to 60 m^2. This is the only confirmed site of *N. pumila* in the Warmia-Masuria province.

Errata do zeszytu 4/2012

STRONA	LINIA	JEST	POWINNO BYĆ
243	abstrakt, 9–10 wiersz	w cegielniach w Buszkowicach I	w cegielni w Buszkowicach I
248	szpalta prawa, 8 wiersz od góry	w obu cegielniach	w cegielni
255	szpalta lewa, 10 wiersz od góry	(dawniej, od	(dawniej, do
257	szpalta prawa, 5 wiersz od dołu	bee-eaters	bee-/-eaters