

## PIŚMIENNICTWO

Anioł-Kwiatkowska J., Dajdok Z. 1993. *Roślinność wschodniego krańca Równiny Oleśnickiej. I. Naturalne, półnaturalne i antropogeniczne zbiorowiska roślinne*. Acta Univ. Wratislaviensis, Prace Bot. 55, Wrocław.

Ciaciura M. 1988. *Charakterystyka rozmieszczenia górskich gatunków naczyniowych na Śląsku*. Rozpr. hab. AM we Wrocławiu 12.

Kloss M., Macicka T., Pender K., Rybałtowska Z. 1995. *Charakterystyka i waloryzacja mokradel i użytków zielonych w Polsce w aspekcie ochrony środowiska naturalnego. Region Wrocławski (G)*. Maszynopis.

Kotańska M. 1987. *Współwystępowanie populacji *Cirsium rivulare* i *C. oleraceum* w Dolinie Wierzbanówki na Pogórzu Wielickim*. Fragm. Flor. et Geob. Ann. 31-32, 3-4.

Schubert R., Hilbig W., Klotz S. 1995. *Bestimmungsbuch der Pflanzengesellschaften Mittel- und Nordostdeutschlands*. Gustav Fisher Verlag Jena, Stuttgart.

Zarzycki K., Wojewoda W., Heinrich Z. (red.) 1992. *Lista roślin zagrożonych w Polsce*. Inst. Bot. im. W. Szafera, PAN, Kraków.

## OCHRONA ZWIERZĄT

### **Uwagi do introdukcji raka sygnałowego *Pacifastacus leniusculus* w wodach Polski**

Raki są organizmami o dużym znaczeniu w wielorakim rozumieniu tego słowa. Z ekologicznego punktu widzenia jako największe skorupiaki i bezkręgowce w naszych wodach mają znaczący wpływ na ekosystem (Gydemo 1994). Z ekonomicznego punktu widzenia są jednym z cenniejszych słodkowodnych gatunków zwierząt pozyskiwanych rybacko. Występujące w naszych wodach raki z rodzaju *Astacus* (rak szlachetny *A. astacus* i rak stawowy *A. leptodactylus*) należałoby uznać za gatunki ginące. Świadczyć o tym mogą postępujący zanik stanowisk oraz spadek odłowów gospodarczych o całe rzędy wielkości w ciągu ostatnich 20 lat. Na ten stan rzeczy zapewne złożyło się wiele przyczyn. Jedną z nich, powszechnie zaliczaną do najważniejszych, jest pojawienie się choroby, wywołanej przez grzyb *Aphanomyces astaci*, zwanej dżumą raczą. Choroba ta, atakując od lat sześćdziesiątych ubiegłego stulecia przyczyniła się do masowego wymierania europejskiej populacji raka szlachetnego (Gydemo 1994) i spowodowała, według niektórych ocen, straty sięgają-

ce 90% pogłowia (Holdich 1988). Tym samym olbrzymia większość zasobów wykorzystywanych komercyjnie przestała istnieć.

Wyczerpanie się źródła znaczących dochodów skłaniała osoby zajmujące się gospodarką rybacką do podjęcia prób rekonstrukcji stanu sprzed okresów epizootcji. Z obawy przed ponownym pojawieniem się dżumy raczej, zresztą całkiem uzasadnionej (szwedzkie powiedzenie: „raz dżuma racza – zawsze dżuma racza”) (Gyde mo 1994), próbowano przeprowadzić rekonstrukcję opierając się na gatunkach uznanych początkowo za „odporne na dżumę raczą”. Dzięki przemyślanym zabiegom w naszych obecnych wodach śródlądowych pojawił się początkowo rak stawowy (np. populacje zachodniej i północno-zachodniej Polski są wynikiem introdukcji), a następnie rak pręgowaty, zwany ze względu na swoje pochodzenie rakiem amerykańskim *Orconectes limosus*. Wyniki tych introdukcji da się streścić następująco:

- rak stawowy (naszym zdaniem bardziej udana z ekologicznego punktu widzenia introdukcja) okazał się tak samo wrażliwy na dżumę raczą jak rak szlachetny (Rahe, Soyly 1989),

- rak pręgowaty, mimo większej odporności na dżumę raczą, okazał się mało wartościowy gospodarczo, za to pozostawiony „sam sobie” wykazał wysoki poziom możliwości dostosowawczych i ekspansji, szybko zadomowiając się w naszych wodach. Ponadto, w przypadku wspólnego bytowania z rakiem szlachetnym w wyniku ostrej konkurencji międzygatunkowej zdecydowanie go wypiera (obserwacje i dane własne).

Kolejnym gatunkiem na liście potencjalnych „zastępców” raka szlachetnego jest obecnie rak sygnałowy *Pacifastacus leniusculus* (nazwa angielska: signal crayfish). Pewna liczba raków tego gatunku została po raz pierwszy sprowadzona do Szwecji w 1959 r. przez prof. G. Svardsona i wpuszczona do jednego z jezior w wybrzeżu Bałtyku. Wynik tej pierwszej introdukcji był obiecujący, rak sygnałowy wytworzył tu lokalną populację (Brinck 1983). Dlatego uważany jest za potencjalny gatunek, mogący odtworzyć stan zasiedlenia rakami sprzed okresów masowych śnieć. Od 1963 r. podjęto w Szwecji prace introdukcyjne i regularne badania. W toku tych prac w 1967 r. sprowadzono kolejny materiał introdukcyjny raka sygnałowego z jeziora Hennessey (Stany Zjednoczone AP), lecz introdukcja ta nie powiodła się. Kolejne udane już wprowadzenie tego gatunku nastąpiło w 1969 r. w oparciu o materiał pochodzący z górskiego jeziora Tahoe (Kalifornia), leżącego w obszarze o klimacie zbliżonym do klimatu południowej Szwecji. Z tego właśnie źródła pochodzą jeżeli nie wszystkie, to zdecydowana większość hodowanych w Europie raków sygnałowych. Dystrybucję materiału do introdukcji prowadzą powstałe w 1969 r., a działające do dzisiaj zakłady hodowli raka w Simontorp (Simontorp Akvatiska Avelslaboratorium), gdzie już na przełomie lat 1970/71 otrzymano własny materiał przeznaczony do dalszej hodowli. Obecne rozmieszczenie raka sygnałowego w Europie w dużej mierze pokrywa się z rozmieszczeniem raka szlachetnego (Lowery,

Holdich 1988). Rak sygnałowy hodowany jest w wielu krajach Europy – od Wielkiej Brytanii przez Danię, Szwecję, Finlandię po Estonię i Litwę.

W Polsce prace nad introdukcją tego gatunku rozpoczął zespół Józefa Kossakowskiego z Instytutu Rybactwa Śródlądowego w Olsztynie w 1971 r. (Kossakowski i in. 1975). Prace tego zespołu trwały do 1983 r. (Krzywosz 1994), kiedy to zakończono i opisano wyniki hodowli wprowadzonych w 1979 r. 5800 młodych osobników raka sygnałowego (Kossakowski i in. 1983). W wyniku tych prac nie udało się uzyskać trwałych efektów w postaci stada matecznego i uzyskania potomstwa (Krzywosz 1994). Ponowną próbę introdukcji podjęto w 1991 r. – 3000 sztuk w Ośrodku Zarybieniowym PZW w Gawrych Rudzie oraz w obiektach Instytutu Rybactwa Śródlądowego, głównie „Dgal” w Pieczarkach koło Giżycka (Krzywosz 1994). Powodem podjęcia tej introdukcji były, jak się zdaje, głównie względy hodowlane, do których zaliczono: powołując się na wyniki szwedzkich doświadczeń – odporność gatunku na dzumę raczą oraz korzystniejsze cechy użytkowe takie, jak: wcześniejsze o rok osiągnięcie dojrzałości płciowej, wysoka płodność, szybsze tempo wzrostu, większą o 20–25% masę ciała przy tych samych długościach ciała (Krzywosz 1995), co w efekcie, przynajmniej z założenia, stwarza lepsze perspektywy produkcji w celach komercyjnych. Rozpatrując sprawę z ekologicznego punktu widzenia, introdukcja ta może budzić zastrzeżenia. Problem odporności amerykańskich gatunków raków na dzumę raczą był znany stosunkowo dawno (Unestam 1969). Na kontynencie amerykańskim dzuma racza stanowi tzw. czynnik tła i stąd najprawdopodobniej została zawleczona do Europy (Unestam 1972), tu stała się czynnikiem bodźcowym w stosunku do rodzimych gatunków. Rak sygnałowy jako przedstawiciel gatunków amerykańskich oprócz właściwej im odporności na dzumę raczą okazał się także jej nosicielem (Smith, Soderhall 1986). Osobniki tego gatunku tym samym mogą być zarazone tą chorobą, którą przenoszą na inne wrażliwe gatunki, i same nie chorując mogą wywoływać epizootcje. Jednakże stwierdzono (Nylund, Westman 1983), że rak sygnałowy, choć sam z reguły nie choruje na dzumę raczą, to jednak w pewnych warunkach stresowych utajona forma tej choroby może ulec zmianie w ostrą w przeciągu zaledwie kilku godzin i doprowadzić do śmierci zwierzęcia. W takich wypadkach jej ostry przebieg jest nawet bardziej gwałtowny niż w odniesieniu do raka szlachetnego. Według danych szwedzkich, w ciągu zaledwie 2 tygodni „dzuma racza” jest w stanie zdziesiątkować populację raka sygnałowego. Należy tu jednakże zaznaczyć, że w przeciwieństwie do raka szlachetnego z reguły nie ginie 100% stanu pogłowia (Westman, Nylund 1979).

Nosicielstwo dzumy raczej przez raka sygnałowego w naturalnych siedliskach amerykańskich dotyczy około połowy populacji (od 47 do 51,7% w różnych akwenach). Procent zarazonych osobników z jezior amerykańskich, z których pochodzi populacja europejska, sięgał od 27,0 do 62,9% (Furst, Bostrom 1979). W jeziorach szwedzkich średnio od 3 do 11,2%

populacji jest nosicielami tej choroby, ale i tutaj w jednym ze zbiorników stwierdzono wysoki procent nosicielstwa (60,5%). W tym ostatnim przypadku ten stan rzeczy wiąże się z niekorzystnymi warunkami środowiskowymi: zanieczyszczeniem wód, spowodowanym wysokim stężeniem metali ciężkich (Furst, Bostrom 1979). Zatem warunki bytowania raka sygnałowego mają prawdopodobnie wpływ nie tylko na niebezpieczeństwo porażenia przez dżumę, ale także na samo nosicielstwo. Z badań fińskich wynika, że na ewentualne przenoszenie dżumy ma wpływ również wiek osobników raka sygnałowego. Nie stwierdzono objawów nosicielstwa u osobników mniejszych niż 6 cm, a pochodzących ze zbiorników naturalnych i u raków mniejszych niż 2 cm ze zbiorników hodowlanych (Westman, Nylund 1979).

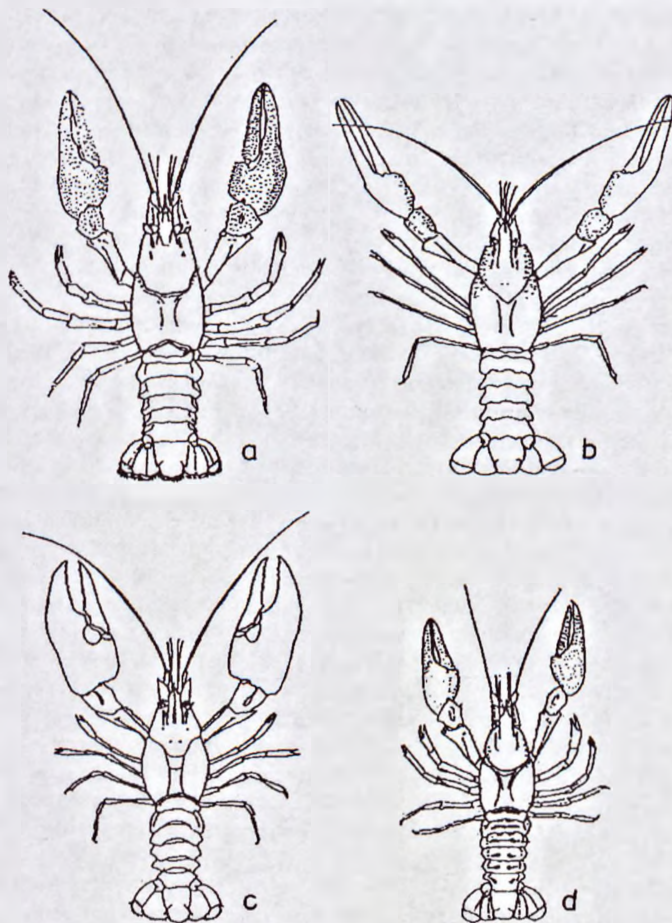
Tym samym są pewne przesłanki, że odpowiednio przeprowadzona introdukcja daje szanse, że nie zostanie ta choroba zawleczona i przeniesiona na gatunki szczególnie wrażliwe, jak rak szlachetny lub błotny. Takie założenie zdaje się potwierdzać fakt, że istnieją zbiorniki wodne, w których oba gatunki (rak sygnałowy i szlachetny) współwystępują (Soderback 1993, Westman, Pursiainen 1979). Należy zaznaczyć, że współwystępowanie obu gatunków z reguły kończy się wyparciem raka szlachetnego przez sygnałowego. I nawet, jeśli nie dzieje się to za sprawą dżumy raczej, to mechanizmy konkurencji międzygatunkowej faworyzują raka sygnałowego (Soderback 1993). Zwraca uwagę również fakt, że w populacjach raka sygnałowego w Szwecji, w których nie stwierdza się nosicielstwa dżumy raczej lub występuje ona w nikłym procencie, odporność raków sygnałowych na śmiertelne porażenie przez *Aphanomyces astaci* maleje (Persson, Soderhall 1983).

W świetle wyżej wspomnianych faktów należałoby się zastanowić nad celowością introdukcji raka sygnałowego w Polsce. Trudno znaleźć przykład choć jednej introdukcji do wód śródlądowych, którą można by uznać za w pełni udaną z biologicznego punktu widzenia, jakkolwiek jest wiele takich, które z ekonomicznego punktu widzenia na krótką metę były całkiem udane. W każdym razie w przypadku raka sygnałowego biologiczne skutki mogą być dotkliwe. Przekonać się o tym mogli Norwegowie, gdy w 1987 r. populację raka szlachetnego z rzeki Glomma zaatakowała dżuma racza, a której zarodniki przeniesione zostały ze Szwecji, prawdopodobnie na sprzęcie turystycznym lub poprzez nielegalną introdukcję raka sygnałowego (Taugbol, Skurdal 1993). Podobnie, wybuch dżumy raczej w Anglii wiązany jest również z wprowadzeniem tu dla celów hodowlanych raka sygnałowego (Holdich 1990).

Sprowadzenie raka sygnałowego w niektóre rejony Polski, np. południowej czy południowo-wschodniej, może się okazać zgubne dla ostatnich licniejszych populacji raka szlachetnego, których stan jest jeszcze nie w pełni udokumentowany. Wniosek ten wynika między innymi z porównań obserwacji własnych (Strużyński, Smietana – dane nie publikowane) i najnowszych opracowań (Skalski 1994). Uważamy, że dla populacji raka szlachetnego w Polsce, który wpisany został do „Czer-

wonej księgi" IUCN – jako gatunek zagrożony wyginięciem, przybyło kolejne poważne zagrożenie\*.

Przemysław Śmietana, Witold Strużyński



Ryc. 1. Cztery gatunki raków (samce) występujących w Polsce: a – rak szlachetny (rzeczny) *Astacus astacus*, b – rak stawowy (błotny) *Astacus leptodactylus*, c – rak sygnałowy *Pacifastacus leniusculus*, d – rak pręgowaty (amerykański) *Orconectes limosus*

\* Oba gatunki raków (szlachetny i sygnałowy) umieszczono także na „Czerwonej liście zwierząt ginących i zagrożonych w Polsce” (Jażdżewski 1992) – [Redakcja].

**Od Redakcji.** Introdukcja egzotycznych gatunków zwierząt do naszych (europejskich) ekosystemów związana jest zazwyczaj z dużym ryzykiem i może grozić nieprzewidywalnymi skutkami. Zabiegi takie stwarzają przede wszystkim dodatkowe zagrożenie dla autochtonicznej fauny – bezpośrednie (np. poprzez wzrost strat powodowanych przez drapieżnictwo lub konkurencję, zawleczenie pasożytów i nowych chorób) lub pośrednie (np. zmiany struktury ugrupowań zwierząt, zaburzenia w piramidzie troficznej). Można zatem przewidywać, że wprowadzanie obcych gatunków do naszych wód śródlądowych (wielokrotnie trudniejszych do penetracji i oceny przez ludzi niż „przejrzyste” siedliska naziemne) może być brzemiennie w skutki i doprowadzić do utraty kontroli nad reintrodukowaną populacją.

Dobry przykład potwierdzający powyższy pogląd stanowi introdukcja południowoamerykańskich raków z rodzaju *Procambarus* (głównie *P. clarki*; angielska nazwa: American red swamp crayfish) – do nadmorskich mokradeł niedaleko ujścia rzeki Gwadalkiwir, zaledwie 40 km od granic Parku Narodowego Doñana (południowo-zachodnia Hiszpania).

Pierwsze raki wprowadzono tu w 1974 r., a niezwykle gwałtowny ich wzrost liczebny spowodował, że już w 1980 r. miejscowi rybacy odłowili w celach komercyjnych 810 ton, a w 1982 r. 3000 ton tych skorupiaków. W wyniku ekspansji terytorialnej zwierzęta te zasiedliły bagna Doñana, a wkrótce potem w wyniku niebywałego wzrostu liczebnego, uwidocznił się wpływ populacji raków na ekosystemy parku. Odnotowano gwałtowny spadek liczebny płazów i gadów często przebywających w środowisku wodnym. Ustalono, iż głównymi przyczynami zaniku były: 1) wysoka śmiertelność dorosłych płazów i gadów powodowana przez pułapki i sieci używane do odłowu raków, 2) zjadanie skrzelu i kijanek przez raki, mimo iż są one z zasady roślinożerne (Delibes, Adrián 1987).

Od kilkunastu lat introdukowane raki są głównym pokarmem wielu gatunków zwierząt kręgowych. Ich szczątki napotkano w 1984 r. w 98% analizowanych odchodów wydry *Lutra lutra* (dla porównania w 1976 r. – 0%); stanowią też ważną pozycję w diecie innych ssaków drapieżnych: lisa *Vulpes vulpes*, borsuka *Meles meles*, tchórza *Mustela putorius*, mangusty *Herpestes ichneumon* i żenety *Genetta genetta* (Delibes, Adrián 1987).

Odnotowany spadek liczebny płazów, niektórych gatunków gadów i prawdopodobnie ryb stał się powodem, iż całe ugrupowanie ptaków z grupy tzw. ekologicznych drapieżników, żyjące na tych bagnach, jest troficznie uzależnione od introdukowanych raków. Polują na nie m.in. czaple, niektóre kaczki i chruszciele *Rallidae*, rybitwy krótkodziobe *Gelochelidon nilotica*, a nawet puszczyki zwyczajne *Strix aluco*. Wielokrotnie obserwowano kanie czarne *Milvus migrans* łowiące raki (Costa 1984, Delibes, Adrián 1987). Znaczny wzrost liczebny populacji bociana białego *Ciconia ciconia* w Hiszpanii (1984 r. – 6753 pary, 1994 r. już 16 643 pary) przypisuje się w znacznym stopniu temu rakowi, który w tym czasie

zasiedlił pola ryżowe i wody systemów nawadniających (np. Rubio-García i in. 1983, Schulz 1994). W obecnych warunkach eliminacja (hipotetyczna) introdukowanych raków miałyby katastrofalne następstwa dla wielu gatunków ptaków i ssaków tego obszaru.

O konsekwencjach związanych z introdukcją obcych naszej faunie gatunków powinni pamiętać nie tylko przyrodnicy, ale także osoby demonstrowujące głęboką nieznaną złożoność problemów przyrody, w tym niektórzy praktycy, urzędnicy wydający zezwolenia na introdukcje oraz „poprawiacze przyrody” [Piotr Profus].

## PIŚMIENNICTWO

Abrahamsson S.A. 1983. *Trappability, locomotion, and the diel pattern of activity in the crayfish *Astacus astacus* L. and *Pacifastacus leniusculus* Dana*. Freshwater Crayfish V International Symposium, Davis, California, USA, 239–253.

Brinck P. 1983. *Sture Abrahamsson Memorial Lecture: An ecologist's approach to dealing with the loss of *Astacus astacus**. Freshwater Crayfish V International Symposium, Davis, 21–37.

Costa L. 1984. *Alimentacion de la pagaza piconegra *Gelochelidon nilotica* en las Marismas del Guadalquivir*. Dohana, Acta Vertebr. 11, 2: 185–195.

Delibes M., Adrián I. 1987. *Effects of Crayfish Introduction on Otter *Lutra lutra* Food in the Dohana National Park, SW Spain*. Biol. Conserv. 42, 2: 153–159.

Furst M., Bostrom U. 1979. *Frequency of symptoms of *Aphanomyces* on *Pacifastacus leniusculus**. The Second Scandinavian Symposium on Freshwater Crayfish. Lammi, Finland.

Gydemo R. 1994. *On the restoration of noble crayfish in Sweden*. Nordic Journal Freshwater Research 69: 173–175.

Holdich D.M. 1988. *The dangers of introducing alien animals with particular reference to crayfish*. Freshwater Crayfish VII International Symposium, Lozanna, 15–30, Switzerland.

Holdich D.M. 1990. *The native crayfish and treats to its existence*. Britain Wildlife 2 (3): 145–151.

Jażdżewski K. 1992. *Pancerzowce Malacostraca*. W: *Czerwona lista zwierząt ginących i zagrożonych* (red. Głowaciński Z.). Zakł. Ochr. Przyr. i Zasobów Natural. PAN, Kraków.

Kossakowski J., Mnich M., Kossakowski G. 1975. *The first introduction of the crayfish *Pacifastacus leniusculus* Dana, into Polish waters*. Freshwater Crayfish IV International Symposium. Thonon-les-Bains, 195.

Kossakowski J., Mnich M., Kossakowski G. 1983. *An attempt to raise juvenile crayfish Pacifastacus leniusculus Dana*. Freshwater Crayfish V International Symposium, Davis, 555–556.

Krzywosz T. 1994. *Introdukcja raka sygnałowego Pacifastacus leniusculus Dana, do wód Polski*. Roczn. Nauk. PZW 7: 81–93.

Krzywosz T. 1995. *Chów raka sygnałowego*. Wyd. IRS, Olsztyn.

Lowery R.S., Holdich D.M. 1988. *Pacifastacus leniusculus in North America and Europe, with details of the distribution of introduced and native crayfish species in Europe*. Freshwater crayfish: biology, management and exploitation. Croom Helm Ltd, London.

Nylund V., Westman K. 1983. *Frequency of visible symptoms of the crayfish plague fungus (Aphanomyces astaci) on the American crayfish (Pacifastacus leniusculus) in natural populations in Finland*. Freshwater Crayfish V International Symposium, Davis, 277–283.

Persson M., Soderhall K. 1983. *Pacifastacus leniusculus Dana and its resistance to the parasitic fungus Aphanomyces astaci Schikora*. Freshwater Crayfish V International Symposium, Davis, 292–298.

Rahe R., Soylu E. 1989. *Identification of pathogenic fungus causing destruction to Turkish crayfish stocks (Astacus leptodactylus)*. Journal invertebrates Pathology 54, 1: 10–15.

Rubio-Garcia J.C., Rodriguez de los Santos M., Santa-Rosa R. 1983. *Reproduction of la cigogne blanche Ciconia ciconia dans les Marismas du Guadalquivir*. Alauda 51, 4: 251–258.

Schulz H. 1994. *Zur Bestandssituation des Weißstorchs – Neue Perspektiven für den „Vogel des Jahres 1994“?* Berichte zum Vogelschutz 32: 1–12.

Skalski A.W. 1994. *Atlas zasobów, wadorów i zagrożeń środowiska geograficznego Polski. Rozmieszczenie raków*. PAN, Agencja Reklamowo-Wydawnicza A. Grzegorzczak, Warszawa.

Smith V.J., Soderhall K. 1986. *Crayfish pathology*. Freshwater Crayfish VI International Symposium, Lund, 199–211.

Soderback B. 1993. *Population regulation in two Co-occurring Crayfish Species*. Acta Universitatis Upsaliensis, praca doktorska, Uppsala.

Taugbol T., Skurdal J. 1993. *Crayfish plague and management strategies in Norway*. Biological Conservation 63: 75–82.

Unestam T. 1969. *Resistance to crayfish plague in some American, Japanese and European crayfishes*. Report, Institute Freshwater Research, Drottningholm 49: 202–209.

Unestam T. 1972. *On the host range and origin of the crayfish plague fungus*. Report, Institute Freshwater Research, Drottningholm 52: 192–198.

Westman K., Nyluna V. 1979. *Crayfish plague, Aphanomyces astaci, observed in the European crayfish, Astacus astacus, in Pihlajavesi waterway in Finland*. Freshwater Crayfish IV International Symposium, Thonon-les-Bains, 419–426.



Westman K., Pursiainen M. 1979. *Development of the European crayfish *Astacus astacus* and the American crayfish *Pacifastacus leniusculus* (Dana) populations in a small Finnish lake*. Freshwater Crayfish IV International Symposium, Thonon-les-Bains, 243–250.

### Nowe stanowisko tygrzyka paskowanego *Argiope bruennichi*

Tygrzyk paskowany *Argiope bruennichi* należy do rodziny krzyżakowatych *Argiopidae*. Pająk ten zaliczany jest do najefektowniej ubarwionych i najokazalszych przedstawicieli europejskiej arachnofauny.

Pierwsza informacja o występowaniu tygrzyka paskowanego na ziemiach polskich pochodzi z 1874 r. (Nowicki 1874). Do 1939 r. znane były w Polsce tylko 2 stanowiska tego gatunku (Dziabaszewski 1959). W ostatnich dziesięcioleciach *Argiope bruennichi* wykazuje znaczną ekspansję na terenie naszego kraju, powiększając stale swój zasięg. Jest to zjawisko interesujące z punktu widzenia zoogeograficznego. Tygrzyk paskowany zaliczany jest bowiem do elementu południowo-wschodniego, czyli pontomedyteranejskiego. W Polsce większość stanowisk tego pająka zlokalizowana jest na zachodzie kraju, w pradolinach wielkich rzek: Odry, Warty i Noteci (Dziabaszewski 1959, Radkiewicz, Jerzak 1991). Kilka stanowisk odnotowano w ostatnich latach także we wschodniej i południowej części kraju (Liana 1993, Piątek 1995). Mimo to w Polsce tygrzyk paskowany jest nadal gatunkiem rzadkim, znanym z około 40 stanowisk.

*Argiope bruennichi* jest gatunkiem ciepłolubnym i heliofilnym, dlatego spotykany jest prawie wyłącznie na siedliskach nieleśnych. Żyje najczęściej na wilgotnych łąkach, rzadziej na suchych, kserotermicznych zboczach, trawiastych skrajach zagajników sosnowych czy też na płotach.

Nowe stanowisko tygrzyka paskowanego odnotowano w sierpniu 1995 r. we wsi Posada koło Konina, na siedlisku antropogenicznym w przydomowym ogrodzie. Znaleziono jedną samicę na pajęczynie rozpiętej pomiędzy pędami kwiatostanowymi lwiej paszczy *Antirrhinum majus*, w miejscu słonecznym i wilgotnym. Obserwacje, które zamierza się przeprowadzić w następnych latach pokażą, czy tygrzyk paskowany zdoła się utrzymać na tak niestabilnym siedlisku. Dotychczas z województwa konińskiego podawane było tylko jedno stanowisko tego pająka – w Ślesinie (Dziabaszewski 1959).

Leszek Bednorz