

OCENA MOŻLIWOŚCI REALIZACJI RESTYTUCJI RAKA SZLACHETNEGO DO WÓD ŚRÓDLEŚNYCH NA PODSTAWIE DOŚWIADCZEŃ REINTRODUKCJI TEGO GATUNKU W ZABORSKIM PARKU KRAJOBRAZOWYM

Przemysław Śmietana

Abstrakt

W pracy została opisana akcja pomyślnej restytucji raka szlachetnego do wód Zaborskiego Parku Krajobrazowego. Wyniki działań na rzecz ratowania zagrożonego gatunku zostały przeanalizowane względem przydatności wód administrowanych przez Lasy Państwowe do celów odtwarzania populacji raka szlachetnego w Polsce.

ESTIMATION OF POSSIBILITIES OF NOBLE CRAYFISH RESTOCKING IN FOREST WATERS ON THE BASE REINTRODUCTION EXPERIENCES OF THE SPECIES IN ZABORSKI LANDSCAPE PARK

Abstract

The action of the successful noble crayfish restocking was described in the paper. The results of the efforts towards the rescue of vulnerable species were discussed against the background of an usefulness of waters administrated by National Forestry to process rebuilding noble crayfish populations in Poland.

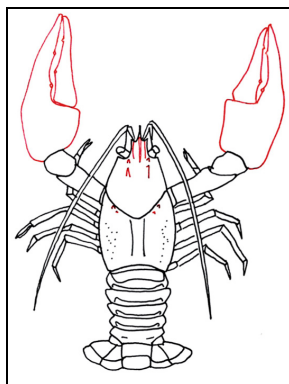
Wstęp

Rak szlachetny (*Astacus astacus* L.) (Fig. 1) jest jednym z gatunków rodzimych bezkręgowców, których tempo zanikania w ostatnich dziesięcioleciach wskazuje na realną możliwość utraty tego elementu wodnych biocenoz. Dane dotyczące zmian występowania i liczebności raka szlachetnego w Polsce (Schulz, Śmietana 2001, Schulz i in. 2002, Śmietana i in. 2004) wyraźnie potwierdzają powyższe stwierdzenie.

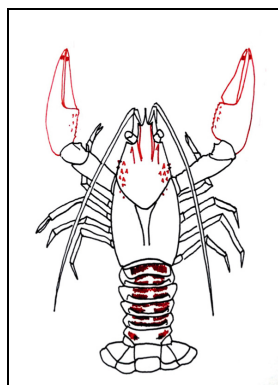
Na obszarze Pomorza, w 1902 roku, raka szlachetnego pozyskiwano z co najmniej 569 zbiorników (Śmietana i in. 2004), a w roku 1958 (Leńkowa 1962) odłowu komercyjnego prowadzono w już tylko w 86 zbiornikach. W roku 2000 rak szlachetny występował na 18 stanowiskach. W ciągu ostatnich lat rak szlachetny ustąpił z 4 stanowisk, a 3 kolejne należy uznać za zanikające (Śmietana i in. 2006).

Wyniki prowadzonych badań wskazują, że spośród powszechnie znanych przyczyn zanikania raka szlachetnego z wód europejskich w przypadku północnej Polski,

najgroźniejszym czynnikiem jest ekspansja raka pręgowatego *Orconectes limosus* (Fig. 2) (Śmietana 2003, 2006).



Ryc. 1. Rak szlachetny *Astacus astacus* L., na rysunku obok czerwonym kolorem zaznaczono charakterystyczne cechy gatunkowe
Fig. 1. Noble crayfish "*Astacus astacus*" L., on the picture below the typical species features marked with red color



Ryc. 2. Rak pręgowaty *Orconectes limosus* Raf., na rysunku obok czerwonym kolorem zaznaczono cechy umożliwiające rozpoznanie gatunku
Fig. 2. Spiny-cheek crayfish "*Orconectes limosus*" Raf., on the picture below the typical species features marked with red color

Relatywnie wolna ekspansja tego gatunku na obszarze środkowego Pomorza złożyła się na fenomen występowania tu najliczniejszej koncentracji stanowisk raka szlachetnego na całym Polskim Niziu. Duża jeziorność tego terenu oraz relatyw-

nie niski poziom antropopresji stwarza podstawy by właśnie na tym obszarze koncentrować działalność związaną z aktywną ochroną gatunku. Tylko taka forma ochrony w świetle doświadczeń w skali ogólnoeuropejskiej daje dobre wyniki i na zadawalającym poziomie gwarantuje przetrwanie gatunku.

Czynna ochrona w przypadku raka szlachetnego, w świetle wyżej scharakteryzowanej sytuacji gatunku, służyć ma ogólnie przyjętemu założeniu, że za późno jest aby ten gatunek tylko chronić – trzeba go ratować.

Najskuteczniejszym sposobem ratowania raka szlachetnego w Europie i tym samym w naszym kraju, jest restytucja gatunku. Zabieg ten polega na przeniesieniu osobników z miejsc występowania populacji spełniających określone wymagania do miejsc, które po starannym wyselekcjonowaniu dają gwarancje trwałego bytowania raka szlachetnego na nowo powstałym stanowisku.

Pierwsze działania restytucyjne na terenie Pomorza prowadzone były już na początku XX wieku i wykonywane przez rybaków próbujących zapewnić trwałość przychodów związanych z komercyjnymi połowami raków. Działania restytucyjne związane z koniecznością ratowania gatunku rozpoczęto na tym obszarze w połowie lat 90 ubiegłego wieku (Śmietana i in. 2004). Do tej pory zrealizowano w kraju kilka projektów związanych z restytucją raka szlachetnego i błotnego. Największym projektem był finansowany przez EkoFundusz: „Program czynnej ochrony rodzimych raków w Polsce”. Za realizację tego projektu na terenie Pomorza jak i uczestnictwo w 5 innych lokalnych (w tym 2 międzynarodowych) odpowiedzialny był autor tej części wniosku.

Analiza wyników w skali krajowej wskazuje na 50% skuteczność zabiegów restytucyjnych (Śmietana i in. 2004). W skali Pomorza skuteczność ta określona przez potwierdzenie występowania gatunku po 3 latach od chwili wprowadzenia wynosiła 83%.

Uzyskane wyniki potwierdzają tezę o występowaniu szczególnie korzystnych warunków na prowadzenie restytucji raka szlachetnego w właśnie na tym obszarze. Szczególnym elementem przyrodniczym wyróżniającym ten obszar względem innych jest koncentracja jezior lobeliowych, które często oferują rakom szlachetnym doskonałe warunki bytowania. W przypadku jezior lobeliowych „wykorzystanych” do celów restytucji raka szlachetnego stwierdzono jej 100% skuteczność (Śmietana i in. 2006).

Dotychczasowe wyniki prowadzenia restytucji na Pomorzu wskazują, że na skuteczność restytucji istotny wpływ ma również położenie zbiornika gwarantujące możliwie dużą izolację, rozumianą tu jako ograniczoną penetrację wody przez osoby czynnie korzystających z walorów środowiskowych wód. Takim typem wód są właśnie śródlęśne zbiorniki i cieki.

W niniejszej pracy przedstawiono wyniki restytucji raków szlachetnych do wód Zaborskiego Parku Krajobrazowego i na ich tle ukazano podstawowe wymogi stawiane przed skuteczną restytucją. W pracy zarysowano wpływ czynników charakteryzujących wody śródlęśne jako szczególnie przydatnych w pracach związanych z ratowaniem raka szlachetnego w naszym kraju. Opisany niżej przebieg oraz wy-

niki przeprowadzonej restytucji ma na celu dać obraz zakresu prac niezbędnych w przypadku takiego przedsięwzięcia. W rozdziale dyskusja zawarto analizę możliwości prowadzenia restytucji raka szlachetnego w oparciu o wody znajdujące się na obszarach administrowanych przez Lasy Państwowe koncentrując się na szczególnie korzystnych dla skutecznej restytucji przesłankach wynikających ze specyficznego dla naszego kraju, systemu zarządzania terenami leśnymi.

Materiały i metody

Metodyka takiego przedsięwzięcia wykorzystywałaby wszystkie dotychczasowe informacje i wiedzę dotyczącą skutecznej restytucji w skali europejskiej. Bazowano na dotychczasowym doświadczeniu autora w tym uczestnictwie w ogólnoeuropejskiej sieci tematycznej CRAYNET (Śmietana i in. 2006), której był jednym z twórców.

Wykorzystano również wyniki doświadczeń restytucyjnych prowadzonych do tej pory w wodach naszego kraju w tym głównie Pomorza (Śmietana i in. 2004), ale również innych obszarów jak na przykład śląskich (Śmietana 2005).

Proponowany zabieg restytucji raka szlachetnego na terenie Zaborskiego Parku Krajobrazowego przebiegał według wypracowanego to tej pory standardu i miał charakter wieloetapowy:

Kolejne etapy sprowadzone byłyby do realizacji następujących działań:

1. Analiza istniejących danych na temat występowania raków w wodach Zaborskiego Parku Krajobrazowego i obszarów przyległych,
2. Ocena stanu ekosystemów wodnych znajdujących się na terenie Zaborskiego Parku Krajobrazowego w świetle wymagań środowiskowych raka szlachetnego oraz ryzyka wystąpienia możliwych zagrożeń dla nowowprowadzonego gatunku,
3. Ocena jakości i wytypowanie populacji będących źródłem materiału do restytucji przy zachowaniu zasady minimalizacji potencjalnego wpływu planowanych zabiegów na istniejącą populację oraz zasad zachowania bioróżnorodności na poziomie puli genowej. Genetyczne podstawy wyboru opierane będą na wynikach badań (Schulz i in. 2003),
4. Połów i selekcja materiału do restytucji oraz wykonanie zabiegu restytucji,
5. Monitoring skuteczności restytucji.

W świetle powyższego, realizację niniejszego projektu oparto o rejestrację istniejących stanowisk raka pręgowatego w akwenach Zaborskiego Parku Krajobrazowego i obszarów przyległych. W tym celu skontrolowano większość zbiorników i cieków na tym obszarze szczególnie koncentrując się na rejonach potwierdzonego, historycznego, występowania raka szlachetnego (Leńkowa 1952, Kossakowski 1966).

Jako wiodącą metodę poszukiwawczą zastosowano nurkowanie swobodne w okresie linki raków. Metodami pomocniczymi była kontrola nocna strefy przybrzeżnej zbiorników wodnych oraz stosowanie przynętowych pułapek do połowu

raków typu szwedzkiego. Przeprowadzenie tych badań miało również na celu wykrycie ewentualnych siedlisk umożliwiających przeprowadzenie skutecznej restytucji.

Równolegle zaplanowano analizę jakości siedlisk w 17 akwenach Parku Krajobrazowego wybranych na podstawie metodyk stosowanych przez Śmietaną i innych (2004), dostępnych danych oraz konsultacji z pracownikami Zaborskiego Parku Krajobrazowego.

Kierując się powyższym wytypowano następujące jeziora: Konewka, Szczonek, Babionek Duży, Babionek Mały, Kaczewo, Piecki Małe, Piecki Duże, Warszyn, Czarne k. Laski, Żabinek k. Laski, Mechówek, Nowoparszecenickie, Welsyk, Żabinek k. Kosobudna, Rytosice, Bardze Małe, Bardze Duże i Welsyk oraz jeden ciek Orlą Strugę.

W zbiornikach tych dokonano analizy podstawowych parametrów fizykochemicznych: przewodnictwo elektryczne, pH, O₂, N-NH₄, N-NO₃, P, Ca, Mg w uzasadnionych przypadkach zawartość chlorofilu a oraz tlenu przy dnie na głębokości termokliny. Pomiar temperatury, zawartości tlenu i przewodnictwa wykonano przy pomocy miernika wieloparametrowego CX401. Zawartość biogenów kolorymetryczną przy wykorzystaniu metodyk opisanych przez Hermanowicza i innych (1976).

Oprócz powyższego dokonano oceny jakościowej siedlisk potencjalnego bytowania raka szlachetnego dokonując oceny makrofitów litoralnej i przybrzeżnej strefy jezior oraz jakościowej oceny makrobentosu poprzez analizę zaciągu drągi dennej w strefie litoralnej.

W celu przeprowadzenia zabiegów restytucyjnych przystąpiono do ustalenia populacji raka szlachetnego, które mogłyby stać się źródłem materiału do zarazczeń zwanej dalej populacjami „źródłowymi”. Populacja taka musi spełniać szereg warunków, których zapewnienie podnosi prawdopodobieństwo skutecznej restytucji oraz zachowania gatunku w miejscu jego poboru.

Wymagania genetyczne względem populacji „źródłowej” zostały określone w pracy (Schulz i in. 2004). Czynnikiem decydującym w świetle tego opracowania jest maksymalnie bliskie położenie geograficzne populacji „źródłowej” i miejsca restytucji.

Kolejnym wymogiem jest odpowiednia jakość populacji „źródłowej” rozumiana jako zadawalające zagęszczenie populacji, trwałość tego zagęszczenia w czasie ostatnich kilku lat oraz odpowiedni stan zdrowotny.

Do tego celu wykorzystano wynik prac (Strużyński, Śmietana 1999; Schulz, Śmietana 2002; Śmietana, Krzywosz, Strużyński 2004; Krzywosz, Śmietana 2005; Schulz, Śmietana, Schulz 2006) oraz materiały niepublikowane autora.

Analizę zdrowotną potencjalnych populacji przeprowadzono na podstawie analizy opracowań (Śmietana, Wierzbicka 1999; Wierzbicka, Śmietana 1999; Schulz, Śmietana i in. 2005; Maidwald i in. 2007) oraz materiały niepublikowane autora. Ponadto z wytypowanych populacji pobrano próby i przebadano w laboratorium. Wyniki te zostały zweryfikowane przez Powiatowego Lekarza Weterynarii w Bytowie i potwierdzone wydaniem stosownego świadectwa.

Ostatnim wymogiem względem populacji było dobranie maksymalnie zbliżonych warunków siedliskowych populacji „źródłowej” do warunków siedliskowych występujących w miejscu wsiedlenia populacji. Oprócz niepublikowanych danych autora wykorzystano również materiały zawarte w publikacji (Schulz i in. 2006).

Po oszacowaniu wymaganej reprezentacji materiału do zarządzeń uwzględniającej warunki siedliskowe w miejscu przewidywanej restytucji jak i zagęszczenie populacji „źródłowej” złożono stosowne wnioski do Wojewody Pomorskiego oraz rybackich użytkowników wód w celu uzyskania decyzji i zgody na pozyskanie materiału do zarządzeń.

Po uzyskaniu powyższych przystąpiono do odłowu wykorzystując jako preferowaną i najbardziej selektywną metodę nurkowania swobodnego.

Materiał do zarządzeń został przebadany względem stanu zdrowotnego i przetransportowany na miejsce restytucji.

Z racji terminu restytucji (okres godowy) materiał wprowadzano „punktowo” do wód przeznaczenia to jest w maksymalnie 6 grupach (rzeka) i 3 (jezioro).

W celu oceny skuteczności zabiegów restytucyjnych przeprowadzonych w wyselekcjonowanych siedliskach Zaborskiego Parku Krajobrazowego wykonano prace monitoringowe uwzględniające specyfikę nowych siedlisk raka szlachetnego.

Kontrolę występowania raków w cieku na oparto na odłowiu w wybranym miejscu rzeki przy pomocy agregatu prądotwórczego YUP 12. Na odcinku rzeki zaznaczonym na mapie na długości 200 metrów dokonano odłowów przy pomocy elektronurzędzia. Parametry stosowanego prądu w założeniu miały jedynie wywabiać raki z kryjówek i pozwalały na prawie natychmiastowe wpuszczenie z powrotem do wody organizmów oszołomionych prądem. Łagodne parametry stosowanego prądu miały również w założeniu minimalizować niebezpieczeństwo autotomii szczy-piec odławianych raków.

Oprócz wyżej wymienionego odłowu wybrany 500 metrowy odcinek rzeki był penetrowany w porze nocnej z użyciem latarki oraz połowu przy użyciu ręcznej siatki połowowej.

W jeziorze – miejscu restytucji podstawową metodą kontrolną było nurkowanie swobodne. Jako pomocniczą metodę na tym etapie restytucji, w okresie pomiędzy 24.04, a 10.06.2008 roku, zastosowano metodę połowów pułapkowych z zastosowaniem przynęty naturalnej. Z inicjatywy i przy przeważającym udziale Pracowników Zaborskiego Parku Krajobrazowego przeprowadzono 4 odłowu przy użyciu od 5 pułapek.

Wyniki

Wyniki eksploracji zbiorników wodnych na obszarze Zaborskiego Parku Krajobrazowego i terenów przyległych wykazały całkowitą dominację raka pręgowatego. Gatunek ten stwierdzono w 56 miejscach (cieki i jeziora) spośród 68 zbadanych. W zbiornikach podawanych przez Leńkową (1952) jako miejsca historycznego występowania raka szlachetnego tylko w jednym zbiorniku nie stwierdzono obecności raka pręgowatego.

Obecność raka pręgowatego w zbiorniku automatycznie dyskwalifikowała przeprowadzenie restytucji raka szlachetnego. Możliwość przenoszenia „dżumy raczej” przez raka pręgowatego (Maiwald i in. 2008) oraz mechanizmy konkurencji międzygatunkowej, (Śmietana 2008a, b) skazują taką potencjalną restytucję na fiasko.

Spośród 12 wód w których nie stwierdzono występowania raka amerykańskiego zaledwie 2 (jezioro i ciek) wytypowano jako miejsca planowanej restytucji dającej największe gwarancje powodzenia zabiegu.

Decydującymi o wyborze tych miejsc były wyniki badań hydrochemicznych i hydrobiologicznych, a także analiza ewentualnego zagrożenia ze strony antropogenicznej dyspersji raka szlachetnego. Położenie źródłowe oraz administracja Lasów Państwowych i Parku Krajobrazowego przyległych terenów do wybranych wód traktowane było jak czynniki sprzyjające skutecznej restytucji.

Zabieg restytucji przeprowadzono w oparciu o wyselekcjonowany materiał. Wymagania genetyczne względem populacji „źródłowej” zostały określone w pracy (Schulz, i in. 2004). Czynnikiem decydującym w świetle tego opracowania jest maksymalnie bliskie położenie geograficzne populacji „źródłowej” i miejsca restytucji.

Kolejnym wymogiem jest odpowiednia jakość populacji „źródłowej” rozumiana jako zadawalające zagęszczenie populacji, trwałość tego zagęszczenia w czasie ostatnich kilku lat oraz odpowiedni stan zdrowotny. Analizę zdrowotną potencjalnych populacji przeprowadzono na podstawie analizy opracowań (Śmietana i Wierzbicka 1999; Wierzbicka, i Śmietana 1999; Schulz i in. 2005; Maiwald i in. 2007) oraz materiały niepublikowane autora. Ponadto z wytypowanych populacji pobrano próby i przebadano w laboratorium. Wyniki te z przyczyn formalnych zostały zweryfikowane przez Powiatowego Lekarza Weterynarii w Bytowie i potwierdzone wydaniem stosownego świadectwa.

Po oszacowaniu wymaganej reprezentacji materiału do zarazeń uwzględniającej warunki siedliskowe w miejscu przewidywanej restytucji jak i zagęszczenie populacji „źródłowej” złożono stosowne wnioski do Wojewody Pomorskiego oraz rybackich użytkowników wód w celu uzyskania decyzji i zgody na pozyskanie materiału do zarazeń. Z racji terminu restytucji (okres godowy) materiał wprowadzano „punktowo” do wód przeznaczenia to jest w maksymalnie 6 grupach (rzeka) i 3 (jezioro).

Przybliżoną liczebność materiału do restytucji kierując się jako priorytetem minimalizacją negatywnego wpływu na populację „źródłową” ustalono na poziomie: około 300 osobników z i 250 osobników odpowiednio z dwu różnych jezior przy zachowaniu proporcji liczbowej płci 1:1 (Fig. 3).

Jesienią 2007 roku raki z populacji „źródłowych” zostały przetransportowane na teren Zaborskiego Parku Krajobrazowego i wsiedlone do docelowych akwenów.

W celu umożliwienia optymalnego udziału w godach raki wypuszczano w większych grupach liczebnych w miejscach zapewniających łatwy dostęp do potencjalnych kryjówek.

Późną wiosną 2008 przeprowadzono badania skuteczności zabiegów restytucyjnych. W wyniku ich realizacji udało się potwierdzić skuteczność zabiegów:



Ryc. 3. Zarzaczanie rakiem szlachetnym jeziora w Zaborskim Parku Krajobrazowym.
Fig. 3. Restocking of noble crayfish in lake in Zaborski Landscape Park

Zespół wyżej opisanych metodyk pozwolił na potwierdzenie występowania osobników raka szlachetnego na badanym odcinku ciek – miejsca restytucji. Przy użyciu agregatu prądotwórczego jako urządzenia wypłaszającego udało się stwierdzić jednego samca raka szlachetnego dokładnie w miejscu restytucji. Przy zastosowaniu nocnej penetracji wybranego odcinka ciek stwierdzono obecność dodatkowo 3 osobników raka szlachetnego z których jednego udało się odłowić.

Wszystkie odłowione osobniki były samcami. Osobniki te były w dobrej kondycji i znajdowały się w stadium przedwylinkowym.

W wyniku penetracji podwodnej wybranego odcinka litoralu jeziora miejsca restytucji stwierdzono występowanie dobrze zaadaptowanej siedliskowo populacji raka szlachetnego w tym zbiorniku. W przebadanej strefie stwierdzono występowanie ponad 60 kryjówek których wygląd i charakter wskazywał na wykonanie ich przez raka szlachetnego. 17 kryjówek sprawdzono stwierdzając 100% ich zasiedlenie przez raki szlachetne. Osobniki te odłowiono. Ze względu na obecność w próbie samic z jajami nie kontynuowano odłowu celem minimalizacji strat w rekrutacji.

W odłowionej próbie stwierdzono obecność 3 samic w tym 2 z jajami przytwierdzonymi do odwołka. Liczba jaj była proporcjonalnie duża do wieku samic 4+. Jaja znajdowały się w zaawansowanym stadium rozwoju – tuż przed pigmentacją oczu zarodków co wskazuje że były w fazie ok. 50 stopniodni przed wylęciem. Wszystkie złowione samce były w okresie polinkowym w tym niektóre w stadium tuż po lince (miękki pancerz). U tych osobników możliwym było potwierdzenie obec-

ności treści pokarmowej w jelicie. Niebieskawy odcień raków po wylince wskazuje na przewagę pokarmu zwierzęcego pochodzenia w diecie.

Na podstawie zebranych danych ustalano szacowane zagęszczenie 0,01 osobnika/m linii brzegowej. W miejscach koncentracji kryjówek (zatonione konary, kamienie) zagęszczenie osobników szacuje się na 1–2 osobniki na metr kwadratowy.

Dyskusja i wnioski

Zestawione wyżej wyniki pozwoliły na określenie stopnia skuteczności zabiegów restytucyjnych raka szlachetnego na obszarze Zaborskiego Parku Krajobrazowego i wstępnych przewidywań odnośnie ich trwałości. Tym samym można określić zespół przyszłych działań mających na celu zapewnienie trwałego występowania raka szlachetnego w wybranych wodach Parku.

Restytuowana populacja raka szlachetnego w rzece zdaje się wykazywać słabszy poziom adaptacji do nowych warunków bytowania. Takie wnioski można by wysnuć na podstawie skromnych wyników odłowów kontrolnych. Pomimo tego pozornie gorszego wyniku badań należy pozytywnie ocenić aktualny stan występującej tu populacji. Środowisko rzeczne zdecydowanie bardziej niż wód stagnujących sprzyja dyspersji osobników. Zjawisko to potęgowane jest poza ciągłością przepływu wody, zmiennością warunków środowiskowych i dużą nieregularnością mikrosiedliskową. Środowisko cieków podobnych do wybranego są łatwiej i efektywniej penetrowane przez drapieżniki (wydra), szczególnie niebezpiecznych dla osobników migrujących.

Nowozasiedlona populacja występująca w jeziorze wykazała się bardzo wysokim poziomem adaptacji do nowych warunków życia. Raki w tym jeziorze charakteryzowały się aktywną adaptacją siedliskową wyrażającą się tworzeniem własnych i wykorzystanie naturalnych kryjówek. Rozmieszczenie i zagęszczenie osobników wskazuje tu na łagodną dyspersję gatunku w jeziorze i co najmniej umiarkowaną presję drapieżniczą. Obecność samic z jajami o bardzo zaawansowanym stadium rozwoju zarodków świadczy wymiennie o powodzeniu akcji wsiedlenia raka szlachetnego do tego jeziora. Potwierdzenie linienia osobników raka szlachetnego w tym zbiorniku jest świadectwem istnienia wystarczających zasobów pokarmowych i fizyko-chemicznych nowego środowiska.

Na podstawie przeprowadzonych badań należy stwierdzić wyjątkowo wysoką skuteczność przeprowadzonych zabiegów restytucyjnych. Trwałość wyników dotychczasowych zabiegów wymaga dalszych działań osłonowych i wspierających opartych o systematyczny monitoring.

Poprzez działania osłonowe i wspierające należy rozumieć przede wszystkim zapewnienie odpowiednich i możliwie trwałych warunków bytowania populacji. Jako priorytetowe działania należy traktować zespół zabezpieczeń przed ewentualnym wsiedleniem do tych wód organizmów niebezpiecznych dla raka szlachetnego. Za najgroźniejszy organizm z tej grupy należy uznać raka pręgowatego *Orconectes limosus*. Dotychczasowe badania prowadzone na Pomorzu środkowym (Śmietana

– dane niepublikowane) wskazują, że głównie wprowadzenie raka pręgowatego do siedlisk raka szlachetnego jest obecnie przyczyną utraty stanowisk gatunku rodzimego. Wyższe tempo wzrostu (Gherardi i in. 2002, Maiwald 2004, Śmietana 2003, 2008a, b) oraz inne mechanizmy konkurencji międzygatunkowej powodują, że rak pręgowaty wypiera raka szlachetnego w czasie kilku lat od momentu introdukcji. Jeśli dodatkowo gatunek amerykański okaże się nosicielem „dżumy raczej” (Schultz i in. 2004) eliminacja raka szlachetnego następuje błyskawicznie (od 2 tygodni do 1 miesiąca).

W świetle powyższego o trwałości wyników restytucji gatunku krajowego decyduje poziom zabezpieczenia przed niekontrolowaną introdukcją raka pręgowatego.

Ze względu na brak powszechnie akceptowalnych metod niszczenia raka pręgowatego w wodach otwartych, fakt stwierdzenia tego gatunku oznacza automatycznie utratę przydatności takiego akwenu do celów restytucyjnych. Dlatego należy dokładać wszelkich starań aby redukować liczbę wsiedleń tego gatunku, która według obserwacji autora jest wciąż wysoka.

Szacunkowo rocznie introdukcja raka pręgowatego powoduje utratę jednego stanowiska raka szlachetnego (Śmietana – dane niepublikowane).

Z tego powodu każda akcja restytucji raka szlachetnego powinna uwzględniać zespół działań zmniejszających takowe zagrożenie. Bez nich bowiem, zainwestowane, niemałe nakłady finansowe i pracy łatwo „utopić w wodzie”.

Działania zabezpieczające można podzielić na dwie grupy. Do pierwszej grupy zalicza się zespół działań celem których jest maksymalne utrudnienie przeprowadzenia niekontrolowanej introdukcji.

Do drugiej grupy należą działania służące uświadomieniu lokalnej społeczności problemu ginącego gatunku raka w naszych wodach i przyczyn jego wyginięcia.

Ponieważ zagadnienia dotyczące drugiej grupy działań zostały opisane w publikacji (Grzempa, Śmietana 2008) w niniejszej pracy przedstawiono niżej zasady konieczne do wdrożenia, a dotyczące działań z grupy pierwszej.

Wyniki dotychczasowych badań wskazują, że rak szlachetny jest bardzo czułym bioindykatorem na zespół wszelkich antropogennych działań w środowisku wodnym (Schulz i in. 2006). Oprócz powszechnie znanej wrażliwości na jakość wody rak szlachetny reaguje zmianami liczebności populacji w przypadku działań rybackich (zarybianie drapieżnikami – węgorzem) czy regulacji hydrotechnicznych. Dlatego przy wyborze zbiorników potencjalnego wsiedlenia raków szlachetnych winno się wybierać zbiorniki izolowane możliwie małej presji człowieka i to tej szeroko pojętej.

Z tego powodu śródleśne zbiorniki wodne znajdujące pod administracyjnym nadzorem Lasów Państwowych zasadniczo spełniają te kryteria. Dotychczasowe wyniki skuteczności działań restytucyjnych potwierdzają te twierdzenie (Śmietana i in. 2005). Szczególnie atrakcyjne wydają się nowopowstałe zbiorniki tworzone w ramach działań na rzecz tzw. „małej retencji”. Wysoki poziom ich izolacji i kontroli stanu jakości oraz pierwotnego stanu fauny składa się na fakt, że akcje małej

retencji można zaplanować w sposób, który sprzyjać będzie także skutecznej restytucji raka szlachetnego. Pewne założenia konstrukcyjne zbiorników i powstrzymanie się od zarybień stanowić może o doskonałych warunkach dla potencjalnego wsiedlenia raka rodzimego.

Zbiorniki tego typu zasadniczo nie są zasiedlone przez raka pręgowatego. Jakość wody w tego typu akwenach zwykle jest również zadawalająca gdyż w przeważającej większości magazynują one wodę z górnych odcinków cieków i wodę opadową.

Nie zarybianie takich zbiorników wiąże się z redukcją wpływu kłusownictwa na stan fauny w tych zbiornikach, a także zmniejszoną presję drapieżników niebezpiecznych dla raka szlachetnego jak wydra czy norka amerykańska.

Wymienione wyżej czynniki powodują, że śródlądne zbiorniki stwarzają szczególną szansę uratowania gatunku rodzimego raka w wodach Polski.

Biorąc pod uwagę powyższe, wydaje się uzasadnionym apel o rozważenie możliwości włączenia się nadleśnictw w działania związane z ratowaniem tego gatunku przez w naszym kraju, zwłaszcza tych dysponujących potencjalnie odpowiednimi, wymienionymi wyżej, warunkami siedliskowymi.

Literatura

- Gherardi F., Śmietana P., Laurent P., 2002. *Interaction between non-indigenous and indiginous species*. Bull. Fr. Peche Piscic 367: 899–909.
- Grzempa M, Śmietana P., 2008. *Chronimy raki rodzime – kampania edukacyjna w Zaborskim Parku Krajobrazowym*. [W:] Anderwald D. (red.). Public relations – „sztuka uwodzenia” w edukacji przyrodniczo-leśnej. Stud. i Mat. CEPL, Rogów 1 (20) (w druku).
- Kossakowski J., 1966. *Raki*. PWRiL, Warszawa.
- Maiwald T., Schulz H. K., Śmietana, P., Schulz, R. 2004. *Aggressive Interactions and Inter-specific Competition Between the Indigenous Crayfish *Astacus astacus* (Linne) and the Non-indigenous *Orconectes limosus* (Rafinesque)*. Freshwater Crayfish 15. 206–211.
- Maiwald T., Vrålstad T., Śmietana P., Schulz R. 2007. *Status des Krebspesterregerers *Aphanomyces astaci* in mitteleuropäischen Gewässern mit Koexistenz zwischen einheimischem Europäischen Edelkrebs *Astacus astacus* (L.) und amerikanischem Kamberkrebs *Orconectes limosus* (Raf.)*. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL.) 298–302.
- Maiwald T., Vrålstad T., Śmietana P., Jaraus W, Schulz H., K, Schulz R. 2008. *Status of crayfish plague *Aphanomyces astaci* in lakes with coexistence between indiginogenous crayfish species *Astacus astacus* and alien species *Orconectes limosus**. Freshwater Crayfish 17 (w druku).
- Schulz R., Śmietana P., 2001. *Occurrence of native and introduced crayfish in Northeastern Germany and Northwestern Poland*, Bulletin Francais de la Peche et de la Pisciculture, 361, 629–641.
- Schulz H., Śmietana P., Schulz R., 2002. *Crayfish occurrence in relation to land-use properties: implementation of a Geographic Information System*. Bulletin Francais de la Peche et de la Pisciculture, 367, 861–875.
- Schulz H., Śmietana P., Schulz R., 2004a *Assessment of DNA variations of the noble crayfish (*Astacus astacus*) in Germany and Poland using Inter-Simple Sequence Repeats*. Bull. Fran. Peche et Pisc., Knowledge and management of aquatic ecosystems. No. 376–387: 289–301.

- Schulz, H. K., Śmietana, P., Maiwald, T., Oidtmann, B., Schulz, R., 2004b. *Case studies on the co-occurrence of Astacus astacus (L.) and Orconectes limosus (raf.) Snapshots of a Slow Displacement*. Freshwater Crayfish 15. 206–211.
- Schulz H., Śmietana P., Schulz R., 2006. *Estimating the human impact on populations of the endangered noble crayfish (Astacus astacus L.) in north-western Poland*. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, 16, 223–233.
- Strużyński W., Śmietana P., 1999. *On the distribution of crayfish in Poland*. Freshwater Crayfish. 12. 825–829.
- Śmietana P., Wierzbicka J.(1999): *Species of Branchiobdella Odier, 1823 (Annelida: Clitellata) asociated with the Crayfish Astacus astacus and Astacus leptodactylus in Poland*. Freshwater Crayfish. 12. 349–355.
- Śmietana P., 2003. *Tempo wzrostu raka pręgowatego Orconectes limosus Raf. w warunkach współwystępowania z rakiem szlachetnym Astacus astacus L., Zjazd Polskiego Towarzystwa Zoologicznego, Toruń 2003, Streszczenia, 236.*
- Śmietana P., Krzywosz T., Strużyński W., 2004. *Review of the national restocking programme „Active Protection of Native Crayfish in Poland” 1999–2001*. Bulletin Francais de la Peche et de la Pisciculture, 372–373, 289–301.
- Śmietana P., 2005. *Raport przydatności wód kamienilomu w Jaworznie do celów restytucyjnych raka szlachetnego prowadzonych przez Żywiecki Park Krajobrazowy*. Maszynopis.
- Śmietana P., i in. 2006. *Noble crayfish (Astacus astacus L.)*. w C. Souty-Grosset, D. Holdich, P. Noel, J.D. Reynolds (red). *Atlas of crayfish in Europe*. Museum national d’Histoire naturelle, Paris, pp. 187.
- Śmietana P., 2008a. *Determination of the rate of growth of spiny-cheek crayfish, in Lake Woświn on the basis of exuviae using polymodal length-frequency distribution analysis*. Advances in Agricultural Sciences (w druku).
- Śmietana P., 2008b. *Analysis of the rate of growth of Orconectes limosus in Pomerania Lakeland (NW Poland)*. Freshwater Crayfish 17 (w druku).
- Wierzbicka J., Śmietana P., 1999. *The food of Branchiobdella Odier, 1823 (Annelida) dwelling on crayfish and the occurrence of the fish parasite Argulus Muller, 1785 (Crustacea) on the carapace of Pontastacus leptodactylus (Esch.)*. Acta Ichthyologica et Piscatoria. Vol. XXIX, Fasc. 1, pp. 93–99.

Przemysław Śmietana

Katedra Ekologii i Ochrony Środowiska
Uniwersytet Szczeciński,
ul. Wąska 13, 71-412 Szczecin
leptosp@univ.szczecin.pl