UNIWERSYTET WARMIŃSKO-MAZURSKI W OLSZTYNIE

WYDZIAŁ BIOINŻYNIERII ZWIERZĄT

ROZPRAWA DOKTORSKA

mgr inż. Maciej Błażejewski

nr albumu: 1302

Abiotyczne determinanty sukcesji środowiskowej trawianki *Perccottus glenii* Dybowski, 1877

Rozprawa doktorska wykonana
w Katedrze Ichtiologii i Akwakultury
pod kierunkiem
dr hab. inż. Piotra Hliwy, prof. UWM

Olsztyn, 2023

UNIVERSITY OF WARMIA AND MAZURY IN OLSZTYN

FACULTY OF ANIMAL BIOENGINEERING

PhD Thesis

MSc. Maciej Błażejewski

album nr: 1302

Abiotic determinants of the environmental succession of the Chinese sleeper *Perccottus glenii* Dybowski, 1877

Doctoral thesis conducted
at the Department of Ichthyology and Aquaculture
under the supervision of DSc. Piotr Hliwa

Olsztyn, 2023

Spis treści

I. WSTĘP ... 4

Inwazje ichtiofaunistyczne w Polsce ... 4

Występowanie, biologia trawianki i zagrożenia związane z jej obecnością ... 6

Czynniki wspierające ekspansję obcych inwazyjnych ryb ... 8

II. CEL PRACY ... 12

III. MATERIAŁ I METODY BADAWCZE ... 13

Metody połowu tarlaków oraz charakterystyka materiału badawczego ... 13

Procedura semi-naturalnego rozrodu tarlaków ... 14

Procedura eksperymentów dotyczących wpływu czynników abiotycznych na rozwój embrionalny trawianki ... 14

Metodyka badań wpływu temperatury, zasolenia i odczynu pH na wzrost i przeżywalność larw/narybku trawianki ... 16

Analiza statystyczna ... 18

IV. WYNIKI ... 19

Embriogeneza a zróżnicowana temperatura wody ... 19

Embriogeneza a zróżnicowane zasolenie ... 20

Embriogeneza a zróżnicowany odczyn pH wody ... 21

Wpływ temperatury na wzrost i przeżywalność larw trawianki ... 21

Wpływ zasolenia wody na wzrost i przeżywalność larw trawianki ... 22

Wpływ odczynu pH wody na wzrost i przeżywalność larw trawianki ... 23

V. DYSKUSJA ... 25

VI. WNIOSKI ... 35

VII. LITERATURA ... 37

VIII. STRESZCZENIE ... 49

IX. SUMMARY ... 53

X. SPIS TABEL ... 57

XI. SPIS FIGUR ... 58

XII. SPIS FOTOGRAFII ... 59

XIII. ZAŁĄCZNIKI ... 61

I. WSTĘP

Ostatnie dziesięciolecia to okres wyraźnego wzrostu odnotowanych przypadków inwazji biologicznych, których istotą jest rozprzestrzenianie się danego gatunku poza granice naturalnego zasięgu występowania oraz negatywne skutki takiego przemieszczania dla rodzimej fauny i flory (Vitule i in. 2009). Inwazje biologiczne, w tym dotyczące ichtiofauny, stanowią generalnie poważne zagrożenie nie tylko dla bioróżnorodności danego obszaru, ale także dla funkcjonowania ustabilizowanych ekosystemów wodnych czy lądowych. Ich przyczyny są niezwykle złożone i obejmują obecnie między innymi zmiany klimatyczne, globalizację handlu, intensyfikację rolnictwa czy urbanizację (Richardson i in. 2000).

Inwazje ichtiofaunistyczne w Polsce

Pierwszym świadomym wprowadzeniem obcego gatunku ryby do wód na terenie Polski, była introdukcja karpia (*Cyprinus carpio* L.) w XII-XIII wieku, dokonana przez zakonników z obszaru dzisiejszych Czech i Moraw. Został on sprowadzony z zamiarem jego hodowli na cele konsumpcyjne w przyklasztornych stawach (Witkowski i Grabowska 2012). Pod koniec XIX wieku sprowadzono na teren naszego kraju północnoamerykańskie gatunki ryb, tj.: bassa słonecznego *Lepomis gibbosus* (L. 1758), bassa wielkogębowego *Micropterus salmoides* (Lacepéde, 1802), sumika karłowatego *Ameiurus nebulosus* (Le Sueur, 1819), a przede wszystkim przedstawicieli łososiowatych, jak pstrąga tęczowego *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum, 1792) czy pstrąga źródlanego *Salvelinus fontinalis* (Mitchill, 1814). Motywacją introdukcji wszystkich tych wymienionych taksonów była chęć zwiększenia puli ryb stanowiących obiekt chowu i hodowli. Największa dynamika zamierzonych introdukcji obcych gatunków ryb w Europie w XX wieku miała miejsce w latach 1950-1980 (Welcomme 1988, 1992). W tym okresie, ze względu na dynamiczny rozwój akwakultury oraz powszechne przekonanie o korzyściach wynikających z wprowadzenia nowych gatunków ryb do wód otwartych, dokonano licznych wsiedleń takich taksonów (Perez i in. 2003). Wiele z tych nierodzimych gatunków posiadało cechy pożądane przez człowieka np. szybki wzrost, atrakcyjny wygląd, wysoką tolerancję na trudne warunki środowiskowe czy osiąganie dużych rozmiarów ciała (Alcaraz i in. 2005). W latach 90.

XX wieku odnotowano ograniczenie intensywności celowych introdukcji, co wynikało z jednej strony, z coraz większej świadomości społecznej odnośnie negatywnych skutków inwazji biologicznych, a z drugiej wprowadzenia regulacji prawnych mających na celu ograniczenie takich działań z udziałem obcych gatunków ryb (Witkowski 1989, 2002; Copp i in. 2005; Gozlan i in. 2005, 2009).

Niektóre z gatunków obcych, które stanowią zagrożenie dla bioróżnorodności ichtiofaunistycznej wód słodkich, osiągnęły sukces rozrodczy na nowych obszarach, w wyniku niezamierzonej lub nieprzemyślanej działalności człowieka. Przykładem może być tu wypuszczanie na wolność niespełniających oczekiwań hodowców ryb akwariowych lub przenoszenie osobników obcych taksonów z jednego do drugiego zbiornika przez wędkarzy (Cambray 2003; Kati i in. 2015). Takie zachowania niosą ze sobą niebezpieczeństwo transferu nie tylko samych ryb, ale także egzotycznych chorób lub pasożytów, które z kolei mogą poważnie zagrozić rodzimym gatunkom (Grabowska i in. 2008; Antal i in. 2015; Sokolov i in. 2015).

Na przełomie XX i XXI wieku w wodach Polski odnotowano obecność 26 gatunków ryb obcych, z których 19 jest aktualnie stałym elementem ichtiofauny, stanowiąc tym samym 24% wszystkich gatunków ryb słodkowodnych występujących w naszym kraju (Grabowska i in. 2010; Witkowski i Grabowska 2012). W ciągu ostatnich kilku dziesięcioleci Polska i wiele innych krajów europejskich, boryka się z narastającym problemem inwazji niewielkich rozmiarów przedstawicieli ryb babkowatych, które pochodzą z rejonu ponto-kaspijskiego (Miller 2003). Działania człowieka związane z łączeniem dorzeczy dużych rzek, zabudowa hydrotechniczna czy prace regulacyjne w granicach sieci hydrologicznych sprzyjają wędrówkom organizmów wodnych, dając im możliwość penetrowania i zajmowania nowych siedlisk. Prawdopodobnie taką drogą, wykorzystując tzw. centralny korytarz ekologiczny w Europie, łączący dorzecze Dniepru, przez kanał Prypeć-Bug i Wisłę (Bij de Vaate 2002), dotarły trzy gatunki babek, tj. babka szczupła *Neogobius fluviatilis* (Pallas, 1814), babka łysa *Neogobius gymnotrachelus* (Kessler, 1857) oraz babka rurkonosa *Proterorhinus semilunaris* (Heckel, 1837). Z kolei czwarty przedstawiciel obcych babkowatych – babka bycza *Neogobius melanostomus* (Pallas, 1811), dostała się do polskiej przybrzeżnej strefy Bałtyku wraz z wodami balastowymi statków przypływających z Morza Czarnego (Sapota 2004). W taki sam sposób, wraz z babką rurkonosą, zdołały one również dotrzeć na kontynent amerykański, gdzie obecnie stanowią poważne zagrożenie dla rodzimej ichtiofauny, zwłaszcza w obrębie Wielkich Jezior (Kocovsky i in. 2011; Vašek i in. 2011; Kornis i in. 2012).

Rodzime gatunki konkurują o pokarm, siedliska, miejsce tarła z jeszcze dwoma innymi obcymi, uznanymi za inwazyjne, rybami pochodzącymi z dalekiej Azji, czyli czebaczkiem amurskim *Pseudorasbora parv*a (Schlegel, 1842) i trawianką *Perccottus glenii* Dybowski, 1877, których pojawienie się datowane jest na lata 90. ubiegłego wieku (Witkowski 1991; Antychowicz 1994). Wszystkie wyżej wymienione gatunki skutecznie przystosowały się do warunków panujących w ekosystemach wodnych Polski, tworząc dzięki efektywnej reprodukcji stabilne populacje, sukcesywnie poszerzające swój zasięg rozsiedlenia (Grabowska i Grabowski 2005; Kakareko i in. 2013).

Występowanie, biologia trawianki i zagrożenia związane z jej obecnością

Trawianka *Perccottus glenii* Dybowski 1877, jest jedynym przedstawicielem rodziny *Odontobutidae* w ichtiofaunie Polski, której naturalny zasięg występowania obejmuje dorzecze rzeki Amur, czyli teren Chin, wschodniej Rosji oraz Mongolii (Bogutskaya i in. 2008; Reshetnikov 2010). Uznana jest za gatunek obcy inwazyjny co oznacza, że jest zdolna do efektywnego rozmnażania się na nowo zajętych obszarach, a jej obecność może zaburzać funkcjonowanie sieci troficznych ekosystemów wodnych. Może tym samym negatywnie wpływać na rodzimą bioróżnorodność ichtiofaunistyczną. Pojawienie się trawianki we wschodniej części kontynentu europejskiego datowane jest na lata 20. XX wieku (Antychowicz 1994). Od tego momentu rozpoczęło się jej sukcesywne rozprzestrzenianie. W kolejnych kilkudziesięciu latach trawianka poszerzyła zasięg występowania o wiele krajów, m. in. Litwę, Białoruś, Ukrainę czy Bułgarię (Jurajda i in. 2006; Reshetnikov i Ficetola 2011; Kvach i in. 2016; Kvach i Kutsokon 2017). Aktualnie w Europie ekspansja trawianki postępuje w kierunku zachodnim i południowym, czego dowodem jest jej obecność w Niemczech oraz Chorwacji (Reshetnikov i Schliewen 2013; Nehring i Steinhof 2015; Kvach i in. 2021; Horvatić i in. 2022). Jednocześnie co roku publikowanych jest coraz więcej doniesień na ten temat. Ostatni znany przypadek ekspansji trawianki na nowych obszarach dotyczy terenu Finlandii (Pihlström i in. 2022).

W Polsce po raz pierwszy trawianka złowiona została w 1993 roku w starorzeczu Wisły (Antychowicz 1994; Terlecki i Pałka 1999). Natomiast obecnie jest ona stałym komponentem rybostanu wielu zróżnicowanych siedliskowo zbiorników w dorzeczu dwóch naszych największych rzek tj. Wisły i Odry (Grabowska i in. 2010; Andrzejewski i in. 2011). Podłożem rozprzestrzeniania się trawianki była i pozostaje nadal,

najprawdopodobniej nieprzemyślana oraz niezgodna z prawem działalność człowieka. Uznawana jest ona bowiem przez wielu akwarystów za atrakcyjny demonstracyjnie gatunek, który po osiągnięciu zbyt dużych rozmiarów ciała jest często wypuszczany do wód otwartych. Ponadto trawianka jest też używana przez wędkarzy jako żywa przynęta do połowu ryb drapieżnych np. szczupaka, co przyczyniło się wielokrotnie do jej przenoszenia między zbiornikami (Cambray 2003; Kati i in. 2015). Dodatkowym elementem wspomagającym rozprzestrzenianie się trawianki mogło być też transferowanie jej młodocianych stadiów (larw/narybku) wraz z materiałem zarybieniowym gatunków cennych gospodarczo np. ryb karpiowatych (Bogutskaya i Naseka 2002).

Trawianka jest rybą odżywiającą się głównie pokarmem zwierzęcym, osiągającą maksymalną długość ciała około 25 cm oraz masę ciała rzędu 250 g (Bogutskaya i Naseka 2002; Koščo i in. 2008). Preferuje przede wszystkim stojące, mocno zarośnięte zbiorniki, najczęściej o mulistym dnie, gdzie częstym zjawiskiem są okresowe deficyty tlenowe (Jurajda i in. 2006). Dojrzałość płciową osiąga między pierwszym a trzecim rokiem życia, odbywając tarło o charakterze porcyjnym w okresie wiosenno-letnim, kiedy temperatura wody osiąga zazwyczaj 15-16°C (Kottelat i Freyhof 2007). Trawiankę od większości naszych rodzimych gatunków odróżnia strategia rozrodcza, w której samiec sprawuje aktywną opiekę na ikrą oraz larwami (Kottelat i Freyhof 2007). Jaja trawianki o eliptycznym kształcie charakteryzują się średnią długością wynoszącą 3,5 mm i przeciętną szerokością rzędu 1,35 mm, których samice mogą złożyć jednorazowo w czasie tarła nawet około 2000 sztuk (Brylińska i in. 2000; Błażejewski i in. 2019).

Postępująca ekspansja trawianki oraz stopniowe zwiększanie liczebności jej populacji może przysparzać wiele problemów natury ekologicznej i gospodarczej. Rywalizuje ona bowiem o miejsca rozrodu, jest konkurentem pokarmowym, żeruje na ikrze i narybku rodzimych gatunków ryb, co skutkuje wymiernymi stratami podmiotów sektora rybacko-wędkarskiego, ale także branży turystycznej i rekreacyjnej (Cambray 2003; Reshetnikov 2003; Mills i in. 2004). Obecność trawianki może być bardzo niekorzystna, zwłaszcza w małych, izolowanych akwenach, które zasiedla np. zagrożona wyginięciem natywna strzebla błotna *Eupallasella percnurus* (*Rhynchocypris percnurus*) czy muławka bałkańska (*Umbra krameri*), bytująca w podobnych typach siedlisk, leżących w innych strefach geograficznych Europy (Wolnicki i Kolejko 2008; Grabowska i in. 2019). Ponadto wraz z postępującą ekspansją stwierdzono, iż trawianka nie stwarza jedynie zagrożenia dla ichtiofauny, lecz także dla niektórych gatunków

płazów. Udokumentowano bowiem, że w przypadku braku ryb-ofiar, trawianki są w stanie odżywiać się zarówno młodocianymi, jak i dorosłymi osobnikami tej grupy zwierząt jak np. kumak nizinny *Bombina bombina (*L. 1761) czy traszka zwyczajna *Lissotriton vulgaris* (L. 1758) (Pupina i in. 2018; Fayzulin 2021). Innym, potwierdzonym już bardzo poważnym zagrożeniem, związanym z obecnością trawianki jest fakt, iż stanowi ona wektor transferu egzotycznych pasożytów takich jak: *Nippotaenia mogurndae* Yamaguti i Miyata, 1940 i *Gyrodactylus perccotti* Ergens i Yukhimenko, 1973 dotychczas nieznanych w wodach środkowej Europy (Mierzejewska i in. 2010; Ondračková i in. 2012; Antal i in. 2015; Sokolov i in. 2015).

W Unii Europejskiej działania zapobiegawcze i zaradcze w odniesieniu do ewentualnego wprowadzania i rozprzestrzeniania inwazyjnych gatunków obcych fauny i flory, określane i regulowane są przepisami rozporządzenia Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) nr 1143/2014 z dnia 22 października 2014 roku. Między innymi w oparciu o ten dokument 13 lipca 2016 roku Komisja Europejska ogłosiła po raz pierwszy „Wykaz inwazyjnych gatunków obcych stwarzających zagrożenie dla Unii". Natomiast obecnie w myśl krajowych zapisów ustawy z dnia 11 sierpnia 2021 roku o gatunkach obcych (Dz.U. 2021 poz. 1718 oraz z 2022 r. poz. 2375), trawianka klasyfikowana jest jako takson obcy inwazyjny (tzw. IGO), stwarzający zagrożenie dla całej Unii Europejskiej albo stwarzający zagrożenie dla Polski, podobnie jak sumik czarny *Ameiurus melas* (Rafinesque, 1820), bass słoneczny (L. 1758), a także czebaczek amurski (Schlegel, 1842).

Czynniki wspierające ekspansję obcych inwazyjnych ryb

Podstawą sukcesji wszystkich przedstawicieli ichtiofauny określanych jako gatunki obce/inwazyjne jest ich stosunkowo duża zmienność genetyczna oraz niebywała plastyczność morfologiczna i fizjologiczna (Kováč i Siryová 2005; Záhorská i in. 2009). Cechuje je na ogół krótki cykl życiowy, szybkie tempo wzrostu i rozwoju stadiów młodocianych oraz oportunistyczne strategie żerowania włącznie z polifagią (Hliwa i in. 2002; Kostrzewa i Grabowski 2003). Wykazywany behawior rozrodczy związany z porcyjnością tarła, a także aktywną opieką samców nad ikrą oraz wyklutymi larwami, ułatwia im kolonizowanie nowych siedlisk, stanowiąc jednocześnie istotny element różnicujący wobec taksonów rodzimych (Grabowska 2005).

Ważną cechą sprzyjającą zajmowaniu nowych siedlisk przez trawiankę, jest jej duża odporność na zmienne warunki środowiskowe (krótkotrwałe deficyty tlenowe, wahania temperatury) (Lushchak i Bagnyukova 2007; Grabowska i in. 2010). Wykazuje ona m. in. niezwykłą zdolność do przetrwania w bardzo niskich temperaturach. Wyniki badań laboratoryjnych jednoznacznie potwierdzają, że jest ona w stanie przeżyć krótkie okresy (do 24 godzin), przebywając w temperaturze -2°C i osiągnąć przy tym jednocześnie 100% przeżywalność (Chai i in. 2020). Takie zdolności potwierdzają jej niebywałą plastyczność i łatwą adaptację do nowych, wydawałoby się niekorzystnych warunków środowiskowych (Litvinov i O'Gorman 1996; Yadrenkina 2012). Udokumentowanie jej występowania w mezohalinowych wodach Morza Czarnego, w estuarium rzeki Dniepr, potwierdza oportunizm siedliskowy tego gatunku (Kvach i in. 2021). Ponadto trawianka dobrze radzi sobie w wodach o niskiej zawartości wapnia, potasu i magnezu, co bywa skutkiem masywnego rozwoju glonów charakterystycznych dla małych, izolowanych zbiorników. Generalnie uznawana jest za gatunek łatwiej adaptujący się do takich warunków niż np. przedstawiciele niektórych karpiowatych (Martemyanov i in. 2021).

Temperatura to kluczowy czynnik, determinujący cykl życiowy ryb jako organizmów poikilotermicznych, od którego uzależniony jest zwłaszcza rozród i rozwój ich stadiów młodocianych. Zakres tolerancji termicznej ryb jest bardzo szeroki, od minimalnie -1/-2ºC dla ryb arktycznych (Sandersfeld i in. 2017), do nawet 45ºC w przypadku ryb zamieszkujących gorące źródła Kalifornii, tj. *Cyprinodon macularis* (Baird & Girard, 1853) czy *Cyprinodon nevadensis* (Eigenmann & Eigenmann, 1889) (Lowe i Heath 1969). Temperatura wpływa na metabolizm ryb, dlatego jest czynnikiem decydującym o tempie rozwoju zarodkowego, wzrostu larw i narybku (Blaxter 1992; Rombough 1997). Ryby zamieszkujące zróżnicowane termicznie środowiska wykazują tendencję do selekcjonowania miejsc charakteryzujących się optymalnymi warunkami termicznymi, które sprzyjają procesom fizjologicznym danego gatunku, na poszczególnych fazach ich rozwoju ontogenetycznego (Fry 1971; Beitinger i Fitzpatrick 1979). Temperatura – określana jako czynnik imperatywny dla ryb, spośród wielu parametrów środowiskowych odgrywa główną rolę i wpływa na efektywność naturalnego tarła. Pomimo, że osobniki dorosłe mogą przebywać w wodzie o szerokim zakresie temperatur, to rozwój ikry przez nie składanej w trakcie rozrodu, odbywa się zwykle w wodzie, której termika jest teoretycznie bliska optimum, podobnie jak wartości podstawowych parametrów fizycznych i chemicznych. Nie oznacza to jednak, że

temperatura w trakcie rozwoju zarodkowego jest niezmienna, a same zarodki wyposażone są w mechanizmy umożliwiające im przetrwanie w niekorzystnych warunkach otoczenia. Ponadto, wbrew pozornemu „skazaniu" rozwijających się embrionów na bierne realizowanie przebiegu procesów rozwojowych w stale modyfikowanych warunkach środowiska (zwłaszcza termicznych), charakteryzują się one znaczną morfo-fizjologiczną plastycznością, pozwalającą przetrwać najważniejszy etap istnienia każdego gatunku, czyli embriogenezy (Bonisławska 2001; Teletchea i Fontaine 2011).

Szczegółowych opracowań opisujących wczesny rozwój zarodkowy, a także wpływ temperatury jako czynnika modulującego czas przebiegu embriogenezy, tempo wzrostu czy wielkość wyklutych osobników dokonano u wielu gatunków ryb o znaczeniu gospodarczym (Rechulicz i in. 2002; Fujimura i Okada 2007; Korwin-Kossakowski 2008; Lahnsteiner i in. 2012), ale również u trawianki (Błażejewski i in. 2019). Badania rozwoju zarodkowego tego gatunku, które przeprowadzono w stałej temperaturze wody wynoszącej 19°C wykazały, że etap bruzdkowania zachodzi w pierwszej dobie inkubacji, podczas gdy gastrulacja inicjowana była około 38^{o}D (stopniodnia) rozwoju, a kończyła się 60^{o}D. Na tym etapie ciało zarodków było wydłużone i wyraźnie podzielone na część głowową, tułowiową oraz ogonową. Początek stadium zaoczkowania korelował z fazą odchylenia ciała zarodka od woreczka żółtkowego, co miało miejsce w 96 godzinie rozwoju (76^{o}D). Średnią długość całkowitą świeżo wyklutych larw trawianki określono na 2,95 ± 0,24 mm (Błażejewski i in. 2019).

Ważnym czynnikiem abiotyczym wpływającym na rozwój ryb słodkowodnych jest zasolenie, którego wzrost może być spowodowany lokalnie działalnością człowieka, bądź też zmieniać się w trakcie podejmowanych migracji ryb, związanych z poszukiwaniem nowych siedlisk. Jednym z przykładów takich zachowań jest słodkowodny okoń europejski *Perca fluviatilis* (Linnaeus, 1758), który wykorzystuje często wody Morza Bałtyckiego jako miejsce żerowania i odbywania tarła. Niemniej jednak, obserwowana niska przeżywalność narybku tego gatunku, wskazuje na brak tolerancji na niski poziom zasolenia wód w jego wczesnych stadiów rozwojowych (Tibblin i in. 2012). W przypadku niektórych ryb karpiowatych tj. karp *Cyprinus carpio* (L. 1758) czy amur biały *Ctenopharyngodon idella* (Valenciennes, 1844), niewielki wzrost zasolenia (rzędu 2‰) jest w stanie pozytywnie wpłynąć na metabolizm, co objawia się przyspieszeniem ich tempa wzrostu (Konstantinov i Martynova 1993). Nadmierny wzrost stężenia soli w wodzie może stanowić jednak zagrożenie dla

organizmów wodnych, zwłaszcza w przypadku jednoczesnego występowania wysokich temperatur. Połączenie tych dwóch stresogennych czynników przyczynia się do wysokiej śmiertelności zarówno w przypadku okonia, jak i karpia (Overton i in. 2008; Mangat i Hundal 2014).

Odczyn pH stanowi istotny czynnik determinujący wzrost, przeżywalność oraz ogólny dobrostan ryb. Jego obniżony poziom może prowadzić do podrażnienia skrzeli, co z kolei jest przyczyną utraty jonów Na^+ i Cl^- oraz innych, kluczowych dla prawidłowego funkcjonowania organizmu ryb elektrolitów. Obniżenie wartości pH wody wiąże się również ze zwiększeniem ilości rozpuszczonego dwutlenku węgla w wodzie, szczególnie w porze nocnej (Wurst i Durborow 1992). Zjawiskiem związanym bezpośrednio z zakwaszeniem wody, jest większa rozpuszczalność metali ciężkich, co skutkuje wzrostem toksyczności i może stanowić dodatkowe zagrożenie dla zdrowia ryb (Campbel i Sokes 1985; McDonald i in. 1989). Badania wykazały istnienie różnic międzygatunkowych w zakresie tolerancji na zakwaszenie wody. Zasadniczo, bardziej odporne na obniżanie wartości pH są ryby okoniokształtne tj. bass słoneczny *Lepomis gibbosus* (Linnaeus, 1758) czy okoń żółty *Perca flavescens* (Mitchill, 1815), które mogą bytować w wodach kwaśnych, o odczynie pH rzędu 4,0 – 6,0 (Rahel i Magnuson 1983).

Informacje na temat wpływu czynników abiotycznych na wzrost czy przeżywalność młodocianych stadiów przedstawicieli obcej inwazyjnej ichtiofauny, w tym trawianki, są szczątkowe. Nie ustalono też dotychczas czy jej sukces w zajmowaniu nowych akwenów jest determinowany przez zmiany środowiskowe, czy wiąże się raczej z plastycznością fizjologiczną. Wydaje się zatem niezwykle istotne wskazanie tych parametrów wody, które sprzyjają lub limitują rozwój stadiów tego gatunku w początkowym etapie rozwoju ontogenetycznego. Może to także być pomocne w określeniu potencjalnych granic obszarów ekspansji tego gatunku, a w przyszłości być podstawą prac ukierunkowanych na próby eradykacji lub istotnego ograniczenia narastającej liczebności trawianki, w obrębie ekosystemów słodkowodnych.

II. CEL PRACY

Zważywszy na systematyczne zwiększanie zasięgu występowania trawianki w obrębie słodkowodnych akwenów oraz odnotowywane kolejne doniesienia o jej negatywnym wpływie na rodzime gatunki hydrobiontów, podjęto próbę ustalenia, w warunkach kontrolowanych, ewentualnej roli zmian środowiskowych w obserwowanej ekspansji. Celem pracy było zatem określenie wpływu kilku wybranych czynników środowiskowych tj. temperatury, odczynu pH i zasolenia wody na przebieg embriogenezy oraz wzrost, kondycję i przeżywalność młodocianych stadiów trawianki *Perccottus glenii* Dybowski 1877, a także wyznaczenie krytycznych wartości czynników abiotycznych, które mogą ułatwiać bądź limitować rozprzestrzenianie tego przedstawiciela obcej, inwazyjnej ichtiofauny w ekosystemach wodnych Polski.

III. MATERIAŁ I METODY BADAWCZE

Metody połowu tarlaków oraz charakterystyka materiału badawczego

Materiał służący do doświadczeń związanych z analizą wpływu czynników abiotycznych na rozwój wczesnych stadiów rozwojowych trawianki pozyskiwano w wyniku semi-naturalnego rozrodu dojrzałych płciowo tarlaków, złowionych w latach 2018-2022 w Zbiorniku Włocławskim (52°33'27.0"N 19°33'16.4"E) usytuowanym w środkowym biegu Wisły (Fig. 1). Jest to zbiornik typu rynnowego powstały w 1970 roku poprzez przegrodzenie rzeki tamą w pobliżu Włocławka. Jego powierzchnia całkowita wynosi 70,4 km^2, zaś objętość całkowita 408 mln m^3. Cechuje się on średnią głębokością wody wynoszącą 5,5 m, przy maksymalnej rzędu 15 m. Długość maksymalna tego akwenu wynosi 57 km, natomiast szerokość szacowana jest średnio na 1,2 km. Zaporowy Zbiornik Włocławski to typowo nizinny akwen, o mało zróżnicowanej linii brzegowej, cechujący się natomiast wysoką trofią i bardzo bogatymi zasobami makrozoobentosowymi (Banach 1994; Giziński i in. 1989; Żbikowski 2000, Kakareko i Giziński 2001).

Dojrzałe osobniki trawianki pozyskiwano zgodnie z warunkami decyzji nr WOPN.672.3.2017.MJ.2 Regionalnego Dyrektora Ochrony Środowiska w Olsztynie z dnia 7 sierpnia 2017 roku (załącznik nr 1) oraz decyzji nr DZP-WG.672.208.2022.MK Generalnego Dyrektora Ochrony Środowiska w Warszawie z dnia 6 września 2022 roku (załącznik nr 2). Ryby łowiono w zastoiskowej strefie brzegowej zbiornika tj. płytkiego litoralu, w okolicach miejscowości Brwilno Dolne niedaleko Płocka. Woda na tym stanowisku w trakcie połowów charakteryzowała się niską przejrzystością (rzędu 0,2-0,4 m), a jej głębokość wahała się między 0,5 a 1,2 m. Natomiast dno na stanowisku połowowym pokrywała gruba warstwa osadów miękkich, zmieszanych miejscowo z drobnymi frakcjami żwiru oraz piaskiem. Roślinność stanowiły tu w większości gatunki makrofitów typowych dla brzegowej strefy zbiorników Niżu Polskiego jak: tatarak zwyczajny (*Acorus calamus* L.), rdest ziemnowodny (*Persicaria amphibia* L.), rdestnica połyskująca (*Potamogeton lucens* L.) czy moczarka kanadyjska (*Elodea canadensis* L.).

Wszystkich odłowów trawianki dokonywano metodą elektropołowów przy wykorzystaniu impulsowego agregatu typu IUP-12 (225/300 V, 6A, 50–90 Hz, RADET Ltd., Polska). Oprócz wyżej wymienionej trawianki *Perccottus glenii* Dybowski, 1877 i kilku rodzimych gatunków takich jak: różanka *Rhodeus sericeus* (Pallas, 1776), okoń

Perca fluviatilis L. czy płoć *Rutilus rutilus* L., w trakcie połowów odnotowano obecność innych przedstawicieli obcych inwazyjnych taksonów, a mianowicie babki łysej *Neogobius (Babka) gymnotrachelus* (Kessler, 1857) oraz babki rurkonosej *Proterorhinus semilunaris* (Heckel, 1837). Po odłowie trawianki transportowano w workach z tlenem do sal laboratoryjnych Katedry Ichtiologii i Akwakultury, zlokalizowanych w Centrum Akwakultury i Inżynierii Ekologicznej Uniwersytetu Warmińsko Mazurskiego w Olsztynie. Po transporcie ryby przeniesiono do zbiorników o pojemności 0,5 m^3 z monitorowanymi parametrami wody, na czas kwarantanny trwającej siedem dni.

Procedura semi-naturalnego rozrodu tarlaków

Po kwarantannie oraz uprzednim przeglądzie poszczególnych osobników i określeniu ich płci fenotypowej, przenoszono je do mniejszych zbiorników tarłowych o pojemności 40 dm^3 każde, zestawionych w obiegu recyrkulowanym (RAS), gdzie po kolejnych kilku dniach rozpoczynano ich karmienie mrożonymi larwami ochotkowatych (*Chironomidae*) oraz drobnymi kawałkami mrożonych ryb – stynki i uklei (firmy Katrinex, Polska). Stosunek płci obsadzanych ryb wykorzystanych do tarła wynosił każdorazowo 3:2 (samiec : samica), a ich długość całkowita oraz masa ciała mieściła się w zakresie odpowiednio 7,5-12,0 cm i 34,5-50,0 g (Fot. 1).

Po aklimatyzacji ryb w nowych zbiornikach rozpoczynano proces stymulacji foto-termalnej, prowadzonej do uzyskania zamierzonych wartości parametrów abiotycznych tj. fotoperiodu wynoszącego 15L:9D (15 godzin światła i 9 godzin nocy) oraz temperatury wody 19 ± 0,5ºC. Najczęściej po 48-72 godzinach od ustabilizowania parametrów odnotowywano udane tarło. Odbywało się ono na sztucznym substracie, za który służyły rybom fragmenty rur PCV o długości 20 cm i średnicy 10 cm (Fot. 2).

Procedura eksperymentów dotyczących wpływu czynników abiotycznych na rozwój embrionalny trawianki

Wszystkie eksperymenty związane z analizą wpływu wybranych trzech czynników abiotycznych na rozwój embrionalny inicjowano natychmiast po uzyskaniu materiału w postaci świeżo zapłodnionej, złożonej przez samice ikry. Ze względu na charakterystyczny sposób kotwiczenia ich do podłoża (substratu) w postaci lepkiego warkocza (wypustki) na jednym z końców eliptycznych ziaren, trudności sprawiała nieinwazyjna segregacja jaj i dzielenie ich w odpowiedniej – oczekiwanej proporcji

w poszczególnych wariantach doświadczalnych. Dlatego w celu łatwiejszej separacji ziaren na równe porcje, wewnątrz rur PCV, montowano wkładkę z cienkiej, usztywnionej folii, na której trawianki składały ikrę (Fot. 3A). Takie rozwiązanie umożliwiało zaraz po tarle, delikatne wysunięcie jej i dokonanie podziału jaj na porcje. Początkowa liczebność jaj w trakcie analizy embriogenezy w jednym wariancie doświadczenia wynosiła 200 ± 20 sztuk. Chcąc określić przeżywalność embrionów, wykonano zdjęcia prób tuż przed rozpoczęciem eksperymentu oraz w momencie klucia się larw. Na tej podstawie przeprowadzono analizę porównawczą, która pozwoliła na oszacowanie liczby jaj, które przetrwały do momentu wyklucia.

Badania dotyczące wpływu wybranych czynników abiotycznych, tj. temperatury, zasolenia i odczynu pH wody na embriogenezę prowadzono w latach 2018-2020. Każdorazowo trwały one od 5 do 15 dni w zależności od wariantu doświadczalnego. W badaniach zastosowano następujące warianty parametrów wody, każdy w trzech powtórzeniach:

a) w przypadku temperatury: 15ºC (grupa T15); 20°C (grupa T20) i 25°C (grupa T25)
b) w przypadku zasolenia: 0‰ (grupa Z0); 5‰ (grupa Z5) i 10‰ (grupa Z10)
c) w przypadku odczynu pH: 6,0 (grupa pH6); 7,5 (grupa pH7,5) oraz 9,0 (grupa pH9) (Fot. 4, 5)(Tabela 1, 2, 3).

Zakres wartości analizowanych parametrów dobrano w oparciu o dotychczas opublikowane dane literaturowe oraz potencjalną ich wartość na obszarach naturalnego i aktualnego zasięgu występowania trawianki (Brylińska i in. 2000; Golovanov i in. 2013; Kvach i in. 2016).

W trakcie eksperymentów dwukrotnie w ciągu doby notowano wartość parametrów fizyko-chemicznych wody (temperatury, odczynu pH, koncentracji tlenu oraz zasolenia), a pomiarów dokonywano za pomocą multiparametrycznego miernika Hanna HI991300 oraz refraktometru Hanna HI96822 (Hanna Instruments, USA).

Poboru prób ikry/embrionów trawianki na potrzeby eksperymentów embriologicznych dokonywano w 12-godzinnych interwałach, począwszy od momentu złożenia ikry, aż do wyklucia larw. Każda próba składała się z 5-7 jaj/embrionów z danego wariantu, które następnie konserwowano w 2,5% roztworze aldehydu glutarowego celem dalszych analiz. Utrwalone ziarna ikry/zarodki oceniano pod względem stopnia zaawansowania rozwoju przy użyciu mikroskopu stereoskopowego

LEICA MDG33 (LEICA Microsystems Ltd., Switzerland) wyposażonego w oprogramowanie JENOPTIK ProgRes C3 (JENOPTIK Optical System, Germany).

Metodyka badań wpływu temperatury, zasolenia i odczynu pH na wzrost i przeżywalność larw/narybku trawianki

W eksperymentach związanych z wpływem czynników abiotycznych na wzrost i przeżywalność trawianki w okresie postembrionalnym, wykorzystano małe, izolowane recyrkulowane systemy podchowowe, z niezależnym systemem filtracji mechanicznej wody, składające się ze zbiornika głównego o pojemności 0,4 m^3, w którym instalowano trzy mniejsze akwaria (dla każdego wariantu) o pojemności 60 dm^3. W nich z kolei montowano trzy właściwe zbiorniki podchowowe o objętości 1,5 dm^3 każdy, gdzie przepływ wody ustalono na poziomie 0,1-0,2 dm^3 na minutę (Fot. 3B, 5).

Materiał badawczy stanowiły każdorazowo larwy, których początkowa długość całkowita wahała się w zakresie 4,9 – 5,3 mm, zaś masa ciała 1,5 – 2,1 mg. Zawsze po udanym tarle i złożeniu ikry przez samice, w obawie przed zjadaniem jej przez tarlaki, była ona przenoszona do innego zbiornika, gdzie prowadzono dalszą inkubację w stałej temperaturze wody 19±0,5ºC. Po wykluciu larw, resorpcji zawartości woreczka żółtkowego oraz inicjacji aktywnego pływania i żerowania, rozpoczynano ich karmienie pokarmem egzogennym, którym były naupliusy solowca (*Artemia salina* firmy Ocean Nutrition Europe, Essen Belgia) podawane trzykrotnie w ciągu doby *ad libitum*. Po pięciu dniach od wyklucia (5 DPH), gdy wszystkie larwy zdolne były do aktywnego pobierania pokarmu, obsadzano je w specjalnie zaprojektowanym obiegu doświadczalnym, inicjując właściwy eksperyment podchowowy. W trakcie kolejnych 24 godzin ustalano i stabilizowano docelowe wartości poszczególnych parametrów w eksperymentach ze zróżnicowaną temperaturą, zasoleniem czy też odczynem pH wody. Obsada początkowa wynosiła 50 larw na zbiornik, czyli 150 na wariant doświadczalny. Łącznie w każdym eksperymencie dotyczącym wpływu danego czynnika abiotycznego na rozwój postembrionalny wykorzystywano zatem 450 larw trawianki.

W trakcie wszystkich eksperymentów, utrzymywany był stały cykl świetlny, wynoszący 12L:12D (dzień : noc) kontrolowany świetlówkami sterowanymi automatycznie o natężeniu światła rzędu 300-400 lx. Temperatura wody w wariantach dotyczących wpływu zasolenia i odczynu pH na embriogenezę i rozwój postembrionalny

stabilizowana była na poziomie 20°C. W doświadczeniu dotyczącym wpływu zasolenia oraz odczynu pH wody na rozwój i przeżywalność jaj oraz larw, do ustalenia pożądanego poziomu zasolenia używano soli niejodowanej, a odczyn pH stabilizowany był przy użyciu preparatów: pH/KH minus firmy Tetra, AquaVitro (Niemcy) i Natural Regulator firmy Seachem (USA). Analogicznie, jak w przypadku doświadczeń dotyczących embriogenezy, w trakcie każdego z eksperymentów dwukrotnie w ciągu doby weryfikowano wartość parametrów fizyko-chemicznych wody (temperatury, odczynu pH, koncentracji tlenu oraz zasolenia), a pomiarów dokonywano za pomocą multiparametrycznego miernika Hanna HI991300 oraz refraktometru Hanna HI96822 (Hanna Instruments, USA).

W czasie trwania każdego z 28-dniowych eksperymentów podchowowych larw, co 7 dni pobierano losowo próby (po 9 larw z wariantu) w celu określenia przyrostów ryb mierząc ich długość ciała (*l.c*) oraz długość całkowitą (*l.t*) przy użyciu mikroskopu stereoskopowego LEICA Stereozoom S9D wyposażonego w oprogramowanie LEICA LAS X (LEICA Microsystems Ltd., Switzerland) oraz masę ciała z wykorzystaniem wagi analitycznej OHAUS Pioneer PA114CM (OHAUS Corporation, USA) z dokładnością do 0,1 mg. Po zakończeniu eksperymentów wszystkie pozostałe ryby uśmiercano w ponadnormatywnym stężeniu anestetyku MS-222, a następnie konserwowano w 2,5% roztworze aldehydu glutarowego celem dalszych analiz wybranych parametrów jakimi były:

a) współczynnik zróżnicowania masy ciała – ZMC (%) = $100 \times SD \times Mk^{-1}$
b) współczynnik zróżnicowania długości ciała – ZDC (%) = $100 \times SD \times Ltk^{-1}$
c) względny przyrost masy ciała – SGR (% d-1) = $100 \times (\ln Mk - \ln Mp) \times t^{-1}$
d) współczynnik kondycji – $K = 100 \times Mk \times Ltk^{-3}$

gdzie: Mk i Mp – odpowiednio początkowa i końcowa masa ryb (g); Ltk – całkowita długość ciała ryb (cm); SD - odchylenie standardowe dla Mk lub Ltk; t – czas podchowu (dni); ln – logarytm naturalny.

W trakcie eksperymentalnych podchowów, codziennie ze zbiorników usuwano martwe osobniki oraz resztki pokarmu. Podczas tych zabiegów określano przyczynę ewentualnych śnięć. Ryby z oznakami ataków od strony ogonowej lub z uszkodzeniami okolic tułowia, kwalifikowano jako ofiary kanibalizmu I rzędu, natomiast te bez zewnętrznych uszkodzeń jako ryby śnięte z przyczyn naturalnych. Liczbę ofiar kanibalizmu II (całkowicie połkniętych) ustalono poprzez obliczenie różnicy między

obsadą początkową, a liczbą pozostałych ryb w zbiorniku po zakończeniu podchowu. Śmiertelność skumulowaną ustalono na podstawie sumarycznej liczby osobników padłych z przyczyn naturalnych oraz tych, które związane były z zachowaniami kanibalistycznymi.

Analiza statystyczna

W eksperymentach dotyczących wpływu wybranych czynników abiotycznych na wzrost larw trawianki do porównania wartości średnich wykorzystano jednoczynnikową analizę wariancji (ANOVA). W przypadku stwierdzenia istotnych statystycznie różnic międzygrupowych ($P<0,05$) prowadzono dalszą analizę statystyczną testem post-hoc Tukey'a. Różnice statystyczne śmiertelności larw w wariantach doświadczalnych wyrażone w procentach przekształcano za pomocą funkcji *arcsin* i analizowano z zastosowaniem testu Browna-Forsythe'a. Analizy statystycznej dokonano za pomocą programu STATISTICA wersja 13.1 (StatSoft).

IV. WYNIKI

Embriogeneza a zróżnicowana temperatura wody

Wartość podstawowych parametrów fizykochemicznych wody w czasie rozwoju embriologicznego utrzymywała się na stabilnym poziomie w zakresie: odczyn pH 7,6 – 8,3, koncentracja tlenu rozpuszczonego w wodzie 7,5 – 9,0 mg/dm^3. Natomiast średnie wartości temperatury – jako parametru różnicującego poszczególne warianty doświadczalne, wynosiły odpowiednio dla każdej z grup: 14,9 ± 0,38°C (T15), 19,9 ± 0,11°C (T20) oraz 24,9 ± 0,43°C (T25)(Tabela 1).

Obserwacje embriogenezy trawianki, której przebieg analizowano w trzech wariantach temperatury ujawniły znaczące różnice stopnia zaawansowania rozwoju embrionów i tempa procesu na poszczególnych etapach (Fig. 2A). Istotne rozbieżności pojawiły się już na etapie bruzdkowania, jednak najwyraźniej uwidocznione były w stadium pigmentacji oka, czyli zaoczkowania, które zarejestrowano najszybciej tj. po 70 godzinach od zapłodnienia w grupie T25 (Fot. 6). Natomiast w wariancie T15, czyli ikrze inkubowanej w wodzie o najniższej temperaturze, komórki pigmentowe w oczach embrionów zaobserwowano dopiero 6 dnia po zapłodnieniu (90°D, 144 HPF), czyli czasie dwa razy dłuższym (Fot. 7).

Proces klucia zainicjowany był również najszybciej w grupie embrionów inkubowanych w najwyższej zastosowanej temperaturze wody, bowiem zakończył się on w grupie T25 po 5 dniach od zapłodnienia (125°D). Wylęg larw pochodzących z partii jaj inkubowanych w wodzie o temperaturze 20°C zaobserwowano 6 dnia rozwoju (120°D) embrionalnego, natomiast najdłuższym czasem inkubacji charakteryzowała się grupa T15, której jaja utrzymywano w wodzie o temperaturze 15°C, a wyniósł on 10 dni, co odpowiadało 150°D (Fig. 2A). W trakcie eksperymentu nie odnotowano jakichkolwiek deformacji lub anomalii rozwojowych embrionów, podobnie jak u świeżo wyklutych larw w poszczególnych grupach, których podłożem mogła być zróżnicowana temperatura w zakresie 15-25°C.

Najwyższą średnią przeżywalność (62,0%) na etapie wyklucia larw odnotowano w grupie, której embriogeneza przebiegała w temperaturze wody 20°C, zaś nieznacznie mniejszą, bo wynoszącą 55,6% w grupie T15. Istotnie statystycznie najniższy odsetek żywych wyklutych larw ($p<0,05$), rzędu 40,5% zanotowano w przypadku grupy T25 (Fig. 3A). Przyczyną obumierania embrionów w trakcie embriogenezy, niezależnie od

zastosowanego wariantu termicznego była pojawiająca się infekcja grzybicza (*Saprolegnia* sp.).

Embriogeneza a zróżnicowane zasolenie

Wartość parametrów fizykochemicznych wody w trakcie doświadczenia oscylowała w niewielkim zakresie, tj. odczyn pH wody 7,6 – 8,5, koncentracja rozpuszczonego tlenu 6,9 – 8,9 mg/dm^3 w zależności od wariantu doświadczalnego. Średnia temperatura wody podczas podchowu nie wahała się przyjmując wartość 20,1 ± 0,38°C. Natomiast średnie wartości zasolenia, jako kluczowego czynnika w tym badaniu w poszczególnych grupach eksperymentalnych, wynosiła odpowiednio: 0‰ (Z0), 5,1 ± 0,46 ‰ (Z5) oraz 10,0 ± 0,37 ‰ (Z10)(Tabela 2).

W trakcie analiz przebiegu embriogenezy trawianki zachodzącej w zróżnicowanym zasoleniu wody, do 7 dnia inkubacji, zarodki z grup Z5 i Z10 nie wykazały istotnych różnic w tempie rozwoju w porównaniu do grupy, w której zasolenie wynosiło 0‰ (Z0). We wszystkich wariantach poszczególne, najważniejsze etapy rozwoju embrionalnego (bruzdkowanie, gastrulacja, organogeneza) obserwowano praktycznie w tym samym czasie. Moment zaoczkowania w obrębie trzech badanych grup odnotowano natomiast po upływie około 70ºD (Fig. 2B) (Fot. 8, 9).

Istotne różnice dotyczyły natomiast finalnego okresu embriogenezy, bowiem klucie larw najszybciej zainicjowane było w grupie Z0 (po upływie 120ºD), zaś po 160ºD zaobserwowano rozpoczęcie tego procesu u larw w grupie Z5. Najdłuższym czasem inkubacji cechowała się grupa, gdzie zasolenie wynosiło 10‰ (Z10), a pierwsze larwy zaobserwowano po upływie około 180ºD (Fig. 2B). W tym wydłużonym czasie inkubacji, w porównaniu do grup Z0 i Z5, embriony rozwijały się prawidłowo zwiększając stopniowo swoje rozmiary w obrębie osłon jajowych. Jednak po 160ºD inkubacji zauważono pierwsze oznaki anomalii rozwojowych embrionów, dotyczące deformacji ich szczęk oraz płetw piersiowych. Przedłużający się czas inkubacji w tej grupie, pogłębiał stopniowo zaawansowanie powstałych deformacji zarodków (Fot. 9).

Najwyższą istotną statystycznie wartość przeżywalności zarodków odnotowano w grupie inkubowanej w wodzie o zasoleniu 5‰, która kształtowała się na poziomie 57,0%. Natomiast w przypadku wariantów Z0 i Z10 wynosiła ona zaledwie odpowiednio 21,0% i 6,0% (Fig. 3B). Niska przeżywalność embrionów, w grupie której zasolenie wynosiło 0‰ spowodowana była masową, postępującą infekcją grzybiczą, powodującą

naruszenie osłonek jajowych, a w efekcie obumarcie zarodków. Nie odnotowano procesu pleśnienia jaj w grupach o wyższym zasoleniu (Z5, Z10). W grupie Z10 na skutek wydłużającej się inkubacji i samego procesu klucia, obserwowano u embrionów liczne deformacje polegające na zniekształceniu dolnej szczeki, pokryw skrzelowych, ogona, jak również zmiany proporcji poszczególnych partii ich ciała. Zaobserwowano nieliczne zdeformowane larwy, które nie były zdolne do aktywnego poruszania się oraz pobierania pokarmu egzogennego po wykluciu (Fot. 12, 13).

Embriogeneza a zróżnicowany odczyn pH wody

W grupach jaj inkubowanych w trzech wariantach odczynu pH wody tj. o wartościach 6,0 7,5 oraz 9,0 nie odnotowano istotnych różnic w tempie rozwoju zarodkowego (Fig. 2C) Proces ten przebiegał w poszczególnych wariantach w bardzo podobny sposób, a stadium zaoczkowania oraz obracanie się ciał zarodków głową w kierunku przeciwnym do miejsca zakotwiczenia jaj nastąpił po upływie 80ºD. Proces klucia larw, zaobserwowano najszybciej (120ºD od zapłodnienia) w grupie pH9. Natomiast opuszczanie osłon jajowych przez larwy trawianki w grupach pH6 i pH7,5 zaczęło się jednocześnie po upływie około 140ºD rozwoju embrionalnego. Najwyższy (73,0%) odsetek wyklutych, żywych i prawidłowo rozwiniętych larw zanotowano w grupie pH6, zaś istotnie statystycznie najniższy ($p<0,05$) w grupie pH9, który wyniósł 26,0% (Fig 3C; Fot. 10, 11). Zawartość rozpuszczonego tlenu w trakcie tego doświadczenia wahała się w zakresie od 6,8 do 9 mg/dm^3, zaś temperatura utrzymywała się w przedziale od 19,5 do 20,8°C. Odczyn pH, wody będący czynnikiem różnicującym grupy eksperymentalne, przyjmował średnie wartości w grupach: (pH6) 6,1 ± 0,30, (pH7,5) 7,6 ± 0,17 oraz (pH9) 8,9 ± 0,16 (Tabela 3).

Wpływ temperatury na wzrost i przeżywalność larw trawianki

W trakcie eksperymentu podstawowe parametry fizykochemiczne wody utrzymywały się na stabilnym poziomie w zakresie: odczyn pH 7,6 – 8,3, koncentracja tlenu rozpuszczonego w wodzie 7,5 – 9,0 mg/dm^3. Średnie wartości temperatury – jako parametru różnicującego poszczególne warianty doświadczalne, wynosiły odpowiednio dla każdej z grup 14,9 ± 0,38°C (T15), 19,9 ± 0,11°C (T20) oraz 24,9 ± 0,43°C (T25)(Tabela 1).

Początkowa długość ciała (*l.c*) larw trawianki, które wykorzystane zostały do podchowu, wynosiła 5,1 ± 0,1 mm, a masa ciała 2,1 ± 0,2 mg (Fig. 4A). Istotne statystycznie różnice wartości średniej długości ciała larw z grupy T15 w stosunku do dwóch pozostałych grup, podchowywanych w wyższej temperaturze wody (T20, T25), odnotowano już po upływie pierwszych 7 dni eksperymentu. Taka tendencja utrzymała się w kolejnych 2 tygodniach. Finalnie ryby osiągnęły średnią długość ciała od 9,4 ± 0,3 mm w grupie T15 do 14,3 ± 0,8 mm w grupie T25 (Fig. 4A). Takie różnice wykazano również w analizie masy ciała ryb po pierwszym tygodniu doświadczenia a takie uwarunkowanie trwało aż do zakończenia doświadczenia. Najniższą średnią masą ciała po zakończeniu podchowu, wynoszącą 15,6 ± 2,2 mg, cechowały się trawianki z grupy T15, największą zaś ryby z grupy T25 tj. 81,3 ± 16,3 mg (Fig. 5A; Fot. 14). Współczynnik zróżnicowania końcowej masy ciała (ZMC) osiągnął najniższą wartość (11,5%) w grupie T15, która różniła się istotnie statystycznie od określonej w dwóch pozostałych grupach tj. T20 i T25 ($p<0,05$). Taki sam trend zanotowano w stosunku do współczynnika zróżnicowania długości ciała ryb (ZDC) oraz współczynnika względnego przyrostu masy ciała (SGR). Najwyższą wartość wskaźnika kondycji (K) uzyskano w grupie T25, podchowywanej w najwyższej z wytypowanych temperatur wody (Tabela 4). Śmiertelność skumulowana odnotowana na koniec eksperymentu w grupie T15 wyniosła 34,7% i była znacznie wyższa od tej zarejestrowanej w pozostałych dwóch, gdzie wartości te były na zbliżonym poziomie i wyniosły 8,0% oraz 8,7% odpowiednio dla T20 i T25 (Fig. 6A). Doświadczenie, w którym zmienną była zróżnicowana temperatura wody, nie odnotowano różnic międzygrupowych w intensywności zjawiska kanibalizmu zarówno I, jak i II rzędu (Fig. 7A).

Wpływ zasolenia wody na wzrost i przeżywalność larw trawianki

W trakcie eksperymentu wartość parametrów fizykochemicznych wody okazała się stabilna i oscylowała w zakresie od 7,6 do 8,5 w przypadku odczynu pH wody, koncentracji rozpuszczonego tlenu w przedziale od 6,9 do 8,9 mg/dm^3 w zależności od wariantu doświadczalnego. Średnia temperatura wody podczas podchowu nie wahała się przyjmując wartość 20,1 ± 0,38°C. Natomiast średnia wartość zasolenia, jako kluczowego czynnika w tym badaniu w poszczególnych grupach eksperymentalnych wynosiła odpowiednio: 0‰ (Z0), 5,1 ± 0,46 ‰ (Z5) oraz 10,0 ± 0,37 ‰ (Z10) (Tabela 2).

Materiał obsadowy wykorzystany w eksperymentalnym podchowie, gdzie czynnikiem różnicującym było zasolenie wody stanowiły larwy o średniej długości ciała 5,3 ± 0,1 mm (Fig. 4B) i masie na poziomie 1,9 ± 0,3 mg (Fig. 5B). Analiza przyrostów długości ujawniła zróżnicowanie w obrębie badanych grup po 7 dniach podchowu, przy czym najmniejsze rozmiary osiągnęły ryby z grupy Z10. Natomiast po zakończeniu 28-dniowego eksperymentu nie wykazano istotnych statystycznie różnic w długości ciała między trawiankami z grupy Z0 oraz Z5 ($p>0,05$). Grupa Z5 osiągnęła średnią końcową masę 58,4 ± 29,6 mg, która okazała się istotnie statystycznie wyższa od jej wartości w grupie Z0 ($p<0,05$) (Fig. 5B). Między 8 a 10 dniem podchowu zanotowano 100% śmiertelność obsad w grupie Z10. W przypadku ryb z grupy Z0 śmiertelność skumulowana kształtowała się na poziomie 26,0%, zaś w grupie Z5 41,5% (Fig. 6B).

Po zakończeniu eksperymentu najniższą wartość współczynnika zróżnicowania końcowej masy oraz długości ciała (ZMC, ZDC), które wyniosły odpowiednio 32,9 i 9,6% odnotowano u trawianek z grupy Z0. Okazały się one istotnie statystycznie różne wobec ich wartości ustalonych w grupie Z5 ($p<0,05$). Końcowe wartości współczynnika względnego przyrostu masy ciała (SGR) oraz współczynnika kondycji (K) w tych grupach doświadczalnych nie były istotne statystycznie (Tabela 4).

Analizy dotyczące zjawiska kanibalizmu I i II rzędu wykazały najwyższy odsetek śnięć wynikających z takich zachowań, odpowiednio dla 6,0% i 5,3% obsad, w grupie podchowywanej w wodzie słodkiej (Z0). Generalnie jednak śmiertelność spowodowana kanibalizmem w grupie Z5, której wartość ustalono na 3% obsad, okazała się stosunkowo niska (Fig. 7B). Natomiast w grupie tej zaobserwowano deformacje ciała ryb, które wystąpiły u 16,0% osobników, a polegały one na zniekształceniach w obrębie głowy i szczęki dolnej ryb (Fot. 15B).

Wpływ odczynu pH wody na wzrost i przeżywalność larw trawianki

Zawartość rozpuszczonego tlenu w trakcie doświadczalnego podchowu mieściła się w zakresie od 6,8 do 9 mg/dm^3, a temperatura utrzymywała się w przedziale od 19,5 do 20,8°C. Odczyn pH, wody będący czynnikiem różnicującym grupy eksperymentalne, przyjmował średnie wartości: 6,1 ± 0,30 (grupa pH6), 7,6 ± 0,17 (grupa pH7,5) oraz 8,9 ± 0,16 (grupa pH9) (Tabela 3).

W eksperymencie mającym na celu określenie wpływu zróżnicowanego odczynu pH wody na wzrost i przeżywalność larw trawianki, wykorzystano osobniki o początkowej średniej długości ciała 4,9 ± 0,1 mm i masie ciała 1,5 ± 0,3 mg. Wyniki

doświadczenia wykazały brak istotnego wpływu tego czynnika środowiskowego w zakresie od pH 6,0 a pH 9,0 na wzrost długości ciała trawianek we wczesnym okresie ontogenetycznym ($p>0,05$) (Fig. 4C)(Fot. 16). Odnotowano natomiast istotne statystycznie różnice między średnią masą ciała badanych ryb z grupy pH6 (38,29 ± 9,0 mg) i pH7,5 (40,5 ± 9,6 mg) w stosunku do narybku podchowywanego w wodzie o odczynie pH 9 ($p<0,05$), po zakończeniu eksperymentalnego podchowu (Fig. 5C). Wartości analizowanych wskaźników zootechnicznych kształtowały się w tym przypadku na podobnym poziomie. Nie odnotowano tu istotnych statystycznie różnic międzygrupowych. We wszystkich wariantach, trawianki po zakończeniu eksperymentalnego podchowu cechowały się podobną kondycją (Tabela 4). W doświadczeniu stwierdzono niską śmiertelność skumulowaną ryb, której wartość nie przekroczyła 10,0% początkowej obsady zbiorników w żadnym z badanych wariantów (Fig. 6C). Poziom śmiertelności spowodowanej kanibalizmem I i II rzędu był minimalny i podobny w każdej z badanych grup, oscylując w granicach 0,5 – 1,5% (Fig. 7C).

V. DYSKUSJA

Problem rozprzestrzeniania się ryb na nowych obszarach jest znany od setek lat. Jednak to przełom XX i XXI wieku jest okresem, gdzie w Polsce odnotowano najwięcej niekontrolowanych lub niezamierzonych transferów gatunków obcych, stanowiących dziś bez wątpienia zagrożenie dla równowagi ekologicznej i bioróżnorodności ichtiofaunistycznej ekosystemów słodkowodnych (Grabowska i in. 2010; Witkowski i Grabowska 2012). Poszerzaniu zasięgu występowania takich ryb sprzyja m. in. globalne ocieplanie klimatu oraz związane z nim stopniowe podwyższanie średniej temperatury wód na Ziemi oraz homogenizacja parametrów abiotycznych habitatów (Occhipinti-Ambrogi 2007; Petsch 2016). Zmiany stanu siedlisk przyrodniczych związane z takim procesem niosą ze sobą ryzyko zwiększenia zagrożeń wobec coraz szerszej grupy gatunków ryb rodzimych, trudniej adaptujących się do nowych warunków środowiskowych. W ekstremalnych przypadkach skutki takich zmian mogą doprowadzić do całkowitej eliminacji wąsko wyspecjalizowanych taksonów natywnych, których miejsce zajmą obce, oportunistyczne gatunki napływowe (Breeggemann i in. 2016).

Przyczyny relatywnie szybkiego rozprzestrzeniania się obcych gatunków tzw. biointruzów jak: trawianka, czebaczek amurski czy ponto-kaspijskie babkowate są obecnie coraz częściej przedmiotem analiz obejmujących zmiany związane m. in. z fluktuacjami parametrów wody czy bezpośrednią lub pośrednią rolą człowieka w tych procesach. Wyniki eksperymentalnych prac przeprowadzonych w warunkach laboratoryjnych na wczesnych stadiach rozwojowych trawianki, wpisują się w tego typu zakres tematyczny. Generalnie badania udokumentowały dużą plastyczność i łatwą adaptację trawianki do zmiennych wartości kilku kluczowych czynników abiotycznych (parametrów wody) tj. temperatury, odczynu pH i zasolenia. Jednocześnie wykazano, które z nich mogą sprzyjać lub limitować rozwój jej młodocianych form, a tym samym określić potencjalne możliwości dalszej ekspansji tego obcego inwazyjnego przedstawiciela ichtiofauny w wodach Polski. Rezultaty omówionych badań na temat wpływu czynników abiotycznych na wzrost oraz przeżywalność embrionów i larw trawianki, mogą też znaleźć w przyszłości potencjalnie praktyczne zastosowanie w pracach ukierunkowanych na usuwanie lub istotne ograniczenie jej liczebności w obrębie ekosystemów słodkowodnych.

W badaniach dotyczących wpływu temperatury na rozwój embrionalny trawianki stwierdzono, że jest to czynnik silnie różnicujący tempo rozwoju zarodków. Inkubacja jaj

w temperaturze 15°C skutkowała tym, że okres embriogenezy wyniósł 10 dni, ale już temperatura przeciętnie o 10°C wyższa, powodowała skrócenie tego czasu o połowę. Podobny czas inkubacji embrionów charakteryzuje innego przedstawiciela obcej inwazyjnej ichtiofauny obecnego począwszy od lat 90. ubiegłego wieku w polskich wodach, którym jest czebaczek amurski *Pseudorasbora parva* (Temminck i Schlegel, 1842)(Kotusz i Witkowski 1998). Larwy czebaczka wykluwały się około 5 dnia od zapłodnienia w przypadku, gdy inkubacja zachodziła w 24°C (Zhu i in. 2018), czyli porównywalnie do trawianki, kiedy temperatura w trakcie embriogenezy była o jeden stopień wyższa.

Wpływ zasolenia wody na embriogenezę ryb został dobrze zbadany w przypadku kilku gatunków morskich (Alderdice i Forrester 1971; Bush i Weis 1983), natomiast podobne dane odnoszące się do ryb słodkowodnych są ograniczone głównie do oceny ruchliwości plemników czy zdolności zapładniania jaj. Umiarkowane zasolenie (zwykle do poziomu 6‰) wydłuża zarówno czas ruchu plemników, jak i poprawia odsetek zapłodnienia ikry ryb słodkowodnych, podczas gdy wyższe zasolenie (zwykle około 7-8‰) obniża oba te wskaźniki (Khlebovich 1977). Znalazło to potwierdzenie również u trawianki, gdzie proces rozwoju embrionalnego jaj inkubowanych w wodzie słodkiej (0‰), jak i tej o zasoleniu wynoszącym 5‰, przebiegał prawidłowo. Jedynym zaobserwowanym elementem różnicującym te dwa warianty doświadczalne był nieco dłuższy czas przebiegu embriogenezy, odnotowany w grupie Z5. Natomiast w grupie jaj inkubowanych w wodzie o najwyższym, zastosowanym poziomie zasolenia, czyli 10‰, stwierdzono wybitnie negatywny wpływ takich warunków na sam proces rozwoju embrionów, wydłużenie czasu klucia larw oraz skutkujący ich licznymi deformacjami. Zbliżoną tolerancję na poziom zasolenia, odnotowaną u trawianki, wykazuje jazgarz *Gymnocephalus cernuus* L., którego embriony rozwijają się prawidłowo w wodzie przy zasoleniu sięgającym do 5‰. Zarodki tego gatunku w zasoleniu do 8‰ wykazywały umiarkowaną śmiertelność (15%) pod koniec etapu gastrulacji, ale już przy zasoleniu 11‰ wynosiła ona 90% embrionów. Prawidłowo rozwinięte wyklute larwy obserwowano przy zasoleniu do 9‰. Przy wyższym poziomie zasolenia (10-11‰) ponad połowa świeżo wyklutych larw wykazywała anomalia rozwojowe, polegające zwykle na skróceniu i/lub zakrzywieniu ogona i bardzo wolnym rytmie serca, co skutkowało w efekcie ich śnięciami (Vetemaa i Saat 1996). Natomiast jaja trawianki zdają się być bardziej odporne na wzrost zasolenia w stosunku do rodzimego okonia *Perca fluviatilis*

L., którego przeżywalność embrionów drastycznie spada, przy zawartości soli już powyżej 4‰ (Bonisławska 2014).

Wymagania środowiskowe wczesnych stadiów rozwojowych ryb są odmienne niż u dorosłych osobników, ponieważ jaja i larwy są bardziej podatne na zakłócenia parametrów wody (Lopes i in. 2020). Wśród tych zmiennych, odczyn pH jest bardzo istotny w kontekście przeżywalności i rozwoju ikry oraz larw ryb. Badania skupiające się na wpływie pH na wczesne stadia rozwojowe ryb morskich są stosunkowo dobrze poznane, szczególnie w ostatnich latach, gdzie wzrost CO_2 w oceanach spowodował wzrost kwasowości tego środowiska, skutkując zwiększoną śmiertelnością larw tej grupy kręgowców (Kikkawa i in. 2003). W środowiskach słodkowodnych zakwaszenie stało się częstsze ze względu na zwiększone wypłukiwanie kwasów z gleby, zanieczyszczenia, kwaśne deszcze, spływy z rolnictwa i górnictwa czy zwiększoną ilość CO_2 spowodowaną zmianami klimatycznymi (Hogsden i Harding 2012). Odczyn pH może wpływać na rozrodczość w różny sposób, zwłaszcza ze względu na wymagania środowiskowe niezbędne do tego, aby proces reprodukcji był efektywny. Badania wpływu odczynu pH na rozwój embrionalny trawianki ujawniły międzygrupowe różnice w długości czasu inkubacji oraz przeżywalności zarodków w trakcie tego procesu. Larwy z grupy pH9 wykluły się dzień wcześniej w stosunku do ryb z dwóch pozostałych wariantów eksperymentalnych. Natomiast odnotowane różnice poziomu śmiertelności zarodków w trakcie embriogenezy, w szerokim zakresie 27,0-74,0%, wynikały z infekcji grzybiczej *Saprolegnia* sp., która postępowała najszybciej w wodzie o odczynie pH równym 9,0.

W przypadku larw trawianki wykazano, że temperatura wody jest potencjalnie najważniejszym czynnikiem w kontekście różnicowania wzrostu ich ciała. Już bowiem po siedmiu dniach doświadczalnego podchowu zaobserwowano istotne różnice masy ciała w grupach ryb przetrzymywanych w trzech różnych temperaturach ($P<0,05$). Osobniki podchowywane w wodzie o temperaturze 25ºC osiągnęły największą końcową średnią masę ciała (81,3 ± 16,3 mg), podczas gdy te przetrzymywane w wodzie o temperaturze 10ºC niższej uzyskały średnią masę ciała kilka razy mniejszą. W trakcie eksperymentalnych podchowów związanych z wpływem wybranych czynników abiotycznych odnotowano też zróżnicowaną śmiertelność larw trawianki w poszczególnych wariantach. Największe różnice wartości tego parametru ujawniono w przypadku czterotygodniowego doświadczenia, gdzie czynnikiem różnicującym poszczególne grupy badawcze była temperatura wody. Najwyższy wskaźnik śmiertelności zanotowano w grupie podchowywanej w wodzie o średniej temperaturze

wynoszącej 15ºC, a wiązała się ona z kanibalizmem oraz generalnie słabszą kondycją ryb. Wyniki te sugerują, że temperatura wody na poziomie 15ºC lub niższa może niekorzystnie wpływać na rozwój wczesnych stadiów ontogenetycznych trawianki, a tym samym istotnie limitować jej przeżywalność. Potwierdzać to może fakt, że naturalne tarło tego gatunku inicjowane jest zwykle w momencie, gdy temperatury wody osiąga powyżej 15ºC (Kottelat i Freyhof 2007). Największą średnią długość oraz masę ciała osiągnęły larwy trawianki podchowywane w temperaturze 25ºC (odpowiednio 14,3 ± 0,8 mm i 81,3 ± 16,3 mg). Wynik ten potwierdza obserwacje Golovanov i in. (2013), którzy uznali temperaturę rzędu 27ºC za preferowaną i bliską optimum w przypadku młodocianych form trawianki. W kontekście przyspieszonego tempa ocieplania klimatu Ziemi i związanego z tym postępującego wzrostu temperatury wód powierzchniowych, może to być dodatkowy czynnik korzystnie wpływający na sukces rozrodczy trawianki. W konsekwencji może się to przełożyć na intensyfikację procesu ekspansji tego gatunku na nowe terytoria w kolejnych dekadach (Pupins i in. 2023).

Nieco inaczej przedstawiała się sytuacja w przypadku doświadczalnego czterotygodniowego podchowu larw babki łysej, podobnie jak trawianka gatunku obcego inwazyjnego, w którym czynnikiem różnicującym była temperatura wody w zakresie 16–24°C. Co prawda odnotowano tu istotne statystycznie różnice międzygrupowe wartości średniej masy i długości larw już siódmego dnia eksperymentu, i gdzie taka tendencja utrzymała się do jego zakończenia. Jednak już wartość śmiertelności skumulowanej zanotowana na koniec doświadczenia oscylująca między 7,8% w grupie 16°C, a 20,0% w grupie 24°C była nieistotna statystycznie, co sugeruje brak wpływu odmiennych warunków termicznych na przeżywalność stadiów młodocianych babki łysej (Hliwa 2010).

Ryby jako organizmy poikilotermiczne posiadają zdolność regulowania procesów fizjologicznych w odpowiedzi na utrzymujące się zmiany temperatury otoczenia, umiejętnie w ten sposób zmniejszając jej wpływ na organizm (Gunderson i Stillman 2015). Taka aklimatyzacja do zmiennej temperatury u ryb dorosłych jest dokonywana przez systemy kompensacyjne, przy udziale np. hormonu tarczycy (Little i in. 2013). W przypadku osobników młodocianych reakcja ta indukowana podczas wczesnych etapów rozwoju, ma przede wszystkim podłoże genetyczne, ponieważ funkcjonowanie układu hormonalnego jest są słabo zaawansowane (Le Roy i in. 2017). Taka plastyczność, kształtowana na przestrzeni kolejnych pokoleń (tzw. plastyczność transgeneracyjna) może w przyszłości sprawić, że ryby będą bardziej odporne na zmiany termiki wód.

Połączenie odpowiedzi na różnych poziomach fizjologicznych i zdolność poszczególnych gatunków do kompensacji zmian termicznych są ważne dla ochrony bioróżnorodności ichtiofauny, dlatego iż będą określać, jaka jest podatność różnych taksonów na obecne i przyszłe zmiany klimatu (Little i in. 2020). Z drugiej strony, wyższa temperatura wody może modyfikować zachowanie społeczne ryb z powodu zmian mechanizmów fizjologicznych, wpływając istotnie na interakcje wewnątrz- i międzygatunkowe, które mogą zaburzać funkcjonowanie ekosystemów w cieplejszym środowisku (Alfonso i in. 2021). Objawia się to np. wzrostem ich aktywności lokomotorycznej czy częstszymi zachowaniami agresywnymi (Angiulli i in. 2020).

Trawianka to gatunek ryby, który sukcesywnie kolonizuje nowe zbiorniki w obrębie wód śródlądowych. Jednakże, mimo odnotowania jej obecności w wodach słonawych (Popov 2014; Kvach i in. 2021), brak jest dostępnych danych na temat jej zachowania i zdolności do rozmnażania w takich warunkach. Wyniki przeprowadzonego eksperymentu z podchowem larw trawianki w wodzie o zróżnicowanym zasoleniu (od 0 do 10‰), wykazały wyższą śmiertelność larw, na poziomie 42,5% w grupie, gdzie zasolenie wynosiło 5‰ oraz śnięcia wszystkich osobników w wariancie, gdzie zastosowano najwyższe zasolenie. Zanotowana 100% śmiertelność obsady w ciągu pierwszych 8 dni jednoznacznie wskazuje, że wartość zasolenia rzędu 10‰ jest bliska letalnej dla stadiów młodocianych trawianki. Z drugiej strony zaobserwowano, iż wyższy stopień zasolenia miał pozytywny wpływ na ich tempo wzrostu. Analiza statystyczna wykazała bowiem istotne różnice końcowej masy ciała trawianek pochodzących z grupy Z5 (58,4 ± 29,6 mg) w porównaniu do ryb grupy Z0 (49,0 ± 17,0 mg). Trzeba jednak dodać, że choć wyższe zasolenie wody pozytywnie wpływało na wzrost ryb, to jednocześnie skutkowało też pojawieniem się niewielkiego odsetka osobników – rzędu 12% obsady z deformacjami ciała, polegających na zniekształceniach w obrębie głowy, przede wszystkim szczęki dolnej. Anomalia te nie wpłynęły jednak na zdolność pobierania pokarmu czy swobodnego poruszania się trawianek, co potwierdza dużą plastyczność gatunku w reakcji na zmiany środowiskowe. Można stwierdzić, iż trawianka jest nie tylko zdolna krótko przetrwać w wodzie słonawej, ale też prawidłowo się rozwijać, co wskazuje na możliwość kolonizacji, a w konsekwencji generowania poważnego zagrożenia dla rodzimej ichtiofauny zasiedlającej np. obszary euryhalinowe w strefie przyujściowej dużych rzek. Odmienne reakcje odnotowano natomiast w przypadku równie szeroko rozpowszechnionego gatunku inwazyjnego, jakim jest czebaczek amurski. Stwierdzono mianowicie, że podczas ekspozycji na zasolenie

w zakresie 10 do 12,5 ‰ znacznie obniżał on intensywność swego żerowania (Scott i in. 2007). Tolerancja na zróżnicowane zasolenie oraz jego wpływ na wzrost i rozwój inwazyjnych gatunków, często uzależnione jest od ich pierwotnego obszaru występowania. W przypadku babki byczej *Neogobius melanostomus* (Pallas, 1814), zasiedlającej w Polsce przede wszystkim wybrzeże Morza Bałtyckiego, zasolenie na poziomie 7,5‰ korzystnie wpływa na jej wzrost oraz kondycję (Hempel i Thiel 2015). Cecha ta zapewne wynika z jej pierwotnego pochodzenia, czyli naturalnego zamieszkiwania wód słonawych (estuariów i ujść rzek) zasilających Morze Czarne, Azowskie i Kaspijskie tj. Dniepru, Dniestru, Donu, Kubania i rzek Kaukazu (Miller 2003).

Eksperyment mający na celu określenie wpływu zróżnicowanego odczynu pH wody w zakresie 6,0–9,0 na wczesny rozwój postembrionalny trawianki, nie wykazał istotnych różnic międzygrupowych w odniesieniu do analizowanych parametrów zootechnicznych. Obserwowany niski poziom śmiertelności obsad w poszczególnych wariantach, nie przekraczający 10% oraz równomierny wzrost i dobra kondycja ryb, jednoznacznie wskazują na wysoką tolerancję młodocianych from tego gatunku na zmiany wartości pH. Jedyne różnice istotne statystycznie dotyczyły w tym przypadku końcowej masy ciała między grupą ryb przetrzymywanych w wodzie o odczynie pH równym 9 (55,9 ± 9,7 mg), a grupami ryb podchowywanych w dwóch pozostałych wariantach eksperymentalnych tj. pH6 oraz pH7,5.

Podobnego typu badania dotyczące wpływu zróżnicowanego odczynu pH wody, na wczesne etapy rozwoju ontogenetycznego przeprowadzono na innych gatunkach, zaliczanych do kategorii obcych inwazyjnych przedstawicieli ichtiofauny występującej w Polsce, takich jak babka łysa oraz czebaczek amurski. Analizy ujawniły różnice wartości średniej masy i długości larw babki łysej, potwierdzone testem Tukey'a ($P<0,05$), przede wszystkim między osobnikami z grupy pH 6,0 i pH 7,5 dopiero w czwartym tygodniu eksperymentalnego podchowu. W omawianym doświadczeniu odnotowano też wysoką, statystycznie istotną międzygrupową wartość śmiertelności skumulowanej, wynikającą przede wszystkim z kanibalizmu międzyosobniczego. Do 14 dnia badań nie przekraczała ona 20%, jednak w kolejnych dwóch tygodniach doświadczenia zwiększała się stopniowo do poziomu 48,9% w grupie pH 6,0 oraz aż 75,6% obsady w grupie larw babki łysej przetrzymywanych w wodzie o najwyższym odczynie pH o wartości 9,0 (Hliwa 2010). Finalna wartość tego parametru okazała się

generalnie znacznie wyższa, w porównaniu do wyników badań wykonanych w analogicznych warunkach eksperymentalnych, jakie zastosowano u trawianki.

Z kolei w trakcie podchowu larw czebaczka amurskiego w wodzie o pH w zakresie 6,0–9,0, istotne różnice średniej masy ciała obserwowano w dwóch ostatnich tygodniach podchowu. Po zakończeniu doświadczenia najmniejszą przeciętną masę ciała (30,8 ± 6,0 mg) oraz długość całkowitą (15,7 ± 1,9 mm) uzyskały larwy czebaczka podchowywane w wodzie o najniższym odczynie. Ich wielkość różniła się istotnie statystycznie od pozostałych dwóch grup ($P<0,05$). W omawianym doświadczeniu śmiertelność kształtowała się na poziomie od 10,0% w grupie pH 7,5, do 16,7% w grupie pH 6,0, zaś analiza statystyczna wykazała brak istotnego zróżnicowania tego parametru w obrębie eksperymentalnych grup (Hliwa 2010). Fakt, iż w żadnym z wariantów badawczych śmiertelność nie przekroczyła 20%, świadczyć może o braku korelacji wartości odczynu pH wody (w zakresie od 6,0 do 9,0) z przeżywalnością młodocianych osobników czebaczka amurskiego, analogicznie jak u trawianki. Może to wynikać z podobnego pierwotnego pochodzenia obu gatunków, czyli terenów Azji wschodniej (Witkowski 1996). Generalnie odporność i zdolności adaptacyjne trawianki do zmiennego odczynu wód potwierdzają m. in. doniesienia o jej bytowaniu w zbiornikach o dużym zakwaszeniu wody. Była ona bowiem notowana np. w dawnych wyrobiskach torfowych, gdzie w dodatku dochodziło okresowo do masowych śnięć ryb w okresie letnim oraz zimowym (Baranov i Vasil'ev 2022).

Wyniki badań laboratoryjnych dowodzą, że trawianka wykazuje wysoką plastyczność w wielu wymiarach w odniesieniu do zmian parametrów środowiskowych. Doświadczenia przeprowadzone na larwach innych gatunków ryb, w tym tych o znaczeniu gospodarczym takich jak karp *Cyprinus carpio* L. i szczupak *Esox lucius* L. potwierdzają jednocześnie, że temperatura, zasolenie oraz odczyn pH wody mają zazwyczaj kluczowy wpływ na ich wzrost i przeżywalność (Korwin-Kossakowski 1988; Saat i Veersalu 1996; Rombough 1997; Jacobsen i in. 2007).

Szybko postępująca ekspansja trawianki w Europie sprawiła, że jest ona coraz częściej przedmiotem badań naukowych. Aktualne prace koncentrują się przede wszystkim na wyjaśnieniu zagrożeń i mechanizmach inwazji gatunku, nie zaś na dostarczaniu praktycznych i efektywnych rozwiązań dla zarządzania tym groźnym obcym gatunkiem (Grabowska i in. 2011; Reshetnikov i Ficetola 2011; Nehring i Steinhof 2015). Oprócz działań zapobiegawczych, takich jak restrykcyjne przepisy dotyczące zakazu handlu czy transferu między zbiornikami (Hliwa i Błażejewski 2016), istnieje

potrzeba opracowania skutecznych metod eliminacji lub limitowania liczebności lokalnych populacji trawianki oraz powstrzymania ich dalszej dyspersji w Europie (Nehring i Steinhof 2015). Jak dotąd wdrożono tylko niewielką liczbę programów zwalczania trawianki, obejmujących głównie stosowanie metod chemicznych (Reshetnikov i Ficetola 2011), celem jej eliminacji ze zbiorników, w których utworzyła stabilne, wielopokoleniowe populacje.

Na Litwie podjęto próby ograniczenia jej liczebność w małych, izolowanych zbiornikach techniką biomanipulacji. Wytypowane do badań akweny miały szczególne znaczenie biologiczne, ze względu na obecność w nich naturalnych siedlisk, narażonych na wyginięcie płazów takich jak: kumak nizinny czy traszka zwyczajna. W pracach wykorzystano dwa rodzime gatunki ryb drapieżnych, czyli okonia i szczupaka, wykazujące wyraźny oportunizm i plastyczność diety, mogącymi żerować na ofiarach, które są najbardziej dostępne, łatwe do pochwycenia i odpowiednie pod względem wielkości (Rakauskas i in. 2010; Pedreschi i in. 2015). Ze względu na specyficzną budowę pyska i większe rozmiary ciała, szczupak chętniej zjadał większe okazy, podczas gdy okoń okazał się skuteczny w polowaniu na małe osobniki trawianki. Wykorzystanie tych dwóch drapieżników wynikało też z odmiennych strategii ich żerowania. Zwykle szczupak poluje samotnie z zasadzki, podczas gdy okoń aktywnie poszukuje swych ofiar polując w grupie (Eklöv 1992; Turesson i Brönmark 2004). Chociaż technika biomanipulacji zastosowana była w małej skali, to wyniki owej biokontroli dały bardzo dobry efekt. Wykazano bowiem, że wprowadzanie lokalnie większej liczby gatunków rybożernych może być efektywnym środkiem do eliminacji trawianki z zaatakowanych przez nią zbiorników. Ponadto uznano, że jest to skuteczna, a zarazem mało inwazyjna metoda, której regularne powtarzanie może doprowadzić do całkowitego usunięcia tego niepożądanego gatunku ryby. W porównaniu z programami zwalczania trawianki przy użyciu chemicznych środków biobójczych, połowów sieciami, elektropołowów lub poprzez osuszanie siedlisk, reintrodukcja rodzimych gatunków ryb rybożernych wydaje się najbardziej niekontrowersyjna, opłacalna oraz przynosząca trwałe pozytywne efekty (Rakauskas i in. 2019).

Potwierdzeniem takiej tezy, mogą być również wyniki testów przeprowadzonych w warunkach doświadczalnych, gdzie szczupak w sytuacji dostępności okonia i trawianki jako ryb-ofiar, preferował młodociane stadia tej drugiej. Wyrazem tego był wahający się w zakresie 64-85% udział liczbowy trawianki w jego diecie, przy wartościach rzędu 18-38% dla okonia. Na powyższy wynik wpływały zróżnicowane warunki eksperymentu

z lub bez obecności kryjówek. Ponadto zachowanie trawianki różniło się znacznie od behawioru okonia i wskazywało na jej mniejszą skłonność do unikania drapieżnika oraz tendencję do gromadzenia się w grupie (Smirnov i in. 2019). Fakt, że okoń jest zdolny do bytowania w zbiornikach zeutrofizowanych, zasobnych w składniki odżywcze, cechujących się zazwyczaj dużym zmętnieniem wody (Jacobsen i in. 2014) sprawia, że konkurencja z trawianką może redukować wzrost jego młodocianych stadiów. Konkurencja międzygatunkowa w warunkach naturalnych pomiędzy nimi wydaje się być dość silna, czego potwierdzeniem są dane wskazujące, iż dieta okonia i trawianki pokrywa się w znacznym stopniu (Szczerbik i in. 2023).

Ochrona bioróżnorodności zbiorników wodnych winna być priorytetem w walce z tym obcym, niebezpiecznym gatunkiem, także ze względu na zasiedlanie ich przez cenne gatunki ryb, płazów czy gadów, często prawnie chronionych i zagrożonych wyginięciem. Przykładami takich gatunków ryb, preferujących podobny typ biotopów w Polsce jest strzebla błotna *Eupallasella percnurus* (*Rhynchocypris percnurus*) czy muławka bałkańska *Umbra krameri*, bytująca w podobnych typach siedlisk, leżących w innych strefach geograficznych Europy. Muławka bałkańska jest jedynym przedstawicielem rodzaju *Umbra* sp. w Europie, narażonym na wyginięcie, wpisanym na czerwoną listę IUCN (Kováč 1997; Wanzenböck 2004; Kottelat i Freyhof 2007). Obecność trawianki w miejscach występowania muławki wiąże się ze zwiększoną presją i zachowaniami agresywnymi cechującymi trawiankę, a przede wszystkim z konkurencją pokarmową negatywnie wpływającą na efektywność żerowania muławki. W wyniku tego rośnie ona zdecydowanie wolniej i narażona jest na drapieżnictwo ze strony trawianki (Wanzenböck 1995; Nyeste i in. 2017; Grabowska i in. 2019). Z kolei strzebla błotna narażona jest na całkowitą eradykację z powodu swoistych cech behawioralnych, niewielkich rozmiarów ciała i podobnych preferencji siedliskowych. Przekładem może być tu teren Polesia Lubelskiego, gdzie w małym zbiorniku, obfitującym niegdyś w strzeblę błotną, po pojawieniu się w nim trawianki, zaobserwowano drastyczny spadek liczebności strzebli, a całkowity jej zanik odnotowano w ciągu zaledwie dwóch lat (Wolnicki i Kolejko 2008). Agresywność trawianki wobec innych gatunków może potwierdzać też kwestia, iż była ona w stanie wyeliminować z niewielkiego zbiornika w ciągu 2-3 lat, innego przedstawiciela inwazyjnej ichtiofauny, czyli czebaczka amurskiego (Sikorska i Wolnicki 2023).

Przyrodnicy i naukowcy zajmujący się zawodowo ochroną środowiska coraz częściej analizują problem eskalacji presji ze strony obcych gatunków inwazyjnych oraz

ich systematycznego różnicowania predyspozycji do zajmowania nowych siedlisk. Dlatego też działania związane z zapobieganiem, kontrolą, a docelowo unicestwianiem takich taksonów są aktualnie rekomendowanymi formami postępowania w zasiedlonych przez nie ekosystemach. Wyłącznie kompleksowe i racjonalne podejście do takich akcji może pozwolić zachować lub odbudować naturalną bioróżnorodność ichtiofauny. Pamiętać należy, iż działania związane z biologicznymi inwazjami w środowisku wodnym, muszą też uwzględniać wartość innych elementów, np. strukturę sąsiednich obszarów lądowych, rolę prowadzonych działań o charakterze gospodarczym czy wreszcie wyniki restytucji gatunków rodzimych (Hulme 2006).

W przypadku badanego gatunku, czyli trawianki, która w ostatnim okresie opanowała wiele zbiorników naszego kraju, dysponujemy ciągle nielicznymi udokumentowanymi danymi o jej wpływie na autochtoniczną ichtiofaunę. Generalnie jednak, obce gatunki ryb w konfrontacji z rodzimymi mogą okazać się sprawniejsze w konkurowaniu o pokarm, mogą też być nieznanymi i przez to znacznie niebezpieczniejszymi drapieżnikami (Havel i in. 2015). Trawianka postrzegana jest jako potencjalny konkurent pokarmowy dla rodzimych gatunków ryb, a interakcje tego typu mogą nasilać się szczególnie w niewielkich biotopach z ubogą bazą pokarmową (Grabowska i in. 2019). Związki między gatunkami obcymi a natywnymi oraz parametrami środowiska w ekosystemach słodkowodnych są niezwykle zróżnicowane. Homogenizacja lub gwałtowne zmiany czynników abiotycznych, prowadzące do zaburzenia ustabilizowanych dotychczas relacji międzygatunkowych w ekosystemach, sprzyjają zazwyczaj poszerzaniu zasięgu występowania przez obce gatunki. Ponadto taksony inwazyjne mogą niekiedy same silnie zmieniać hydrologię, cykl biogeochemiczny czy skład biotyczny najechanych ekosystemów, a tym samym modulować efekty działania innych stresorów (Strayer 2010). W tym kontekście szczególnie ważne jest poszerzanie wiedzy na temat biologii, a zwłaszcza rozrodu trawianki, bo może to pośrednio przyczynić się do wypracowania optymalnych i uniwersalnych metod służących ochronie bioróżnorodności ichtiofaunistycznej naszego kraju. Presja ze strony trawianki, wykazywana w stosunku do natywnych taksonów, prowadzi bowiem coraz częściej do wypierania tych drugich, a tym samym zubożenia struktury jakościowej i ilościowej hydrobiontów zasiedlających ekosystemy wodne.

VI. WNIOSKI

Na podstawie przeprowadzonych badań sformułowano następujące wnioski:

- Spośród trzech badanych czynników środowiskowych tj. temperatury, zasolenia oraz odczynu pH wody, najbardziej różnicującym tempo embriogenezy oraz przyrosty masy i długości ciała larw trawianki w obrębie badanych grup była temperatura.
- Inkubacja jaj w temperaturze 25°C skutkowała dwukrotnie szybszym inicjowaniem poszczególnych etapów rozwoju embrionalnego, zauważalnych już w czasie bruzdkowania, w stosunku do ikry, której proces embriogenezy przebiegał w wodzie o temperaturze 15°C i trwał 10 dni.
- Zasolenie wody na poziomie 5‰ pozytywnie wpływało na przeżywalność ikry w trakcie embriogenezy, zapobiegając m. in. rozwojowi infekcji grzybiczych *Saprolegnia* sp. oraz skutkowało szybszym wzrostem masy ciała u larw/narybku podchowywanych w tym zasoleniu, w porównaniu do wody słodkiej.
- W grupie Z10 proces klucia larw trwał najdłużej (od 9 do 15 dnia obserwacji), co wynikało ze zmian struktury osłony jajowej w ostatnim okresie embriogenezy, powodujących zaburzenia rozwoju, deformacje ciała, a finalnie obumieranie embrionów.
- Zastosowany w doświadczeniu zróżnicowany odczyn pH wody w zakresie od 6 do 9 nie wykazał istotnego wpływu na tempo przebiegu embriogenezy u trawianki i inicjowania poszczególnych – kluczowych etapów tego procesu tj. bruzdkowania, gastrulacji czy zaoczkowania.
- 28-dniowy podchów larw trawianki w wodzie o temperaturze 15, 20 i 25°C skutkował istotnymi statystycznie różnicami międzygrupowymi masy i długości ciała odnotowanymi po jego zakończeniu. Larwy z grupy T25 osiągnęły średnią masę ciała 81,3 ± 16,3 mg, która była ponad pięciokrotnie większa w stosunku do ryb pochodzących z grupy T15 (15,6 ± 2,2 mg), w której odnotowano również wyższą śmiertelność skumulowaną obsad na poziomie 34,7%.
- Wyraźnie większe przyrosty masy ciała larw trawianki odnotowano w grupie ryb podchowywanych w wodzie o odczynie alkalicznym (grupa pH9)($p<0,05$), wobec tych utrzymywanych w wodzie o odczynie kwaśnym i obojętnym.
- Zasolenie wody rzędu 10‰ można uznać za bliską letalnej, ponieważ skutkowało śnięciem wszystkich larw w pierwszych 8 dniach eksperymentalnego podchowu.

- Wartości wskaźnika zróżnicowania długości ciała larw trawianki, wskaźnika zróżnicowania masy ciała, względnego przyrostu masy ciała oraz współczynnika kondycji różniły się istotnie miedzy grupą T15 a T20 i T25. Natomiast w doświadczeniu, gdzie czynnikiem różnicującym poszczególne grupy badawcze było zasolenie, takie różnice odnotowano jedynie w przypadku wskaźnika zróżnicowania długości i masy ciała larw. Nie zanotowano takich różnic po zakończeniu 28-dniowego podchowu larw trawianki w wodzie o zróżnicowanym odczynie pH wody.
- Istotne statystycznie różnice międzygrupowe ($P<0,05$) odnotowano w odniesieniu do wartości wskaźnika kondycji (K) oraz względnego przyrostu masy ciała (SGR) jedynie w eksperymencie, gdzie czynnikiem różnicującym poszczególne grupy badawcze okazała się temperatura wody.
- Najwyższy odsetek – wynoszący 16% w grupie Z5, anormalnych larw trawianki, z deformacjami szczęki dolnej oraz kręgosłupa zanotowano po zakończeniu 28-dniowego podchowu, gdzie czynnikiem różnicującym było zasolenie.
- Śmiertelność larw/narybku trawianki wynikająca z zachowań kanibalistycznych typu I i II była marginalna w przeprowadzonych eksperymentalnych podchowach i oscylowała w zakresie od 0,5% obsady w przypadku grupy pH9, do 11,5% w grupie Z0, gdzie czynnikiem różnicującym było zasolenie.

VII. LITERATURA

Alcaraz C., Vila-Gispert A., García-Berthou E. 2005. Profiling invasive fish species: the importance of phylogeny and human use. Diversity and Distributions, 11(4): 289-298.

Alderdice D. F., Forrester C. R. 1971. Effects of salinity, temperature, and dissolved oxygen on early development of the Pacific cod (*Gadus macrocephalus*). Journal of the Fisheries Research Board of Canada, 28: 883-902.

Alfonso S., Gesto M., Sadoul B. 2021. Temperature increase and its effects on fish stress physiology in the context of global warming. Journal of Fish Biology, 98(6): 1496-1508.

Andrzejewski W., Golski J., Mazurkiewicz J., Przybył A. 2011. Amur sleeper *Perccottus glenii* – a new invasive alien species in the Warta River drainage basin (W Poland). Chrońmy Przyrodę Ojczystą, 67(4): 323-329.

Angiulli E., Pagliara V., Cioni C., Frabetti F., Pizzetti F., Alleva E., Toni M. 2020. Increase in environmental temperature affects exploratory behaviour, anxiety and social preference in *Danio rerio*. Scientific Reports, 10: 1-12.

Antal L., Székely C., Molnár K. 2015. Parasitic infections of two invasive fish species, the Caucasian dwarf goby and the Amur sleeper, in Hungary. Acta Veterinaria Hungarica, 63(4): 472-484.

Antychowicz J. 1994. *Perccottus glehni* w naszych wodach. Komunikaty Rybackie, 2: 21-22.

Banach M. 1994. Morfodynamika strefy brzegowej zbiornika Włocławek. Vol. 161. IGiPZ, PAN, Warszawa.

Baranov V.Y., Vasil'ev A.G. 2022. Phenotypic Plasticity of the Amur Sleeper (*Perccottus glenii*) Invasive Populations during the Colonization of Water Bodies. Russian Journal of Biological Invasions, 13(4): 412-427.

Beitinger T.L., Fitzpatrick L.C. 1979. Physiological and ecological correlates of preferred temperature in fish. American Zoologist, 19(1): 319-329.

Bij de Vaate A., Jazdzewski K., Ketelaars H.A.M., Gollasch S., Van der Velde G. 2002. Geographical patterns in range extension of Ponto-Caspian macroinvertebrate species in Europe. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science, 59: 1159-1174.

Blaxter J.H.S. 1992. The effect of temperature on larval fishes. Netherlands Journal of Zoology, (2-3): 336-357.

Błażejewski M., Król J., Hliwa P. 2019. Early ontogenetic development of the Amur sleeper *Perccottus glenii* Dybowski, 1877, an alien invasive fish species outside its natural range. Folia Biologica (Kraków), 67(2): 61-68.

Bogutskaya N.G., Naseka A.M. 2002. *Perccottus glenii* Dybowski, 1877. Freshwater Fishes of Russia. Zoological Institute RAS, St. Petersburg, Russia, http://www.zin.ru/Animalia/Pisces/eng/taxbase_e/ species_e/perccottuss_el.htm.

Bogutskaya N.G., Naseka A.M., Shedko S.V., Vasiléva E.D., Chereshnev I.A. 2008. The fishes of the Amur River: updated check-list and zoogeography. Ichthyological Exploration of Freshwaters, 19: 301-366.

Bonisławska M. 2001. Wpływ temperatury na tempo i przebieg embriogenezy u ryb. Akademia Rolnicza w Szczecinie, Wydział Rybactwa Morskiego i Technologii Żywności, Rozprawa doktorska, s. 1-123.

Bonisławska M. 2014. Przebieg wczesnej ontogenezy wybranych gatunków ryb w wodach o zróżnicowanym zasoleniu. Wydawnictwo Uczelniane Zachodniopomorskiego Uniwersytetu Technologicznego, Szczecin, s.1-85.

Breeggemann J.J., Kaemingk M.A., DeBates T.J., Paukert C.P., Krause J.R., Letvin A.P., Stevens T.M., Willis D.W., Chipps S.R. 2016. Potential direct and indirect effects of climate change on a shallow natural lake fish assemblage. Ecology of Freshwater Fish, 25: 487-499.

Brylińska M. (red.) 2000. Ryby słodkowodne Polski. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.

Bush C., Weis J. 1983. Effect of salinity on fertilization success in two populations of *Fundulus heteroclitus*. Biological Bulletin, 164: 406-417.

Cambray J.A. 2003. Impact on indigenous species biodiversity caused by the globalization of alien recreational freshwater fisheries. Hydrobiologia, 500: 217-230.

Campbel P.G.C., Stokes P.M. 1985. Acidification and toxicity of metals to aquatic biota. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 42(12): 2034-2049.

Chai L., Huang P., Bao X. 2020. Tolerant ability and physiological and biochemical responses of Chinese sleeper *Perccottus glenii* to icing up and hypoxia environment. Journal of Dalian Ocean University, 35: 2095-1388.

Copp G.H., Bianco P.G., Bogutskaya N.G., Eros T., Falka I., Ferreira M.T., Fox M.G., Freyhof J., Gozlan R.E., Grabowska J., Kovac V., Moreno-Amich R., Naseka A.M., Penaz M., Povz M., Przybylski M., Robillard M., Russell I.C., Stakenas S., Sumer S., Vila-Gispert, A., Wiesner C. 2005. To be, or not to be, a non-native freshwater fish? Journal of Applied Ichthyology, 21: 242-262.

Eklöv P. 1992. Group foraging versus solitary foraging efficiency in piscivorous predators: The perch, *Perca fluviatilis*, and pike *Esox lucius*, patterns. Animal Behaviour, 44: 313-326.

Fayzulin A.I. 2021. Impact assessment of the Amur sleeper *Perccottus glenii* Dybowski, 1877 on amphibians in Samara Oblast. In IOP Conference Series: Earth and Environmental Science, 818(1): 012009.

Fry F.E.J. 1971. The effect of environmental factors on the physiology of fish. Fish physiology. Vol. 6. Academic Press, s. 1-98.

Fujimura K., Okada N. 2007. Development of the embryo, larva and early juvenile of Nile tilapia Oreochromis niloticus (Pisces: Cichlidae). Developmental staging system. Develop. Growth Differ. 49: 301-324.

Giziński A., Błędzki A., Kentzer A., Wiśniewski R., Żytkowicz R. 1989. Hydrobiological characteristic of the lowland, rheolimnic Wloclawek Reservoir on the Vistula River. Ekologia Polska, 37: 3-4.

Golovanov V.K., Kapshai D.S., Gerasimov Y.V., Golovanova I.L., Karabanov D.P., Smirnov A.K., Shlyapkin I.V. 2013. Thermopreference and thermostability of the Amur sleeper juveniles *Perccottus glenii* in autumn. Journal of Ichthyology, 53: 240-244.

Gozlan R.E., St-Hilaire S., Feist S.W., Martin P., Kent M.L. 2005. Disease threat to European fish. Nature, 435(7045): 1046-1046.

Gozlan R.E., Whipps C.M., Andreou D., Arkush K.D. 2009. Identification of a rosette-like agent as *Sphaerothecum destruens*, a multi-host fish pathogen. International Journal of Parasitology, 39(10): 1055-1058.

Grabowska J. 2005. Reproductive biology of racer goby *Neogobius gymnotrachelus* in the Włocławski Reservoir (Vistula River, Poland). Journal of Applied Ichthyology, 21: 296-299.

Grabowska J., Grabowski M. 2005. Diel-feeding activity in early summer of racer goby *Neogobius gymnotrachelus* (Gobiidae): a new invader in the Baltic basin. Journal of Applied Ichthyology, 21: 282-286.

Grabowska J., Witkowski A., Kotusz J. 2008. Inwazyjne gatunki ryb w polskich wodach – zagrożenie dla rodzimej ichtiofauny. Użytkownik rybacki – Nowa rzeczywistość, Wyd. PZW, s. 90-96.

Grabowska J., Kotusz J., Witkowski A. 2010. Alien invasive fish species in Polish waters: an overview. Folia Zoologica, 59(1): 73-85.

Grabowska J., Pietraszewski D., Przybylski M., Tarkan A., Marszał L., Lampart-Kałużniacka M. 2011. Life-history traits of Amur sleeper, *Perccottus glenii*, in the invaded Vistula River: Early investment in reproduction but reduced growth rate. Hydrobiologia, 661: 197-210.

Grabowska J., Błońska D., Kati S., Nagy S., Kakareko T., Kobak J., Antal L. 2019. Competitive interactions for food resources between the invasive Amur sleeper (*Perccottus glenii*) and threatened European mudminnow (*Umbra krameri*). Aquatic Conservation Marine and Freshwater Ecosystems, 29(12): 2231-2239.

Gunderson A.R., Stillman J.H. 2015. Plasticity in thermal tolerance has limited potential to buffer ectotherms from global warming. Proceedings of the Royal Society B, 282: 20150401.

Havel J.E., Kovalenko K.E., Thoma S.M., Amalfitano S., Kats L.B. 2015. Aquatic invasive species: challenges for the future. Hydrobiologia, 750: 147-170.

Hempel M., Thiel R. 2015. Effects of salinity on survival, daily food intake and growth of juvenile round goby *Neogobius melanostomus* (Pallas, 1814) from a brackish water system. Journal of Applied Ichthyology, 31(2): 370-374.

Hliwa P. 2010. Elementy biologii rozrodu przedstawicieli obcej inwazyjnej ichtiofauny - babki łysej *Neogobius gymnotrachelus* (Kessler, 1857) i czebaczka amurskiego *Pseudorasbora parva* (Temminck and Schlegel, 1846). Rozprawy i Monografie. Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie, 156: 1-97.

Hliwa P., M. Błażejewski. 2016. Zagrożenia związane z obecnością obcych inwazyjnych gatunków ryb w wodach otwartych w kontekście regulacji prawnych dla wędkarzy. W: „Użytkownik Wędkarskie 2016. Rola gospodarki wędkarskiej na wodach PZW w świetle zasad zrównoważonego rozwoju" (red. M. Mizieliński), Wydawnictwo Wieś Jutra, Warszawa, s. 66-78.

Hliwa P., Martyniak A., Kucharczyk D., Sebestyen A. 2002. Food preferences of juvenile Pseudorasbora parva (Schlegel, 1842) from Kis-Balaton Reservoir. Archives of Polish Fisheries, 10: 121-127.

Hogsden K.L., Harding J.S. 2012. Anthropogenic and natural sources of acidity and metals and their influence on the structure of stream food webs. Environmental Pollution, 162: 466-474.

Horvatić S., Zanella D., Marčić Z., Mustafić P., Buj I., Onorato L., Ivić L., Karlović R., Ćaleta M. 2022. First report of the Chinese sleeper *Perccottus glenii* Dybowski, 1877 in the Drava River, Croatia. BioInvasions Record, 11(1): 250-266.

Hulme P.E. 2006. Beyond control: wider implications for the management of biological invasions. Journal of Applied Ecology, 43: 835-847.

Jacobsen L., Skov C., Koed A., Berg S. 2007. Short-term salinity tolerance of northern pike, *Esox lucius*, fry, related to temperature and size. Fisheries Management and Ecology, 14(5): 303-308.

Jacobsen L., Berg S., Baktoft H., Nilsson P. A., Skov C. 2014. The effect of turbidity and prey fish density on consumption rates of piscivorous Eurasian perch *Perca fluviatilis*. Journal of Limnology, 73(1): 187-190.

Jurajda P., Vassilev M., Polacik M., Trichkova T. 2006. A first record of *Perccottus glenii* (Perciformes: Odontobutidae) in the Danube River in Bulgaria. Acta Zoologica Bulgarica, 58(2): 279-282.

Kakareko T., Giziński A. 2001. Perspektywy poprawy gospodarki rybackiej w silnie reolimnicznym, bogatym w faunę denną Zbiorniku Włocławskim. Supplementa ad Acta Hydrobiologica, 1: 55-66.

Kakareko T., Kobak J., Grabowska J., Jermacz Ł., Przybylski M., Poznańska M., Pietraszewski D., Copp G. 2013. Competitive interactions for food resources between invasive racer goby *Babka gymnotrachelus* and native European bullhead *Cottus gobio*. Biological Invasions, 15: 2519-2530.

Kati S., Mozsár A., Árvad D., Cozma N.J., Czeglédi I., Antal L., Nagy S.A., Erõs T. 2015 Feeding ecology of the invasive Amur sleeper (*Perccottus glenii* Dybowski, 1877) in Central Europe. International Review of Hydrobiology, 100(3-4): 116-128.

Khlebovich V.V. 1977. Osmotic and salinity relationships during ontogenesis. In: Graevskii E.Y. Mednikov V.M. (eds.) Environment and the developing organism. Nauka Publishers, Moscow, s. 257-292

Kikkawa T., Ishimatsu A., Kita J. 2003. Acute CO_2 tolerance during the early developmental stages of four marine teleosts. Environmental Toxicology, 18: 375-382.

Kocovsky P.M., Tallman J.A., Jude D.J., Murphy, D.M., Brown J.E., Stepien C.A. 2011. Expansion of tubenose gobies *Proterorhinus semilunaris* into western Lake Erie and potential effects on native species. Biological Invasions, 13: 2775-2784.

Konstantinov A.S., Martynova V.V. 1993. Effect of salinity fluctuations on energetics of juvenile fish. Journal of Ichthyology, 33: 161-166.

Kornis M.S., Mercado-Silva N., Vander Zanden M.J. 2012. Twenty years of invasion: a review of round goby *Neogobius melanostomus* biology, spread and ecological implications. Journal of Fish Biology, 80: 235-285.

Korwin-Kossakowski M. 1988. Larval development of carp, *Cyprinus carpio* L., in acidic water. Journal of Fish Biology, 32(1): 17-26.

Korwin-Kossakowski K.M. 2008. The influence of temperature during the embryonic period on larval growth and development in carp, Cyprinus carpio L., and grass carp, Ctenopharyngodon idella: Theorical and practical aspect. Archive of Polish Fisheries, 16: 231-316.

Kostrzewa J., Grabowski M. 2003. Opportunistic feeding strategy as a factor promoting the expansion of racer goby (*Neogobius gymnotrachelus* Kessler, 1857) in the Vistula basin. Lauterbornia, 48: 91-100

Koščo J., Manko P., Miklisová D., Košuthová L. 2008. Feeding ecology of invasive *Perccottus glenii* (Perciformes, Odontobutidae) in Slovakia. Czech Journal of Animal Sciences, 53: 479-486.

Kottelat M., Freyhof J. 2007. Handbook of European freshwater fishes. Cornol, Switzerland and Berlin, Germany, s. 549-550.

Kotusz J., Witkowski A. 1998. Morphometrics of *Pseudorasbora parva* (Schlegel, 1842)(Cyprinidae: Gobioninae), a species introduced into the Polish waters. Acta Ichthyologica et Piscatoria, 28: 3-14.

Kováč V. 1997. Experience with captive breeding of the European mudminnow, *Umbra krameri* Walbaum, and why it may be in danger of extinction. Aquarium Sciences and Conservation, 1: 45-51.

Kováč V., Siryová S. 2005. Ontogenetic variability in external morphology of bighead goby Neogobius kesslerifrom the Middle Danube, Slovakia. Journal of Applied Ichthyology, 21: 312-315.

Kvach Y., Dykyy I., Janko K. 2016. First record of the Chinese sleeper, *Perccottus glenii* Dybowski, 1877 (Actinopterygii: Odontobutidae) in the Dnieper Estuary, southern Ukraine (Black Sea drainage). BioInvasions Records, 5: 285-290.

Kvach Y., Kutsokon Y. 2017. The non-indigenous fishes in the fauna of Ukraine: A potential ad actum. BioInvasions Records, 6: 269-279.

Kvach Y., Karavanskyi Y., Tkachenko P., Zamorov V. 2021. First record of the invasive Chinese sleeper, *Perccottus glenii* Dybowski, 1877 (Gobiiformes: Odontobutidae) in the Black Sea. BioInvasions Record, 10(2): 411-418.

Lahnsteiner F., Kletz M., Weismann T. 2012. The effect of temperature on embryonic and yolk-sac larval development in the burbot *Lota lota*. Journal of Fish Biology, 81(3): 977-986.

Le Roy A., Loughland I., Seebacher F. 2017. Differential effects of developmental thermal plasticity across three generations of guppies (*Poecilia reticulata*): canalization and anticipatory matching. Scientific Reports, 7: 4313.

Little A.G., Kunisue T., Kannan K., Seebacher F. 2013. Thyroid hormone actions are temperature-specific and regulate thermal acclimation in zebrafish (*Danio rerio*). BMC Biology, 11: 26.

Little A.G., Loughland I., Seebacher F. 2020. What do warming waters mean for fish physiology and fisheries? Journal of Fish Biology, 97: 328-340.

Litvinov A.G., O'Gorman R. 1996. Biology of Amur sleeper (*Perccottus glehni*) in the delta of the Selenga River, Buryatia, Russia. Journal of Great Lakes Research, 22(2): 370-378.

Lopes A.F., Faria A.M., Dupont S. 2020. Elevated temperature, but not decreased pH, impairs reproduction in a temperate fish. Scientific Reports, 10: 20805.

Lowe C.H., Heath W.G. 1969. Behavioral and physiological responses to temperature in the desert pupfish *Cyprinodon macularius*. Physiological Zoology, 42(1): 53-59.

Lushchak V.I., Bagnyukova T.V. 2007. Hypoxia induces oxidative stress in tissues of a goby, the rotan *Perccottus glenii*. Comparative Biochemistry and Physiology Part B: Biochemistry and Molecular Biology, 148(4): 390-397.

Mangat H.K., Hundal S.S. 2014. Salinity tolerance of laboratory reared fingerlings of common carp, *Cyprinus carpio* (Linn.) during different seasons. International Journal of Advanced Research, 2(11): 491-496.

Martemyanov V., Mavrin A., Shuman L. 2021. Minimum cations concentrations in water required for maintenance of ion balance between the Amur sleeper *Perccottus glenii* (Pisces) and the external environment. Inland Water Biology, 14(6): 797-802.

McDonald D.G., Tang Y., Boutilier R.G. 1989. Acid and ion transfer across the gills of fish: mechanisms and regulation. Canadian Journal of Zoology, 67(12): 3046-3054.

Mierzejewska K., Martyniak A., Kakareko T., Hliwa P. 2010. First record of *Nippotaenia mogurndae Yamaguti* and *Miyata*, 1940 (Cestoda, Nippotaeniidae), a parasite introduced with Chinese sleeper to Poland. Parasitology Research, 106(2): 451-456.

Miller P.J. 2003. The freshwater fishes of Europe. Mugilidae, Atherinidae, Atherionopsidae, Blennidae, Odontobutidae, Gobiidae 1. Vol. 8/I, AULA-Verlag: 223-264.

Mills M.D., Rader R.B., Belk M.C. 2004. Complex interactions between native and invasive fish: the simultaneous effects of multiple negative interactions. Oecologia, 141: 713-721.

Nehring S., Steinhof J. 2015. First records of the invasive Amur sleeper, *Perccottus glenii* Dybowski, 1877 in German freshwaters: A need for realization of effective management measures to stop the invasion. BioInvasions Records, 4: 223-232.

Nyeste K.J., Kati S., Nagy S.A., Antal L. 2017. Growth features of the Amur sleeper, *Perccottus glenii* (Actinopterygii: Perciformes: Odontobutidae), in the invaded Carpathian Basin, Hungary. Acta Ichthyologica et Piscatoria, 47(1): 33-40.

Occhipinti-Ambrogi A. 2007. Global change and marine communities: Alien species and climate change. Marine Pollution Bulletin, 55: 342-352.

Ondračková M., Matějusová I., Grabowska J. 2012. Introduction of *Gyrodactylus perccotti* (Monogenea) into Europe on its invasive fish host, Amur sleeper (*Perccottus glenii*, Dybowski 1877). Helminthologia, 49: 21-26.

Overton J.L., Bayley M., Paulsen H., Wang T. 2008. Salinity tolerance of cultured Eurasian perch, *Perca fluviatilis* L.: effects on growth and on survival as a function of temperature. Aquaculture, 277(3-4): 282-286.

Pedreschi D., Mariani S., Coughlan J., Voigt C.C., O'Grady M., Caffrey J., Kelly-Quinn M. 2015. Trophic flexibility and opportunism in pike *Esox lucius*. Journal of Fish Biology, 87: 876-894.

Petsch D.K. 2016. Causes and consequences of biotic homogenization in freshwater ecosystems. International Review of Hydrobiology, 101: 113-122.

Pérez J. E., Alfonsi C., Nirchio M., Muñoz C., Gómez J. A. 2003. The introduction of exotic species in aquaculture: a solution or part of the problem?. Interciencia, 28(4): 234-238.

Pihlström H., Kuningas S., Salmi J.A., Granroth J. 2022. First record of the invasive Chinese sleeper *Perccottus glenii* (Gobiiformes: Odontobutidae) in Finland. Memoranda Societatis pro Fauna et Flora Fennica, 98: 87-92.

Popov IY. 2014. New fish species in the Russian part of the gulf of Finland and inland water bodies of St. Petersburg and Leningrad Oblast. Russian Journal of Biological Invasions, 5: 90-98.

Pupina A., Pupins M., Nekrasova O., Tytar V., Kozynenko I., Marushchak O. 2018. Species distribution modelling: *Bombina bombina* (Linnaeus, 1761) and its important invasive threat *Perccottus glenii* (Dybowski, 1877) in Latvia under global climate change. Environmental Research, Engineering & Management, 74(4): 79-86.

Pupins M., Nekrasova O., Marushchak O., Tytar V., Theissinger K., Čeirāns A., Skute A., Georges J.Y. 2023. Potential threat of an invasive fish species for two native newts inhabiting wetlands of Europe vulnerable to climate change. Diversity, 15(2): 201.

Rahel F.J., Magnuson J.J. 1983. Low pH and the absence of fish species in naturally acidic Wisconsin lakes: inferences for cultural acidification. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 40(1): 3-9.

Rakauskas V., Smilgevičienė S., Arbačiauskas K. 2010. The impact of introduced Ponto-Caspian amphipods and mysids on perch (*Perca fluviatilis*) diet in Lithuanian lakes. Acta Zoologica Lituanica, 20: 189-197.

Rakauskas V., Virbickas T., Stakėnas S., Steponėnas A. 2019. The use of native piscivorous fishes for the eradication of the invasive Chinese Sleeper, *Perccottus glenii*. Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems, (420): 21.

Rechulicz J., Ostaszewska T., Wojda R. 2002. Wpływ temperatury wody na inkubację ikry i wybrane parametry larw jazia *Leuciscus idus* (L.). Acta Scientiarum Polonorum. Piscaria 1: 35-46

Reshetnikov A.N. 2003. The introduced fish, rotan (*Perccottus glenii*), depresses populations of aquatic animals (macroinvertebrates, amphibians, and a fish). Hydrobiologia, 510(1): 83-90.

Reshetnikov A.N. 2010. The current range of Amur sleeper *Perccottus glenii* Dybowski, 1877 (Odontobutidae, Pisces) in Eurasia. Russian Journal of Biological Invasions, 1: 119-126.

Reshetnikov A.N., Ficetola G.F. 2011. Potential range of the invasive fish rotan (*Perccottus glenii*) in the Holarctic. Biological Invasions, 13: 2967-2980.

Reshetnikov A.N, Schliewen U.K. 2013. First record of the invasive alien fish rotan *Perccottus glenii* Dybowski, 1877 (Odontobutidae) in the Upper Danube drainage (Bavaria, Germany). Journal of Applied Ichthyology, 29: 1367-1369.

Richardson D.M., Pyšek P., Rejmanek M., Barbour M.G., Panetta F.D., West C.J. 2000. Naturalization and invasion of alien plants: concept and definitions. Diversity Distribution, 6: 93-107.

Rombough P.J. 1997.The effects of temperature on embryonic and larval development. In seminar series - Society for Experimental Biology, Cambridge University Press, 61: 177-224.

Saat T., Veersalu A. 1996. The rate of early development in perch *Perca fluviatilis* L. and ruffe *Gymnocephalus cernuus* (L.) at different temperatures. In Annales Zoologici Fennici, 33: 693-698.

Sandersfeld T., Mark F.C., Knust R. 2017. Temperature-dependent metabolism in Antarctic fish: do habitat temperature conditions affect thermal tolerance ranges?. Polar Biology, 40: 141-149.

Sapota M.R. 2004. The round goby (*Neogobius melanostomus*) in the Gulf of Gdańsk – a species introduction into the Baltic Sea. Hydrobiologia, 514: 219-224.

Scott D.M., Wilson R.W., Brown, J.A. 2007. Can sunbleak *Leucaspius delineatus* or topmouth gudgeon *Pseudorasbora parva* disperse through saline waters?. Journal of Fish Biology, 71: 70-86.

Sikorska J., Wolnicki J. 2023. Czy bać się czebaczka? Oto jest pytanie. Przegląd Rybacki, 2: 5-7.

Smirnov A., Smirnova E., Koduhova Y., Karabanov D. 2019. Tolerance of juvenile perch *Perca fluviatilis* and Amur sleeper *Perccottus glenii* to predation by pike *Esox lucius*. Journal of Ichthyology, 59(3): 382-388.

Sokolov S.G., Protasova E.N., Reshetnikov A.N. 2015. First data on parasites of the rotan, *Perccottus glenii* Dybowski, 1877 (Perciformes: Odontobutidae), from Germany, with a detection of the previously unknown merocercoid of the gryporhynchid cestode *Mashonalepis macrosphincter* (Fuhrmann, 1909). Acta Zoologica Bulgarica, 67(4): 557-560.

Strayer D.L. 2010. Alien species in fresh waters: ecological effects, interactions with other stressors, and prospects for the future. Freshwater Biology, 55(1): 152-174.

Szczerbik P., Nowak M., Nocoń J., Łuszczek-Trojnar E., Drąg-Kozak E., Chyb J., Popek W. 2023. Study of the diets of two coexisting species – invasive Chinese sleeper (*Perccottus glenii* Dybowski, 1877) and native European perch (*Perca fluviatilis* Linnaeus, 1758). Folia Biologica (Kraków), 71(1), 19-27.

Teletchea F., Fontaine P. 2011. Particularities of early life stages in temperate freshwater fish species: comparisons with marine species and implications for aquaculture practices. Aquaculture Research, 42: 630-654.

Terlecki J., Pałka R. 1999. Occurrence of *Perccottus glenii* Dybowski 1877 (Perciformes, Odontobutidae) in the middle stretch of the Vistula River, Poland. Archives of Polish Fisheries, 7: 141-150.

Tibblin P., Koch-Schmidt P., Larsson P., Stenroth P. 2012. Effects of salinity on growth and mortality of migratory and resident forms of Eurasian perch in the Baltic Sea. Ecology of Freshwater Fish, 21(2): 200-206.

Turesson H., Brönmark C. 2004. Foraging behaviour and capture success in perch, pikeperch and pike and the effects of prey density. Journal of Fish Biology, 65: 363-375.

Vašek M., Jůza T., Čech M., Kratochvíl M., Prchalová M., Frouzová J., Říha M., Tušer M., Seďa J., Kubečka J. 2011. The occurrence of non-native tubenose goby *Proterorhinus semilunaris* in the pelagic 0+ year fish assemblage of a central European reservoir. Journal of Fish Biology, 78(3): 953-961.

Vetemaa M., Saat T. 1996. Effects of salinity on the development of fresh-water and brackish-water ruffe *Gymnocephalus cernuus* (L.) embryos. Annales Zoologici Fennici, 33: 687-691.

Vitule J.R.S., Freire C.A., Simberloff D. 2009. Introduction of non-native freshwater fish can certainly be bad. Fish and Fisheries, 10: 98-108.

Wanzenböck J. 1995. Current knowledge on the European mudminnow, *Umbra krameri* Walbum, 1792 (Pisces: Umbridae). Annalen des Naturhistorischen Museums in Wien. Serie B für Botanik und Zoologie, 439-449.

Wanzenböck J. 2004. European Mudminnow (*Umbra krameri*) in the Austrian floodplain of the River Danube. Species conservation and management: case studies. Oxford University Press, New York, s. 200-207.

Welcomme R.L. 1988. International introductions of inland aquatic species. FAO Fisheries Technical Paper, 213: 120.

Welcomme R.L. 1992. A history of international introductions of inland aquatic species. ICES Marine Science Symposia 194: 3-14.

Witkowski A. 1989. Introdukowane ryby w polskich wodach i ich wpływ na środowisko. Przegląd Zoologiczny, 33(4): 583-598.

Witkowski A. 1991. *Pseudorasbora parva* (Schlegel, 1842) (Cyprinidae, Gobioninae) nowy gatunek w polskiej ichtiofaunie. Przegląd Zoologiczny, 35: 323-331.

Witkowski A. 1996. Introduced fish species in Poland: pros and cons. Archiwum Rybactwa Polskiego, 4(1): 101-112.

Witkowski A. 2002. Introduction of fishes into Poland: benefaction or plague?. Nature Conservation, 59: 41-52.

Witkowski A., Grabowska J. 2012. The non-indigenous freshwater fishes of Poland: threats for native ichthyofauna and consequence for fishery: A review. Acta Ichthyologica et Piscatoria, 42: 77-87.

Wolnicki J., Kolejko M. 2008. The state of the lake minnow population in the water ecosystems of Polesie Lubelskie and the basis of the species protection program in this region of the country. Nature monograph. Liber-Duo s.c., Lublin, s. 1-89.

Wurts W.A., Durborow R.M. 1992. Interactions of pH, carbon dioxide, alkalinity and hardness in fish ponds. Southern Regional Aquaculture Center, Kentucky, 464:1-4.

Yadrenkina E.N. 2012. Distribution of alien fish species in lakes within the temperate climatic zone of Western Siberia. Russian Journal of Biological Invasions, 3: 145-157.

Záhorská E., Kovác V., Falka I., Beyer K., Katina S., Copp G.H., Gozlan R.E. 2009. Morphological variability of the Asian cyprinid, topmouth gudgeon *Pseudorasbora parva*, in its introduced European range. Journal of Fish Biology, 74: 167-185.

Zhu D., Yang K., Sun N., Wang W., Zhou X. 2018. Embryonic and larval development of the topmouth gudgeon, *Pseudorasbora parva* (Teleostei: Cyprinidae). Zoologia, 35: 1-8.

Żbikowski J. 2000. Macrozoobenthos of the Vistula in the section from Wyszogród to Toruń. AUNC, Limnological Papers, 21 75-84.

VIII. STRESZCZENIE

Abiotyczne determinanty sukcesji środowiskowej trawianki *Perccottus glenii* Dybowski, 1877

Maciej Błażejewski

Inwazje biologiczne związane z niekontrolowanym rozprzestrzenianiem organizmów roślinnych i zwierzęcych, są obecnie jednym z najistotniejszych, globalnych problemów zaburzających równowagę środowiska naturalnego. Pojawienie się obcych gatunków ryb na obszarze, gdzie dotychczas nie występowały, stanowi zazwyczaj zagrożenie dla bioróżnorodności tego terenu, choć konsekwencje wynikające z ich obecności mają różnorodny charakter. Dotyczą one m.in. konkurowania o siedlisko, pokarm czy miejsce tarła wykazywanego wobec taksonów autochtonicznych, transferu nowych patogenów i pasożytów, potencjalnej możliwości hybrydyzacji z rybami rodzimymi czy wreszcie wymiernych strat ekonomicznych podmiotów gospodarczych związanych z sektorem rybackim. Powszechnie ryby te postrzegane są jako zagrożenie dla zasobów rodzimej ichtiofauny i stabilności ekologicznej ekosystemów wodnych, a w ujęciu globalnym dla zrównoważonej gospodarki rybacko-wędkarskiej.

Na przełomie XX i XXI wieku w wodach naszego kraju odnotowano obecność 26 obcych gatunków ryb, z których 19 jest aktualnie stałym elementem ichtiofauny, stanowiąc tym samym 24% wszystkich gatunków ryb słodkowodnych w Polsce. Jednym z takich taksonów jest trawianka *Perccottus glenii* Dybowski 1877, jedyny przedstawiciel rodziny *Odontobutidae*, której naturalny zasięg występowania obejmuje dorzecze rzeki Amur tj. teren Chin, wschodniej Rosji oraz Mongolii. Oficjalnie jest ona uznana za gatunek obcy inwazyjny, będąc tym samym zagrożeniem dla całej Unii Europejskiej, bowiem jest zdolna do efektywnego rozmnażania się i tworzenia populacji na nowo zajętych obszarach, a jej obecność negatywnie wpływa na rodzime gatunki oraz zaburza w różny sposób funkcjonowanie ekosystemów wodnych.

Podstawą sukcesji wszystkich przedstawicieli ichtiofauny określanych jako gatunki obce/inwazyjne jest ich stosunkowo duża zmienność genetyczna oraz niebywała plastyczność morfologiczna i fizjologiczna. Cechuje je na ogół krótki cykl życiowy, szybkie tempo wzrostu i rozwoju stadiów młodocianych oraz oportunistyczne strategie

żerowania włącznie z polifagią. Wykazywany behawior rozrodczy związany z porcyjnością tarła, a także aktywną opieką samców nad ikrą oraz wyklutymi larwami, ułatwia im kolonizowanie nowych siedlisk, stanowiąc jednocześnie istotny element różnicujący wobec taksonów rodzimych.

W przypadku trawianki, istotną cechą sprzyjającą poszerzaniu swego zasięgu występowania jest jej odporność na zmienne warunki środowiskowe (krótkotrwałe deficyty tlenowe, wahania temperatury). Jednak informacje na temat wpływu czynników abiotycznych na wzrost czy przeżywalność jej młodocianych stadiów są szczątkowe. Dlatego w pracy podjęto próbę oceny wpływu kilku wybranych – kluczowych czynników abiotycznych, mogących potencjalnie sprzyjać lub wpływać negatywnie na rozwój embrionalny, przeżywalność oraz wzrost wczesnych stadiów rozwojowych trawianki. We wszystkich eksperymentach materiał badawczy stanowiły embriony i/lub larwy uzyskane w wyniku semi-naturalnego rozrodu dojrzałych osobników trawianki, pozyskanych ze Zbiornika Włocławskiego zgodnie z warunkami decyzji nr WOPN.672.3.2017.MJ.2 Regionalnego Dyrektora Ochrony Środowiska w Olsztynie z dnia 7 sierpnia 2017 roku oraz decyzji nr DZP-WG.672.208.2022.MK Generalnego Dyrektora Ochrony Środowiska w Warszawie z dnia 6 września 2022 roku. Celem podjętych badań było ustalenie wpływu temperatury, odczynu pH i zasolenia wody na przebieg embriogenezy oraz wzrost, kondycję i przeżywalność młodocianych stadiów trawianki, a także wyznaczenie krytycznych wartości parametrów wody, które mogą ułatwiać bądź limitować rozprzestrzenianie tego przedstawiciela obcej, inwazyjnej ichtiofauny w ekosystemach wodnych Polski.

Spośród trzech badanych czynników środowiskowych tj. temperatury, zasolenia oraz odczynu pH wody, najbardziej różnicującym tempo embriogenezy oraz przyrosty masy i długości ciała larw trawianki w obrębie badanych grup była temperatura. Inkubacja jaj w temperaturze 25°C skutkowała dwukrotnie szybszym inicjowaniem poszczególnych etapów rozwoju embrionalnego, zauważalnych już w czasie bruzdkowania, w stosunku do ikry, której proces embriogenezy przebiegał w temperaturze 15°C i trwał 10 dni. Ustalono, iż zasolenie wody na poziomie 5‰ pozytywnie wpływało na przeżywalność ikry w trakcie embriogenezy, zapobiegając m. in. rozwojowi infekcji grzybiczych *Saprolegnia* sp. oraz skutkowało szybszym wzrostem masy ciała u larw/narybku podchowywanych w tym samym zasoleniu w porównaniu do wody słodkiej. Zasolenie wody 10‰ podczas embriogenezy trawianki spowodowało przedłużenie procesu klucia, który obserwowano od 9-tego aż do 15-tego

dnia rozwoju. Wynikało to ze zmian struktury osłon jajowych, powodujących zaburzenia rozwoju, deformacje ciała, a finalnie śnięcia embrionów. Z kolei to samo zasolenie wody podczas podchowu trawianki uznano za wartość bliską letalnej, ponieważ skutkowało śnięciem wszystkich larw w pierwszych 8 dniach eksperymentalnego podchowu. Zastosowany w doświadczeniu zróżnicowany odczyn pH wody w zakresie od 6 do 9 nie wykazał natomiast istotnego wpływu na tempo przebiegu embriogenezy u trawianki i inicjowania poszczególnych – kluczowych etapów tego procesu tj. bruzdkowania, gastrulacji czy zaoczkowania. Trwający 28 dni podchów larw trawianki w wodzie o temperaturze 15, 20 i 25°C skutkował istotnymi statystycznie różnicami międzygrupowymi masy i długości ciała odnotowanymi po jego zakończeniu. Larwy z grupy T25 osiągnęły średnią masę ciała 81,3 ± 16,3 mg, która była ponad pięciokrotnie większa niż w przypadku ryb pochodzących z grupy T15 (15,6 ± 2,2 mg), w której odnotowano również wyższą śmiertelność skumulowaną obsad na poziomie 34,7%. Wyraźnie większe przyrosty masy ciała larw trawianki zaobserwowano również w grupie ryb podchowywanych w wodzie o odczynie alkalicznym (grupa pH9), wobec tych utrzymywanych w wodzie o odczynie kwaśnym i obojętnym. Wartości wskaźnika zróżnicowania długości ciała larw trawianki, wskaźnika zróżnicowania masy ciała, względnego przyrostu masy ciała oraz współczynnika kondycji różniły się istotnie miedzy grupą T15 a T20 i T25.

W doświadczeniu, gdzie czynnikiem różnicującym poszczególne grupy badawcze było zasolenie, takie różnice odnotowano jedynie w przypadku wskaźnika zróżnicowania długości i masy ciała larw. Natomiast nie zanotowano takich różnic po zakończeniu 28-dniowego podchowu larw trawianki w wodzie o zróżnicowanym odczynie pH wody. Istotne statystycznie różnice międzygrupowe ($P<0,05$) odnotowano też w odniesieniu do wartości wskaźnika kondycji (K) oraz względnego przyrostu masy ciała (SGR) jedynie w eksperymencie, gdzie czynnikiem różnicującym poszczególne grupy badawcze była temperatura wody. Najwyższy odsetek – rzędu 16% w grupie Z5, anormalnych larw trawianki, związanych z deformacjami ich szczęki dolnej oraz budowy kręgosłupa zanotowano po zakończeniu 28-dniowego podchowu, gdzie czynnikiem różnicującym było zasolenie. Odnotowana śmiertelność larw/narybku trawianki wynikająca z zachowań kanibalistycznych typu I i II w przeprowadzonych eksperymentalnych podchowach była minimalna i oscylowała w zakresie od 0,5% do 11,5%.

Analizując wyniki doświadczeń, w których wczesne stadia rozwojowe trawianki (embriony i larwy) przetrzymywano w zróżnicowanych warunkach środowiskowych,

pod względem wartości wybranych czynników abiotycznych (temperatury, odczynu pH i zasolenia), wykazano jej zdolności adaptacyjne i dużą tolerancję na zmiany parametrów środowiska. Aktualne zmiany klimatyczne na Ziemi, homogenizacja parametrów wody w obrębie akwenów słodkowodnych oraz nieodpowiedzialne lub nieprzemyślane działania gospodarcze człowieka, skutkują systematycznym wzrostem temperatury, zasolenia oraz zakwaszenia wód powierzchniowych. Rodzi to poważne konsekwencje dla rodzimych, często stenotypowych gatunków ryb, których zdolności adaptacyjne są o wiele mniejsze niż taksonów takich jak trawianka, która znacznie łatwiej przystosowuje się do tego typu zaburzeń środowiska.

Wyniki niniejszej pracy, oprócz cennych informacji dotyczących biologii trawianki, mogą być również pomocne przy wyznaczeniu krytycznych wartości parametrów wody, sprzyjających lub limitujących rozwój jej stadiów na wczesnych etapach rozwoju ontogenetycznego, a tym samym określić potencjalne granice obszarów ekspansji. Ponadto w przyszłości mogą być też podstawą prac ukierunkowanych na próby eradykacji lub istotnego ograniczenia narastającej liczebności trawianki w obrębie ekosystemów słodkowodnych.

Słowa kluczowe: trawianka, temperatura, zasolenie, odczyn pH, embriogeneza, larwy, gatunki obce inwazyjne

IX. SUMMARY

Abiotic determinants of the environmental succession of the Chinese sleeper *Perccottus glenii* Dybowski, 1877

Maciej Błażejewski

Biological invasions, associated with the uncontrolled spread of plants and animals, are currently one of the most significant global environmental problems on the globe. The appearance of alien species in the area, where they did not previously occur, usually poses a threat to the native biodiversity, although the consequences from their presence are manifold. These include for example the competition for habitat, food or spawning grounds that they exhibit against indigenous taxa, the transfer of new pathogens and parasites, the potential for hybridization with autochthonous fish and finally the measurable economic losses to fish farms and angling industry. In general, these fish are perceived as a threat to the resource of native ichthyofauna and to the ecological stability of aquatic ecosystems and globally to sustainable fisheries management.

At the turn of the 20th and 21st centuries, the presence of 26 alien fish species was recorded in our open waters, of which 19 are now a permanent element of the ichthyofauna, representing for 24% of all freshwater fish species in Poland. One such taxon is the Chinese sleeper *Perccottus glenii* Dybowski 1877, the only representative of the family *Odontobutidae* whose natural range includes the Amur River basin, i.e. China, eastern Russia and Mongolia. It is officially recognized as the alien invasive species, posing a threat to the entire European Union, as it is capable of efficiently reproducing and establishing populations in newly occupied areas, and its presence negatively affects native species and disrupts the functioning of aquatic ecosystems in various ways.

The basis of the succession of all representatives of ichthyofauna defined as alien/invasive species is their relatively high genetic variability and incredible morphological and physiological plasticity. They are generally characterized by a short life cycle, rapid growth and development of juvenile stages and opportunistic foraging strategies including omnivorous feeding. Their reproductive behaviour exhibited, associated with spawning abortiveness and active care by males for eggs and hatched

larvae, facilitates their colonization of new habitats while constituting an important element of differentiation from native taxa.

In the case of the Chinese sleeper, an important feature favouring its range expansion is resistance to changing environmental conditions (short-term oxygen deficits, temperature fluctuations). However, information on the influence of abiotic factors on the growth or survival of its juvenile stages is scarce. Therefore, this study attempts to assess the influence of a few selected - key - abiotic factors with the potential to promote or negatively influence embryonic development, survival and growth of the early stages of the Chinese sleeper. In all experiments the study material consisted of embryos and/or larvae obtained as a result of semi-natural reproduction of mature spawners of Chinese sleeper collected from the Wloclawek Reservoir in accordance with the terms of Decision No. WOPN.672.3.2017.MJ.2 of the Regional Director of Environmental Protection in Olsztyn of 7th August 2017 and Decision No. DZP-WG.672.208.2022.MK of the General Director of Environmental Protection in Warsaw on 6th September 2022. The aim of the study was to determine the influence of temperature, pH and salinity of water on the course of embryogenesis and the growth, condition and survival of juvenile stages of the Chinese sleeper, as well as to determine critical values of water parameters that may facilitate or limit the spread of this representative of alien invasive ichthyofauna in Polish freshwater ecosystems.

Of the three environmental factors studied, i.e. temperature, salinity and water pH, the temperature was the most differentiating factor in the rate of embryogenesis, as well as weight and body length gains of Chinese sleeper larvae within the study groups. Incubation of eggs at 25°C resulted in twice as rapid initiation of individual stages of embryonic development, already noticeable at the time of the eyed stage, compared to eggs whose embryogenesis process took place at 15°C and lasted 10 days. It was found that a water salinity of 5‰ had a positive effect on survival of eggs during embryogenesis, preventing, among other things, the development of fungal infections by *Saprolegnia* sp. and resulted in a faster increase in body weight in larvae/fry reared in the same salinity compared to fresh water. In contrast, a water salinity of 10‰ was considered to be close to lethal, as it resulted in the death of all embryos in the first 8 days of embryogenesis. This was due to changes in the structure of the egg shells, causing developmental disorders, body deformities and, ultimately, embryo death. On the other hand, the varied pH of the water used in the experiment, ranging from 6 to 9, did not show any significant effect on the rate of embryogenesis in Chinese sleeper and the initiation of particular - key stages of this process, i.e. eyed stage, gastrulation or hatching. The 28-day experimental

rearing of Chinese sleeper larvae in the water of temperatures 15, 20 and 25°C resulted in statistically significant differences between groups in body weight and length at the end of the process. Larvae from the T25 group reached an average body weight of 81.3 ± 16.3 mg, which was almost five times that of fish from the T15 group (15.6 ± 2.2 mg), which also had a higher value of cumulative mortality of 34.7%. Significantly higher body weight gains of Chinese sleeper larvae were also recorded in the group of fish reared in alkaline water (pH9 group), compared to those kept in acidic and neutral water. The values for the body length differentiation index of Chinese sleeper larvae, body weight differentiation index, relative weight index and condition factor differed significantly between the T15 group and the T20 and T25 groups. In the experiment, where salinity was the differentiating factor between the experimental groups, such differences were recorded only for the larval body length and body weight differentiation index. In contrast, no such differences were recorded after the 28-day rearing of Chinese sleeper larvae in water with different pH. Statistically significant intergroup differences ($P<0.05$) were also recorded for condition index (K) values and relative body weight gain (SGR) only in the experiment, where the water temperature was the differentiating factor between the research groups. The highest percentage, of the order of 16% in group Z5, of abnormal Chinese sleeper larvae, associated with deformities of their lower jaw and vertebral structure, was recorded after the 28-day rearing, where salinity was the differentiating factor. The reported mortality of grasshopper larvae/fry resulting from cannibalism type I and type II in the experimental rearing was marginal, oscillating between 0.5% and 11.5% in groups pH9 and Z0 respectively.

Analysis of the results of experiments in which the early life stages of Chinese sleeper (embryos and larvae) were kept under different environmental conditions, in terms of the values of selected abiotic factors (temperature, PH and salinity), showed its adaptability and high tolerance to changes in environmental parameters. Climate change, the homogenization of water parameters within freshwater bodies and irresponsible or ill-considered human actions result in a systematic increase in temperature, salinity and acidification of surface waters. This has having serious consequences for native, often stenotypic fish species, whose adaptive capacity is far less than that of taxa such as the Chinese sleeper, which are much more easily adapted to such environmental disturbances.

The results of the present study, in addition to providing valuable information on the biology of the Chinese sleeper, may also be helpful in determining the critical values of water parameters favour or limit the development of the early stages of ontogenetic development, and thus identify potential boundaries of expansion areas. In addition, in the

future, they may also form the basis for work aimed at attempts to eradicate or significantly reduce the increasing abundance of the Chinese sleeper in freshwater ecosystems.

Key words: Chinese sleeper, temperature, salinity, pH, embryogenesis, larvae, alien invasive species

X. SPIS TABEL

Tabela 1. Parametry fizykochemiczne wody w trakcie analiz embriogenezy oraz eksperymentalnego podchowu dotyczącego wpływu zróżnicowanej temperatury na wzrost i przeżywalność larw trawianki.

Tabela 2. Parametry fizykochemiczne wody w trakcie analiz embriogenezy oraz eksperymentalnego podchowu dotyczącego wpływu zróżnicowanego zasolenia na wzrost i przeżywalność larw trawianki.

Tabela 3. Parametry fizykochemiczne wody w trakcie analiz embriogenezy oraz eksperymentalnego podchowu dotyczącego wpływu zróżnicowanego odczynu pH na wzrost i przeżywalność larw trawianki.

Tabela 4. Wartości (średnie ±SD) wskaźników zootechnicznych larw trawianki po zakończeniu poszczególnych eksperymentalnych podchowów. Wartości oznaczone różnymi indeksami literowymi w wierszach różnią się istotnie statystycznie.

XI. SPIS FIGUR

Fig. 1. Miejsce połowu tarlaków wykorzystanych do badań wpływu czynników abiotycznych na wczesne stadia rozwojowe trawianki (Błażejewski i in. 2019).

Fig. 2. Dynamika zmian rozwojowych w trakcie embriogenezy trawianki w zależności od: A – temperatury, B – zasolenia, C – odczynu pH wody.

Fig. 3. Śmiertelność zarodków trawianki w trakcie analiz embriogenezy w zróżnicowanych warunkach: A – temperatury, B – zasolenia, C – odczynu pH wody.

Fig. 4. Wzrost długości ciała larw trawianki w trakcie eksperymentalnych podchowów w zależności od wpływu: A – temperatury, B – zasolenia, C – odczynu pH wody.

Fig. 5. Wzrost masy ciała larw trawianki w trakcie eksperymentalnych podchowów w zależności od wpływu: A – temperatury, B – zasolenia, C – odczynu pH wody.

Fig. 6. Śmiertelność larw trawianki w trakcie eksperymentalnych podchowów w zależności od wpływu: A – temperatury, B – zasolenia, C – odczynu pH wody.

Fig. 7. Śmiertelność larw trawianki wynikająca z kanibalizmu I i II rzędu odnotowana w trakcie eksperymentalnych podchowów w zależności od wpływu: A – temperatury, B – zasolenia, C – odczynu pH wody.

XII. SPIS FOTOGRAFII

Fot. 1. Dojrzałe płciowo trawianki w szacie godowej: A – samiec; B – samica.

Fot. 2. Samiec trawianki pilnujący ikry złożonej na sztucznym substracie.

Fot. 3. A – taśma polipropylenowa z ziarnami ikry trawianki w trakcie inkubacji; B – larwy trawianki w akwarium podchowowym. obsadzone w jednym z trzech powtórzeń.

Fot. 4. Eksperymentalny system wykorzystany do inkubacji ikry trawianki.

Fot. 5. Eksperymentalny system recyrkulacyjny wykorzystany w trakcie podchowów larw trawianki.

Fot. 6. Embriony trawianki 3-go dnia po zapłodnieniu (3 DPF) w doświadczeniu nad wpływem zróżnicowanej temperatury wody na proces embriogenezy: A – osobnik z grupy T15 (oddzielenie części ogonowej zarodka od woreczka żółtkowego), B – zarodek z grupy T20 (podział somitów w części grzbietowej i brzusznej ciała zarodka, widoczny koniec układu pokarmowego), C – zarodek z grupy T25 (kompletna pigmentacja siatkówki oka, widoczne pęcherzyki słuchowe).

Fot. 7. Embriony trawianki 5-go dnia po zapłodnieniu (5 DPF) w doświadczeniu nad wpływem zróżnicowanej temperatury wody na proces embriogenezy: A – grupa T15 (początek stadium pigmentacji oka), , B – grupa T20 (pełne zaoczkowanie, widoczna żuchwa), C – grupa T25 (w pełni uformowany zarodek, widoczne zawiązki płetw piersiowych, zniekształcenie osłony jajowej, początek procesu klucia).

Fot. 8. Zarodki trawianki 3-go dnia po zapłodnieniu (3 DPF) w doświadczeniu dotyczącym wpływu zróżnicowanego zasolenia wody na proces embriogenezy: A – grupa Z0, B – grupa Z5, C – grupa Z10.

Fot. 9. Zarodki trawianki 6-go dnia po zapłodnieniu (6 DPF) w doświadczeniu dotyczącym wpływu zróżnicowanego zasolenia wody na proces embriogenezy: A – grupa Z0 (zarodek tuż przed opuszczeniem osłon jajowych), B – grupa Z5 (wyraźnie widoczne serce), C – grupa Z10 (zniekształcenie woreczka żółtkowego).

Fot. 10. Embriony trawianki 3-go dnia po zapłodnieniu (3 DPF) w doświadczeniu dotyczącym wpływu zróżnicowanego odczynu pH wody na proces embriogenezy: A – zarodek z grupy pH6, B – grupa pH7,5; C – grupa pH9.
Fot. 11. Embriony trawianki 6-go dnia po zapłodnieniu (6 DPF) w doświadczeniu dotyczącym wpływu zróżnicowanego odczynu pH wody na proces embriogenezy: A – zarodek z grupy pH6, B – grupa pH7,5; C – grupa pH9.
Fot. 12. Atypowe, zniekształcone larwy trawianki z grupy Z10 tuż po wykluciu (13 DPF). Widoczne wyraźne skrócenie części tułowiowej, wygięcie w płaszczyźnie pionowej ogona, zdeformowanie szczęki dolnej, pokryw wieczka skrzelowego oraz płetw piersiowych.
Fot. 13. Zdeformowane embriony trawianki z grupy Z10: A – anormalny osobnik w momencie klucia (9 DPF); B – zniekształcony osobnik niezdolny do opuszczenia osłony jajowej (10 DPF).
Fot. 14. Narybek trawianki po zakończeniu 28-dniowego podchowu dotyczącego wpływu zróżnicowanej temperatury wody na ich wzrost i przeżywalność: A – grupa T15, B – grupa T20, C – grupa T25.
Fot. 15. Narybek trawianki po zakończeniu 28-dniowego podchowu dotyczącego wpływu zróżnicowanego zasolenia wody na ich wzrost i przeżywalność: A – grupa Z0, B – grupa Z5, C – larwy z grupy Z10 po 7 dniach podchowu.
Fot. 16. Narybek trawianki po zakończeniu 28-dniowego podchowu dotyczącego wpływu zróżnicowanego odczynu pH wody na ich wzrost i przeżywalność: A – grupa pH6, B – grupa pH7,5; C – grupa pH9.

XIII. ZAŁĄCZNIKI

Załącznik nr 1. Decyzja nr WOPN.672.3.2017.MJ.2 Regionalnego Dyrektora Ochrony Środowiska w Olsztynie z dnia 7 sierpnia 2017 roku.

Załącznik nr 2. Decyzja nr DZP-WG.672.208.2022.MK Generalnego Dyrektora Ochrony Środowiska w Warszawie z dnia 6 września 2022 roku.

Tabela 1. Parametry fizykochemiczne wody w trakcie analiz embriogenezy oraz eksperymentalnego podchowu dotyczącego wpływu zróżnicowanej temperatury na wzrost i przeżywalność larw trawianki.

grupa	temperatura (°C)		odczyn pH		koncentracja tlenu (mg/dm^3)	
	zakres	średnia (±SD)	zakres	średnia (±SD)	zakres	średnia (±SD)
T15	14,1 – 15,6	14,9 ± 0,38	7,6 – 8,2	7,9 ± 0,21	7,8 – 8,9	8,1 ± 0,46
T20	19,7 – 20,2	19,9 ± 0,11	7,9 – 8,3	8,1 ± 0,14	8,1 – 9,0	8,5 ± 0,42
T25	24,1 – 25,2	24,9 ± 0,43	7,8 – 8,3	8,0 ± 0,14	7,5 – 8,5	7,8 ± 0,41

Tabela 2. Parametry fizykochemiczne wody w trakcie analiz embriogenezy oraz eksperymentalnego podchowu dotyczącego wpływu zróżnicowanego zasolenia na wzrost i przeżywalność larw trawianki.

grupa	zasolenie (‰)		odczyn pH		temperatura (^{o}C)		koncentracja tlenu (mg/dm^3)	
	zakres	średnia (±SD)	zakres	średnia (±SD)	zakres	średnia (±SD)	zakres	średnia (±SD)
Z0	0,0	0,0	7,6 - 8,2	7,9 ± 0,18	19,7 – 21,5	20,1 ± 0,38	7,8 – 8,9	8,1 ± 0,43
Z5	4,0 – 6,0	5,1 ± 0,46	8,0 – 8,2	8,1 ± 0,07	19,7 – 21,5	20,1 ± 0,38	7,5 – 8,8	8,3 ± 0,49
Z10	9,0 – 11,0	10,0 ± 0,37	8,0 – 8,5	8,2 ± 0,12	19,7 – 21,5	20,1 ± 0,38	6,9 – 8,5	7,8 ± 0,58

Tabela 3. Parametry fizykochemiczne wody w trakcie analiz embriogenezy oraz eksperymentalnego podchowu dotyczącego wpływu zróżnicowanego odczynu pH na wzrost i przeżywalność larw trawianki.

grupa	odczyn pH		temperatura (°C)		koncentracja tlenu (mg/dm^3)	
	zakres	średnia (±SD)	zakres	średnia (±SD)	zakres	średnia (±SD)
pH6	5,5 – 6,3	6,1 ± 0,30	19,5 – 20,8	20,0 ± 0,3	6,8 – 8,9	8,0 ± 0,79
pH7,5	7,4 – 8,0	7,6 ± 0,17	19,5 – 20,8	20,0 ± 0,3	7,5 – 9,0	8,2 ± 0,55
pH9	8,5 – 9,4	8,9 ± 0,16	19,5 – 20,8	20,0 ± 0,3	7,8 – 8,5	7,9 ± 0,42

Tabela 4. Wartości (średnie ±SD) wskaźników zootechnicznych larw trawianki po zakończeniu poszczególnych eksperymentalnych podchowów. Wartości oznaczone różnymi indeksami literowymi w wierszach różnią się istotnie statystycznie ($p<0,05$).

wskaźnik	**czynnik/grupa**							
	temperatura (°C)			**zasolenie (‰)**		**odczyn pH**		
	T15	**T20**	**T25**	**Z0**	**Z5**	**pH6**	**pH7,5**	**pH9**
ZMC (%)	$11,5 \pm 0,6^{a}$	$19,2 \pm 2,7^{b}$	$20,0 \pm 0,7^{b}$	$32,9 \pm 2,2^{a}$	$47,2 \pm 4,4^{b}$	$21,3 \pm 2,9$	$19,7 \pm 1,4$	$21,3 \pm 1,7$
ZDC (%)	$3,2 \pm 0,5^{a}$	$5,1 \pm 0,9^{b}$	$5,9 \pm 0,9^{b}$	$9,6 \pm 1,0^{a}$	$21,0 \pm 4,0^{b}$	$7,1 \pm 1,2$	$6,1 \pm 1,0$	$6,5 \pm 1,0$
SGR (%)	$3,12 \pm 0,15^{a}$	$5,10 \pm 0,07^{b}$	$5,61 \pm 0,02^{b}$	$4,90 \pm 0.29$	$5,27 \pm 0,27$	$5,02 \pm 0,15$	$5,09 \pm 0,21$	$5,28 \pm 0,03$
K	$1,24 \pm 0,27^{ab}$	$1,17 \pm 0,01^{a}$	$1,39 \pm 0,03^{b}$	$1,17 \pm 0,03$	$1,35 \pm 0,04$	$1,18 \pm 0,04$	$1,16 \pm 0,03$	$1,19 \pm 0,02$

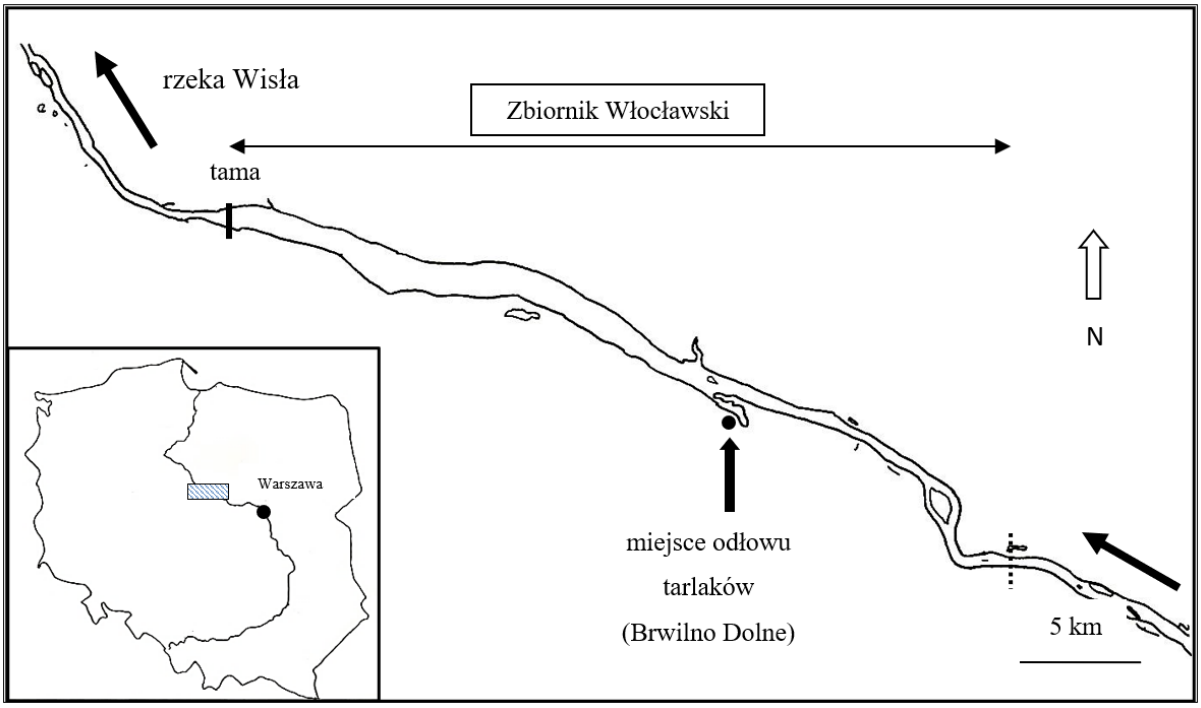


Fig. 1. Miejsce połowu tarlaków wykorzystanych do badań wpływu czynników abiotycznych na wczesne stadia rozwojowe trawianki (Błażejewski i in. 2019).

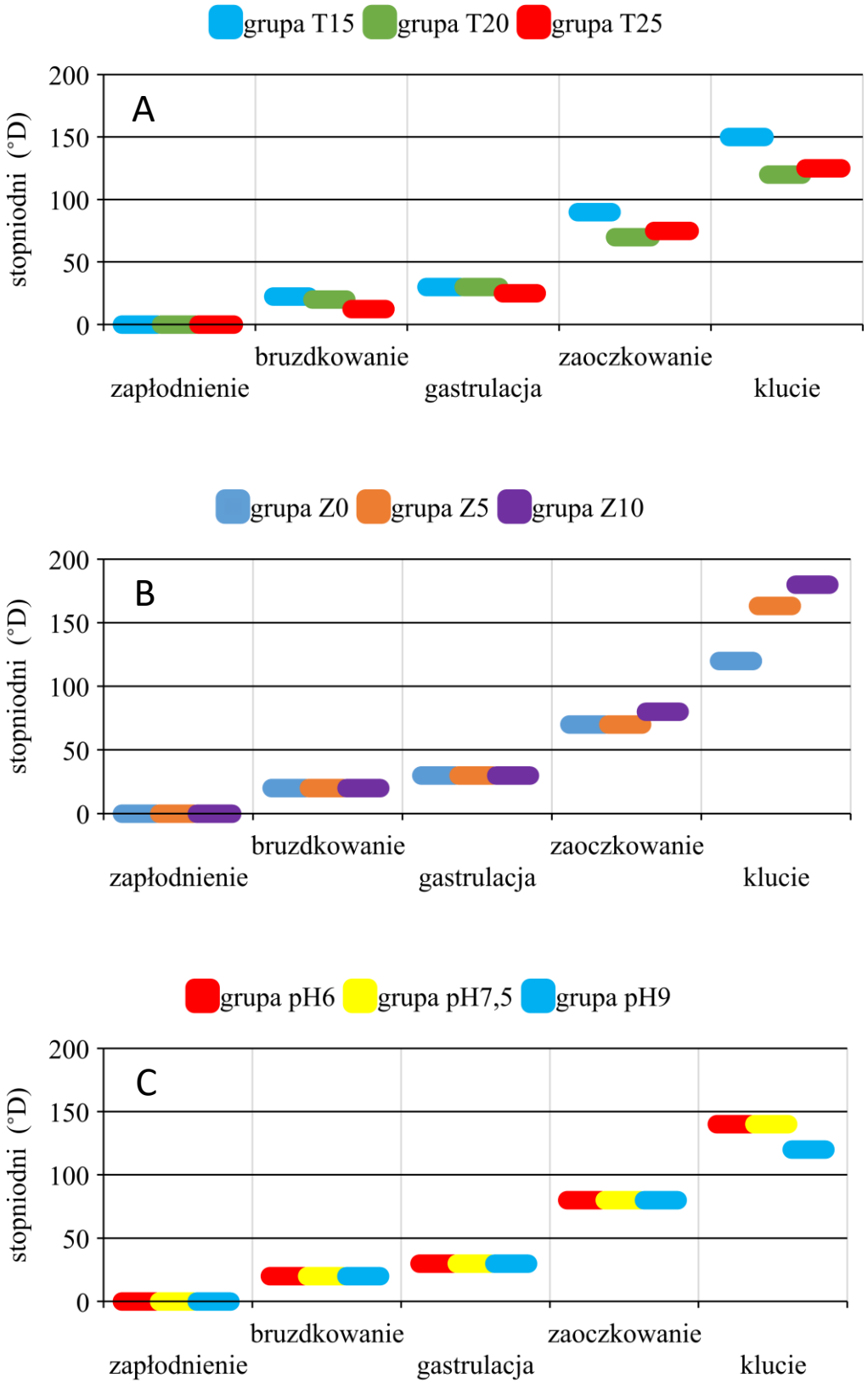


Fig. 2. Dynamika zmian rozwojowych w trakcie embriogenezy trawianki w zależności od: A – temperatury, B – zasolenia, C – odczynu pH wody.

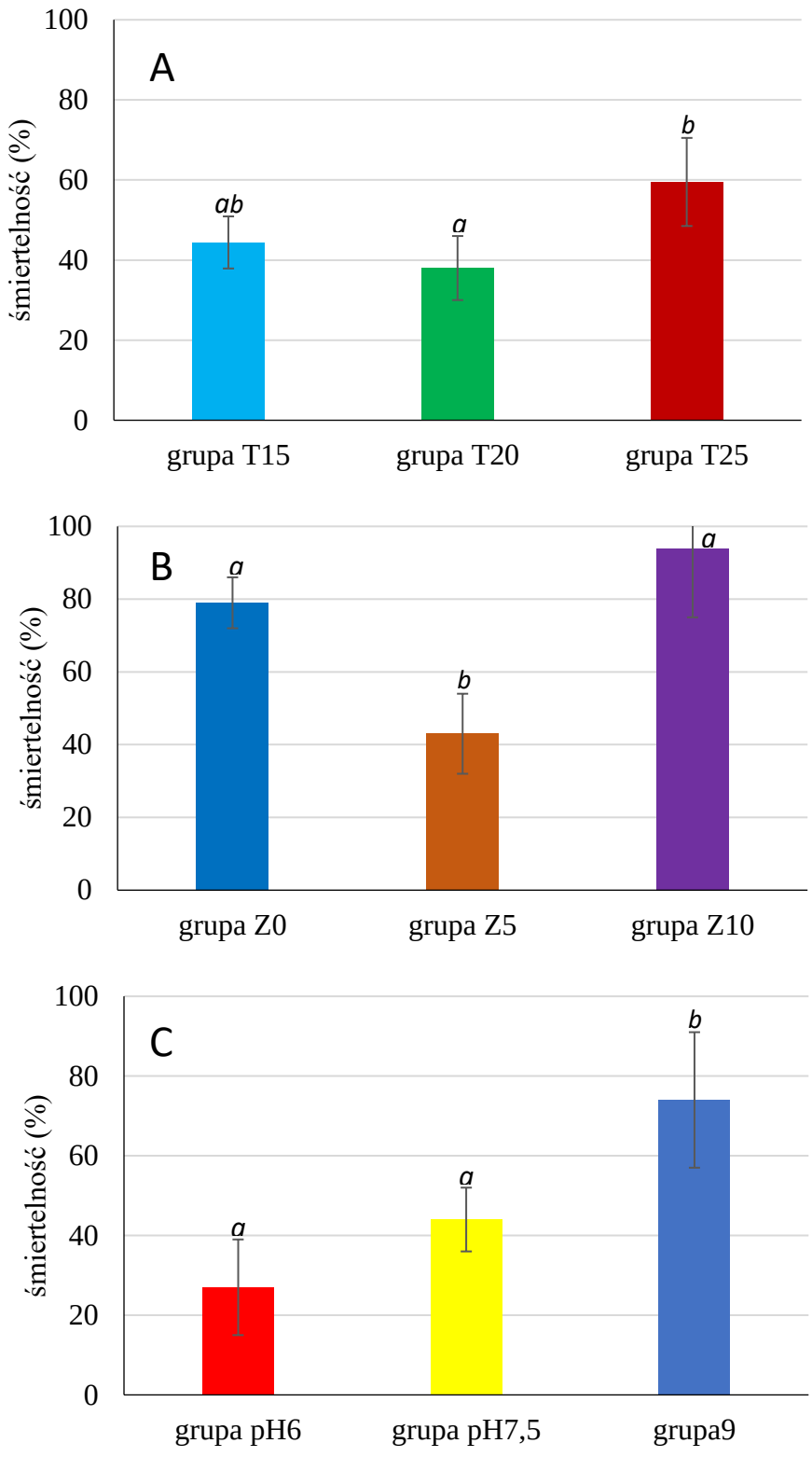


Fig. 3. Śmiertelność zarodków trawianki w trakcie analiz embriogenezy w zróżnicowanych warunkach: A – temperatury, B – zasolenia, C – odczynu pH wody.

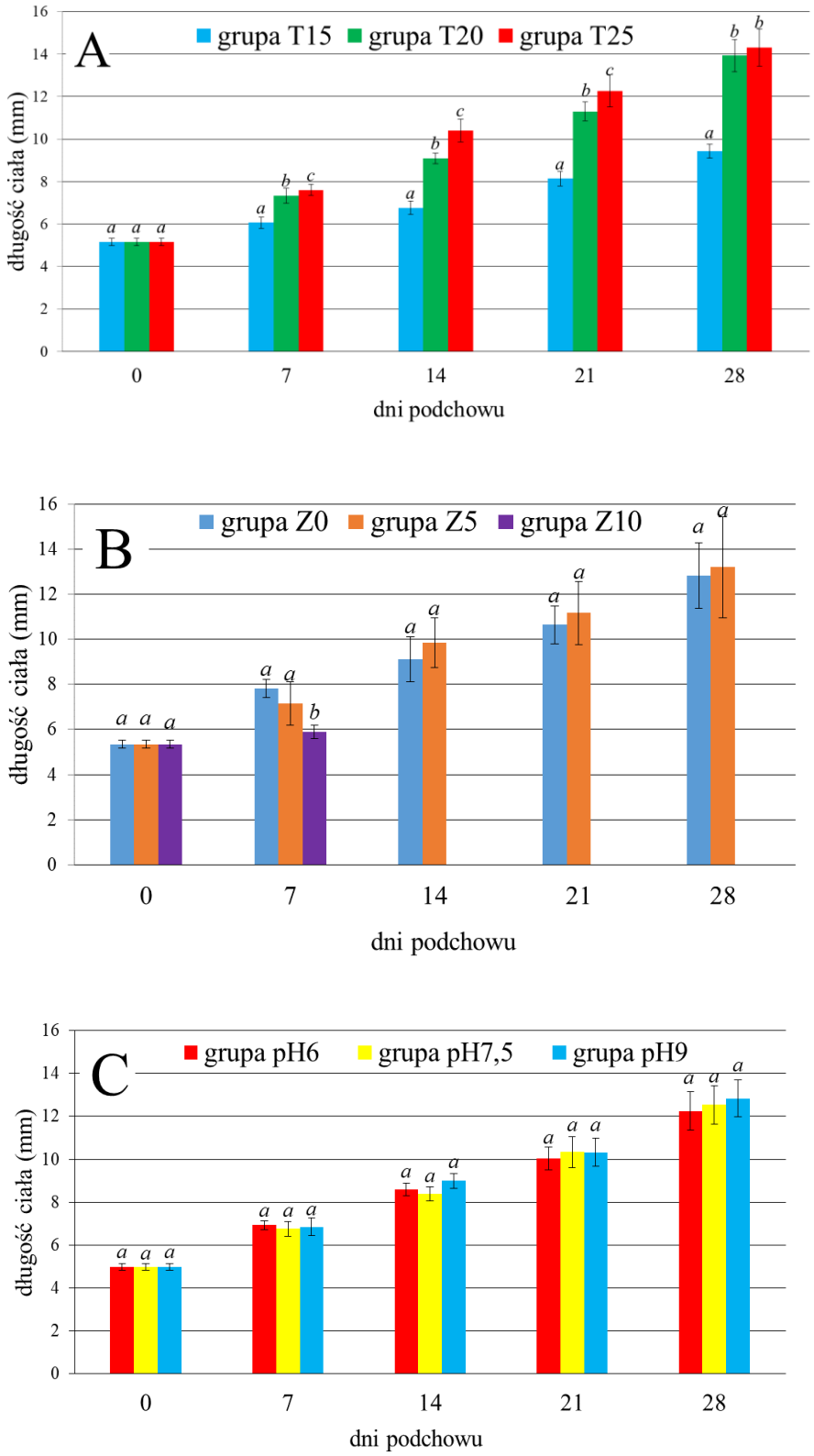


Fig. 4. Wzrost długości ciała larw trawianki w trakcie eksperymentalnych podchowów w zależności od wpływu: A – temperatury, B – zasolenia, C – odczynu pH wody.

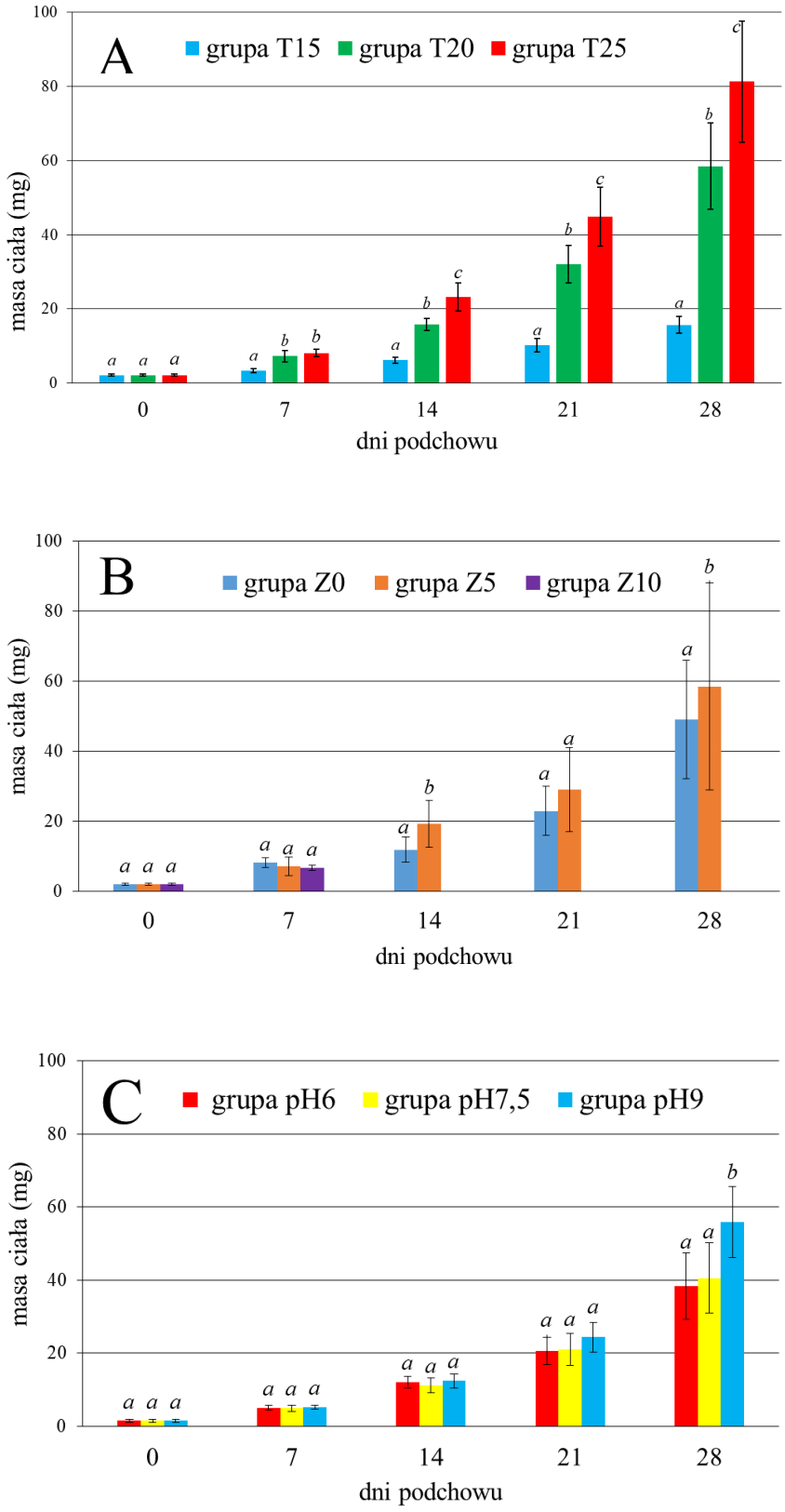


Fig. 5. Wzrost masy ciała larw trawianki w trakcie eksperymentalnych podchowów w zależności od wpływu: A – temperatury, B – zasolenia, C – odczynu pH wody.

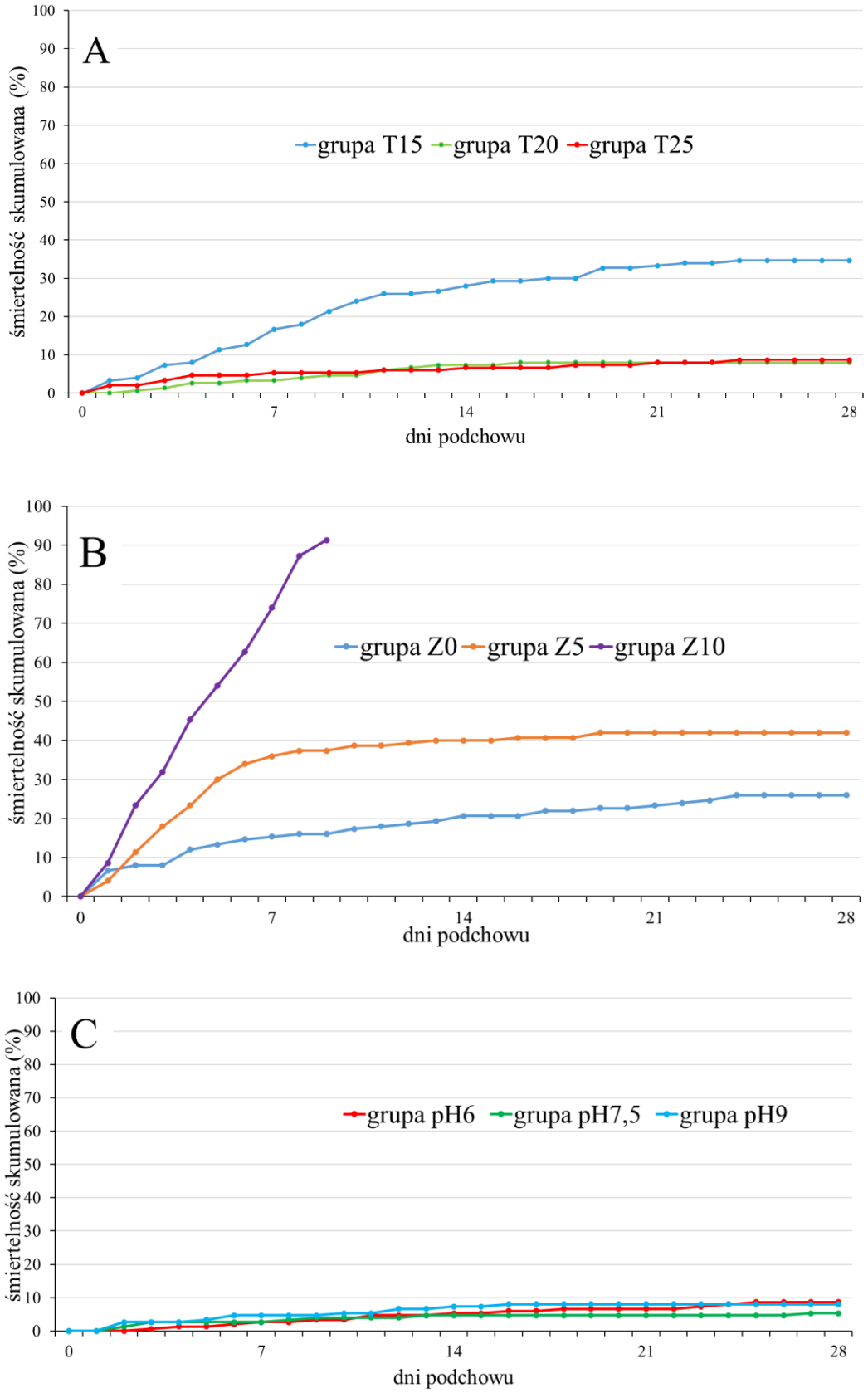


Fig. 6. Śmiertelność larw trawianki w trakcie eksperymentalnych podchowów w zależności od wpływu: A – temperatury, B – zasolenia, C – odczynu pH wody.

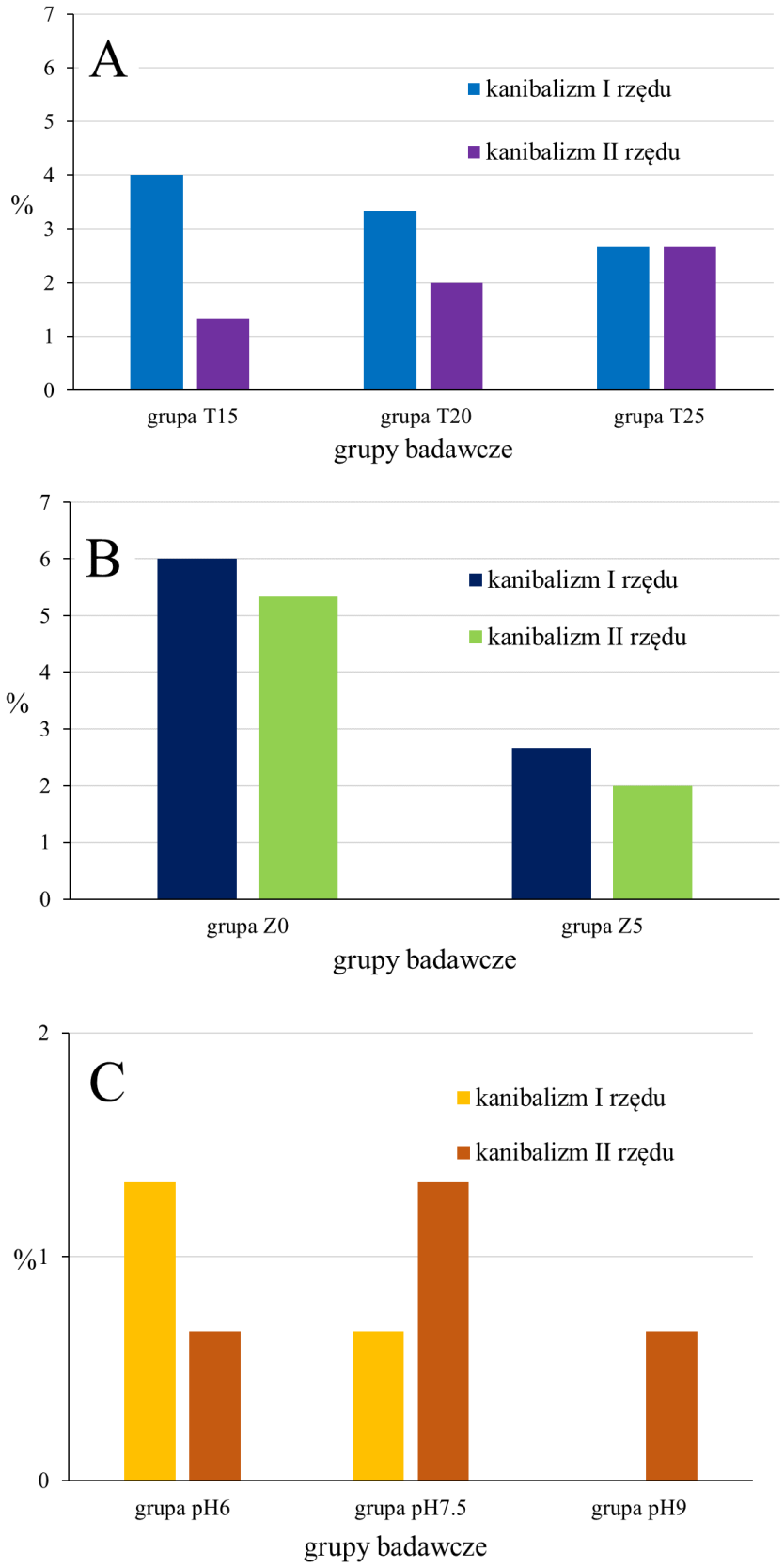
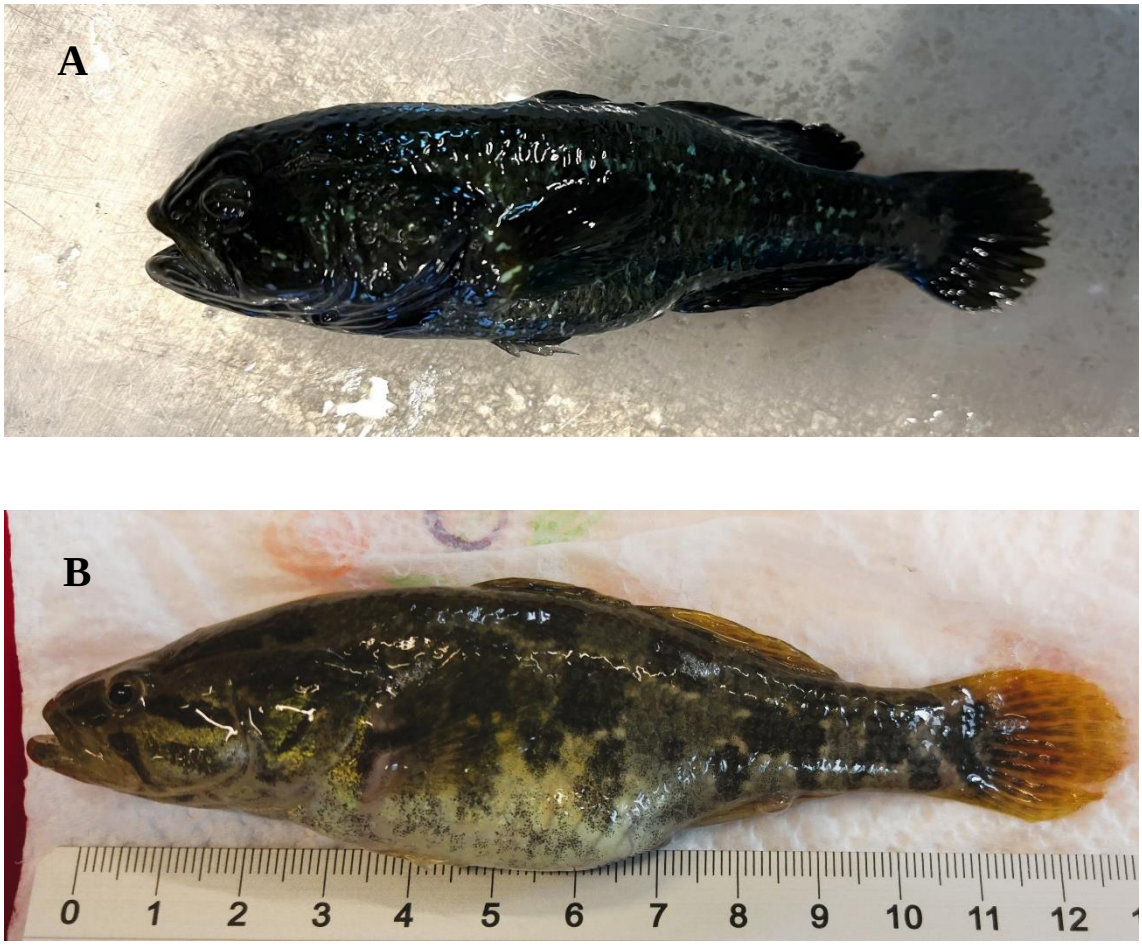


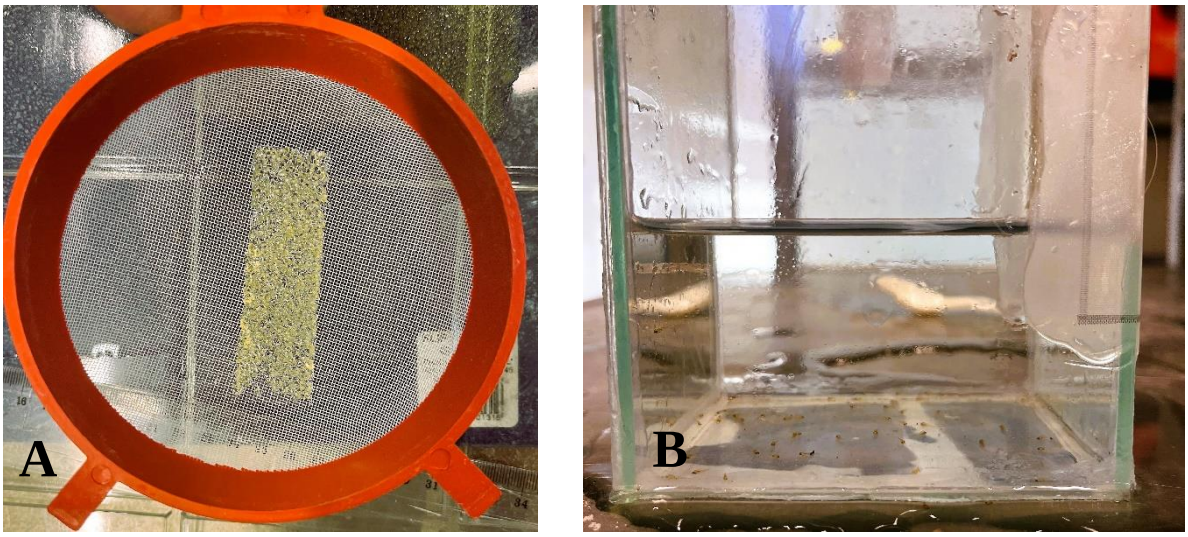
Fig. 7. Śmiertelność larw trawianki wynikająca z kanibalizmu I i II rzędu odnotowana w trakcie eksperymentalnych podchowów w zależności od wpływu: A – temperatury, B – zasolenia, C – odczynu pH wody.



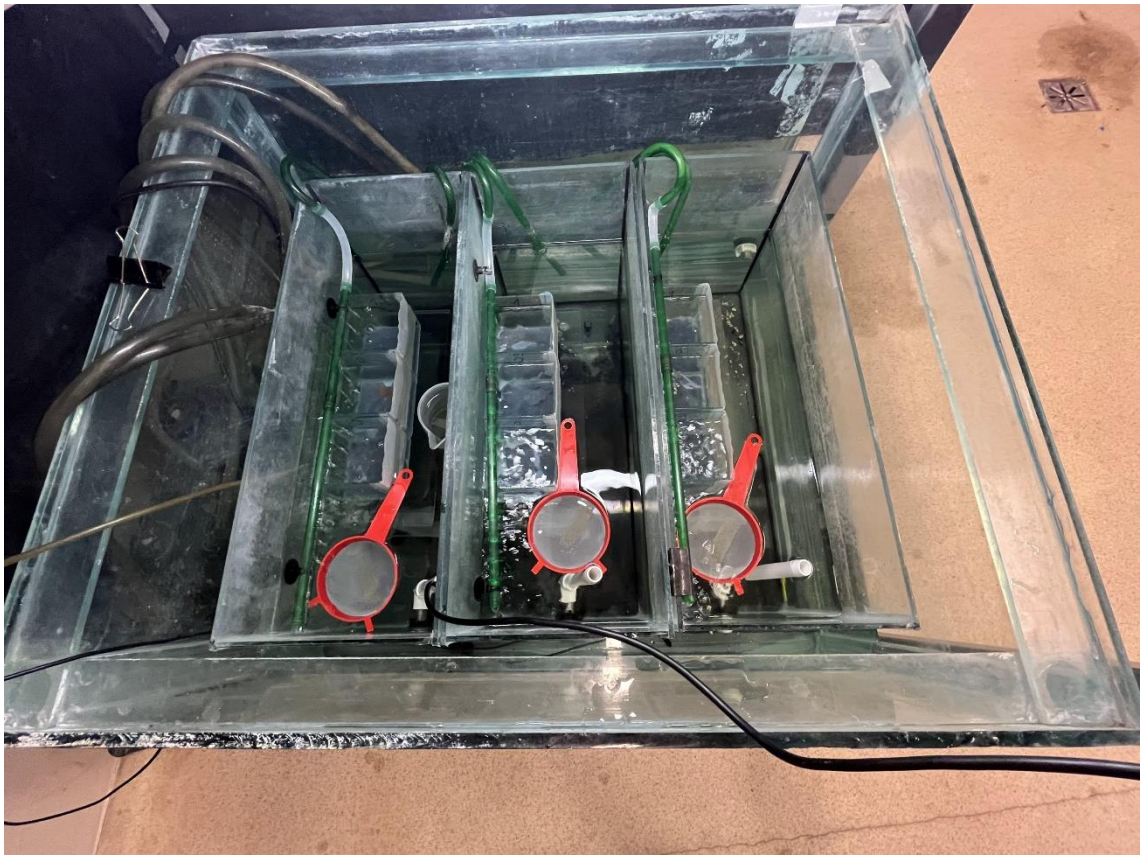
Fot. 1. Dojrzałe płciowo trawianki w szacie godowej: A – samiec; B – samica.



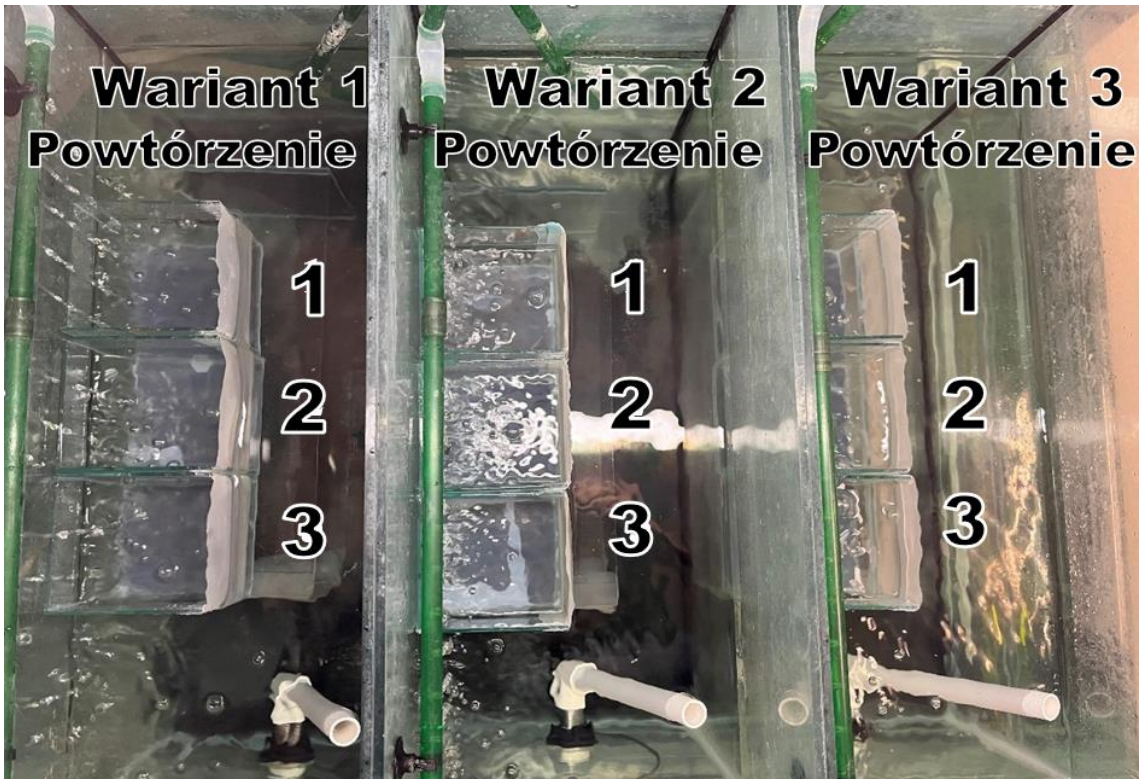
Fot. 2. Samiec trawianki pilnujący ikry złożonej na sztucznym substracie.



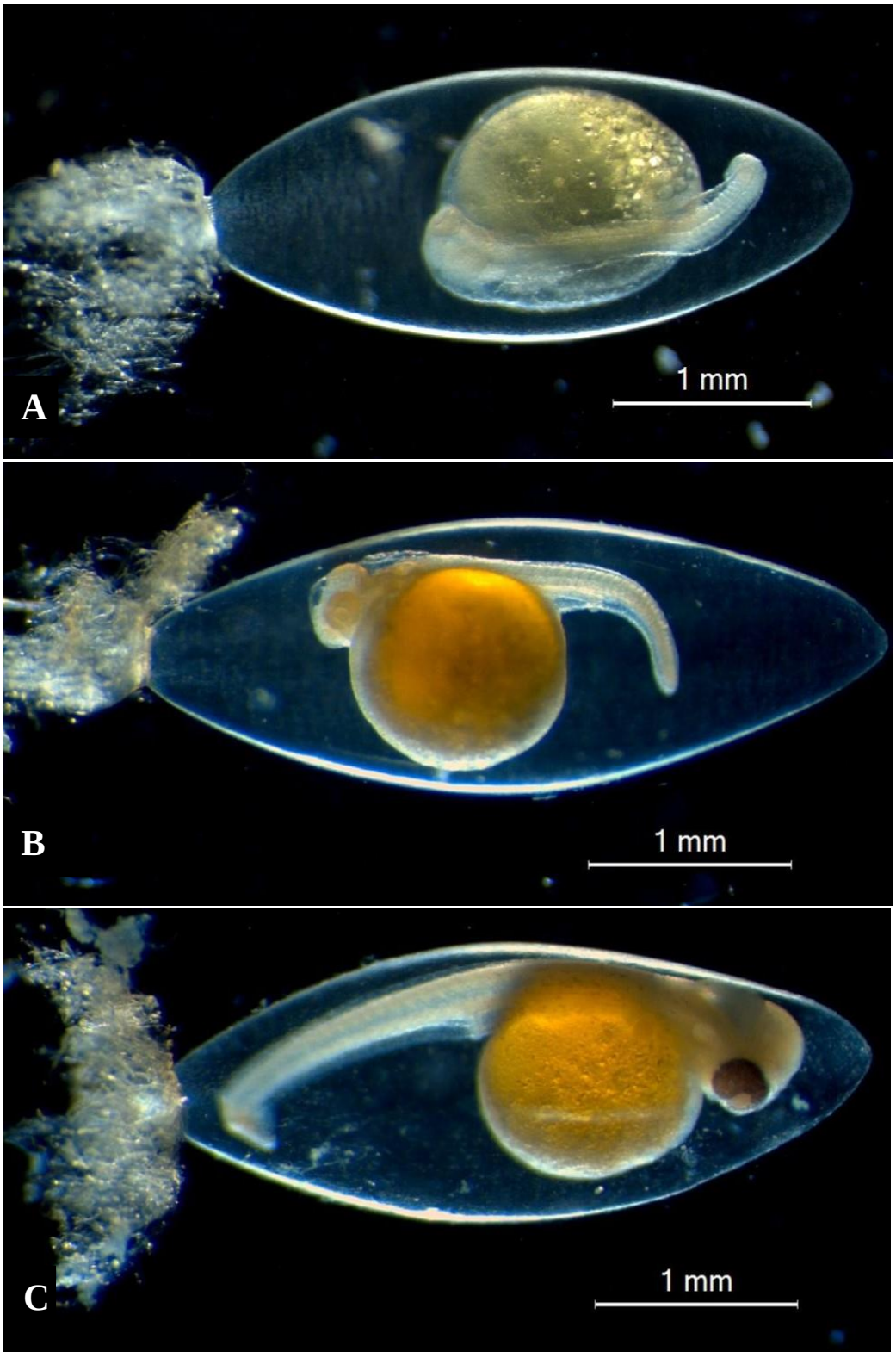
Fot. 3. A – taśma polipropylenowa z ziarnami ikry w trakcie inkubacji; B – larwy trawianki w akwarium podchowowym. obsadzone w jednym z trzech powtórzeń.



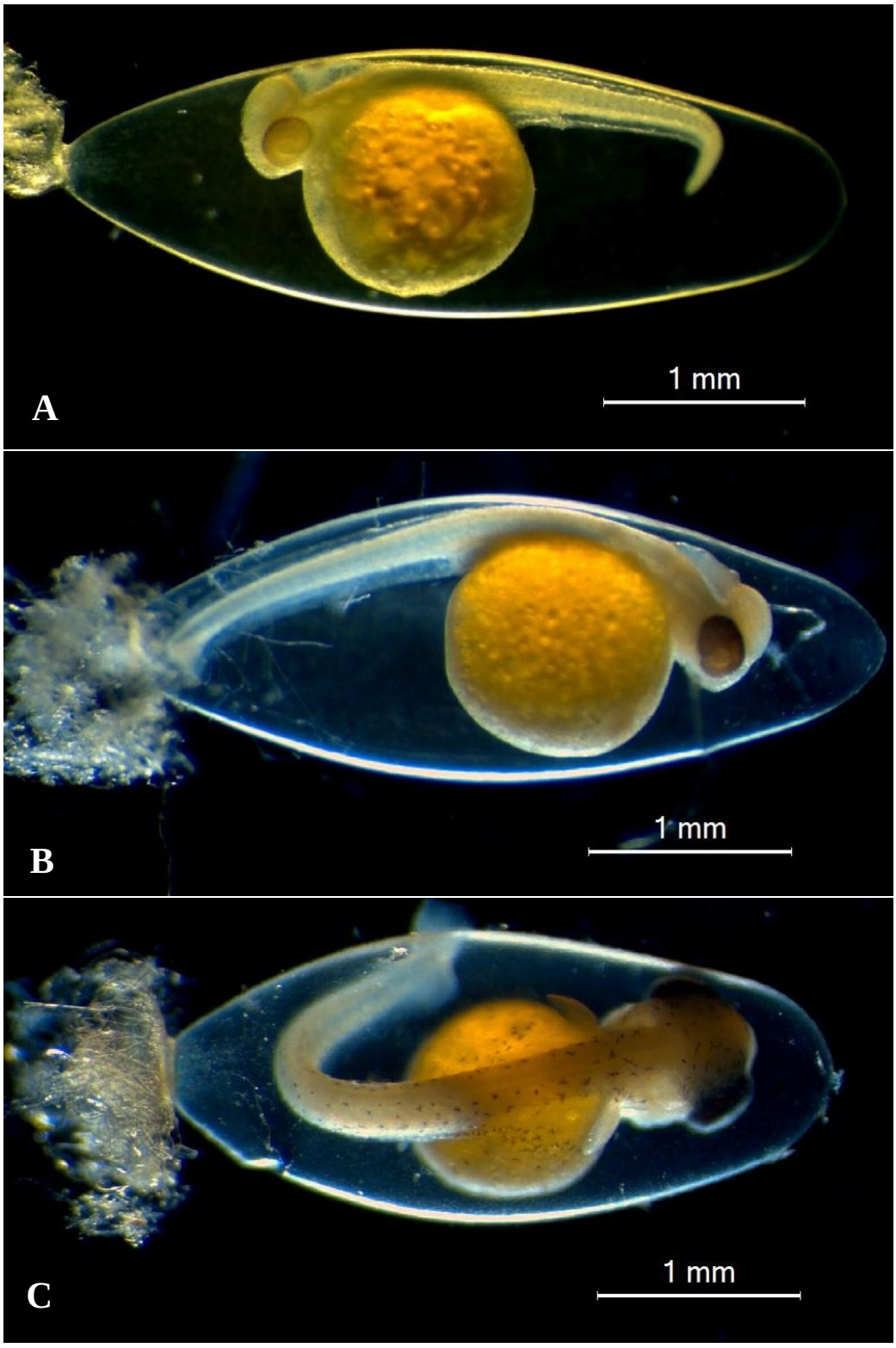
Fot. 4. Eksperymentalny system wykorzystany do inkubacji ikry trawianki.



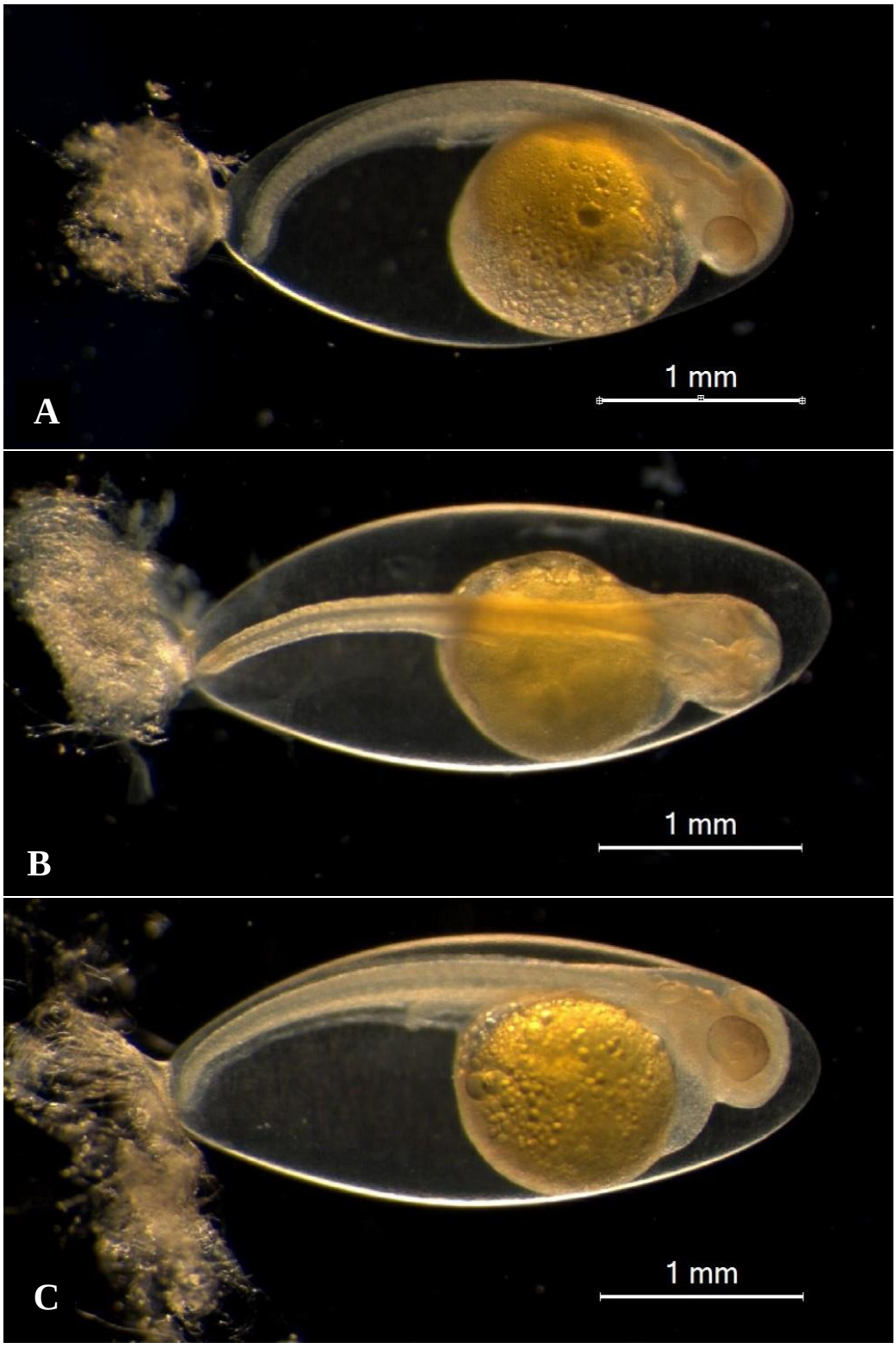
Fot. 5. Eksperymentalny system recyrkulacyjny wykorzystany w trakcie podchowów larw trawianki.



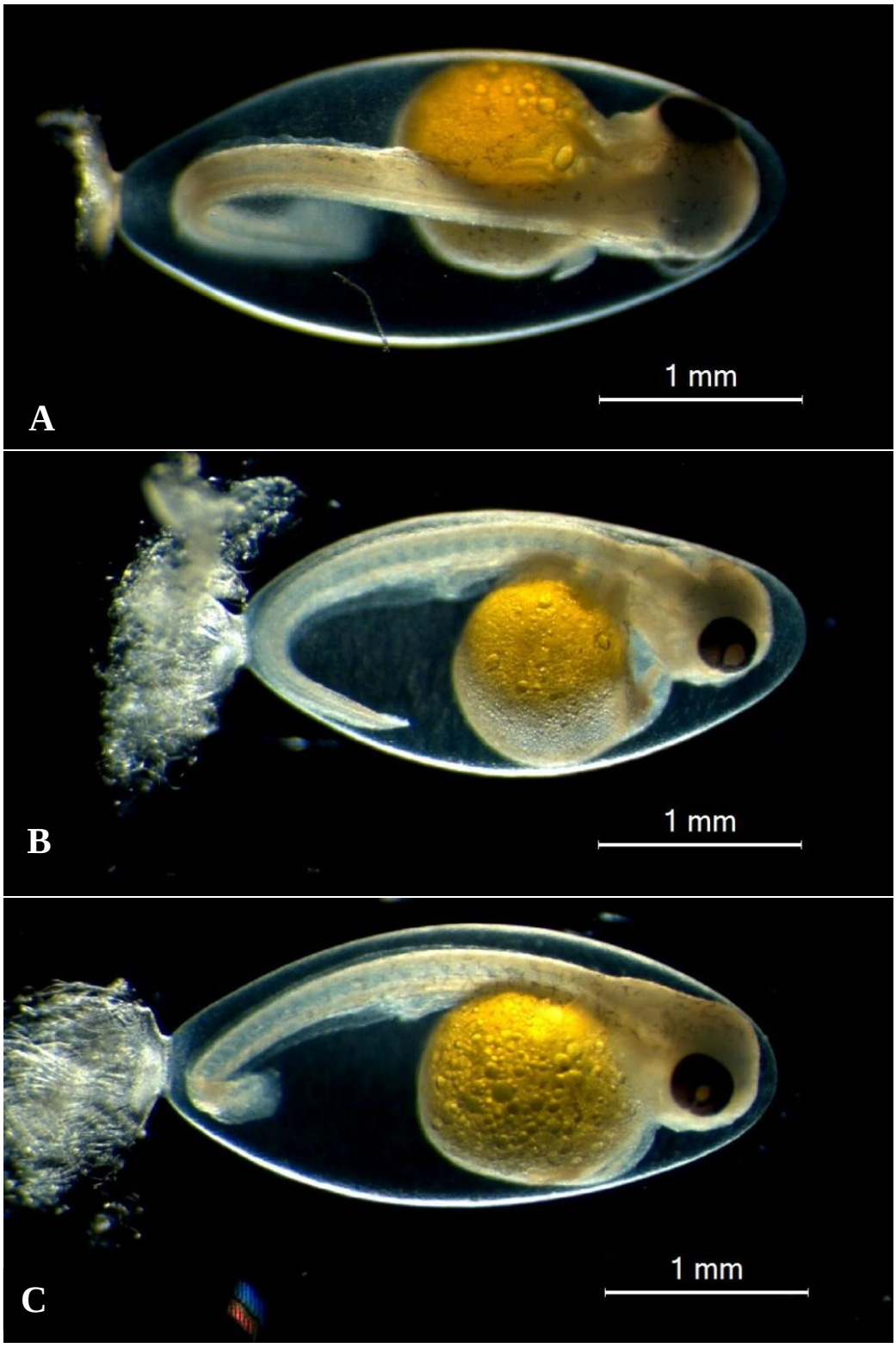
Fot. 6. Embriony trawianki 3-go dnia po zapłodnieniu (3 DPF) w doświadczeniu nad wpływem zróżnicowanej temperatury wody na proces embriogenezy: A – osobnik z grupy T15 (oddzielenie części ogonowej zarodka od woreczka żółtkowego), B – zarodek z grupy T20 (podział somitów w części grzbietowej i brzusznej ciała zarodka, widoczny koniec układu pokarmowego), C – zarodek z grupy T25 (kompletna pigmentacja siatkówki oka, widoczne pęcherzyki słuchowe) .



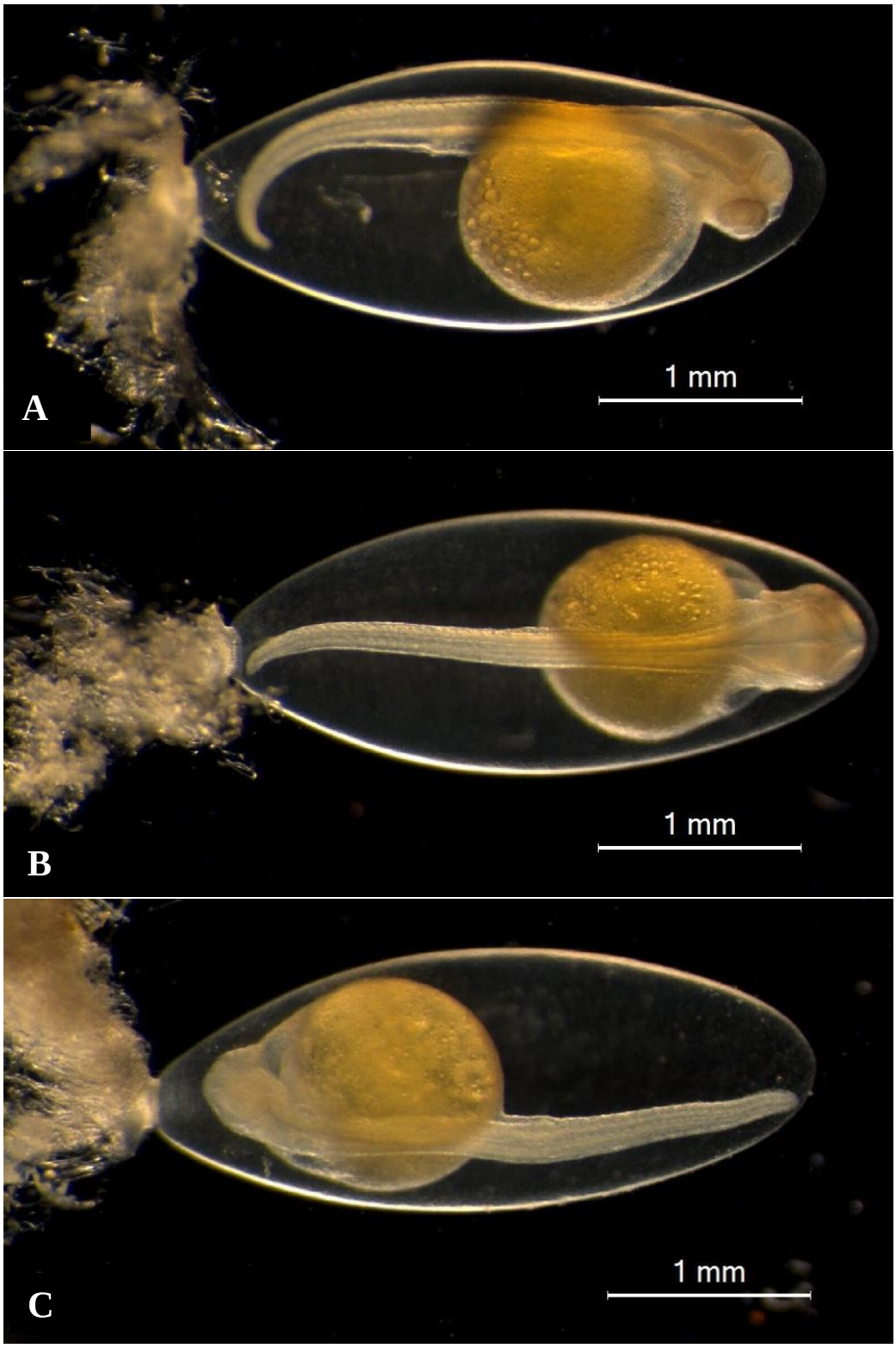
Fot. 7. Embriony trawianki 5-go dnia po zapłodnieniu (5 DPF) w doświadczeniu nad wpływem zróżnicowanej temperatury wody na proces embriogenezy: A – grupa T15 (początek stadium pigmentacji oka), , B – grupa T20 (pełne zaoczkowanie, widoczna żuchwa), C – grupa T25 (w pełni uformowany zarodek, widoczne zawiązki płetw piersiowych, zniekształcenie osłony jajowej, początek procesu klucia).



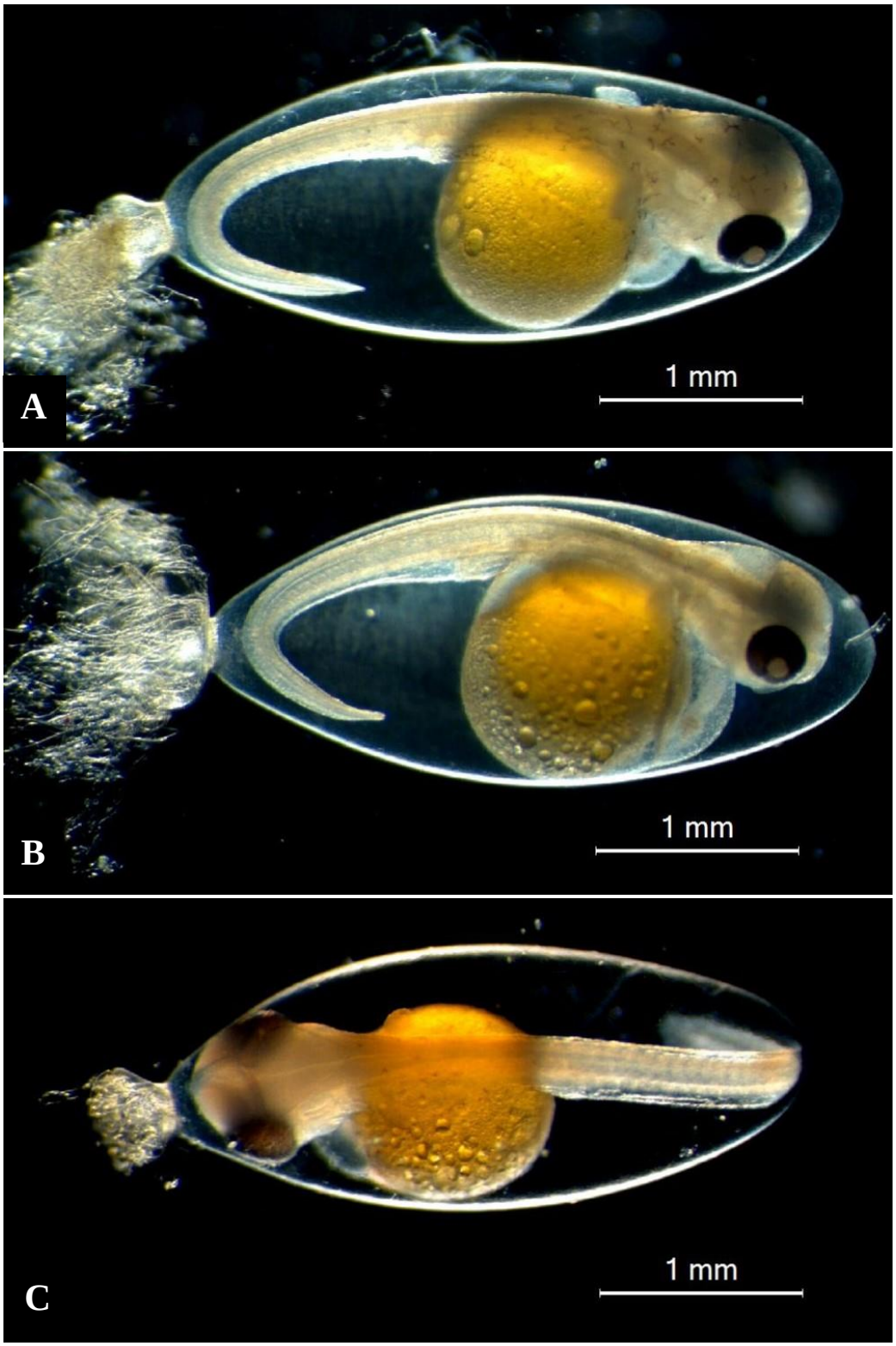
Fot. 8. Zarodki trawianki 3-go dnia po zapłodnieniu (3 DPF) w doświadczeniu dotyczącym wpływu zróżnicowanego zasolenia wody na proces embriogenezy: A – grupa Z0, B – grupa Z5, C – grupa Z10.



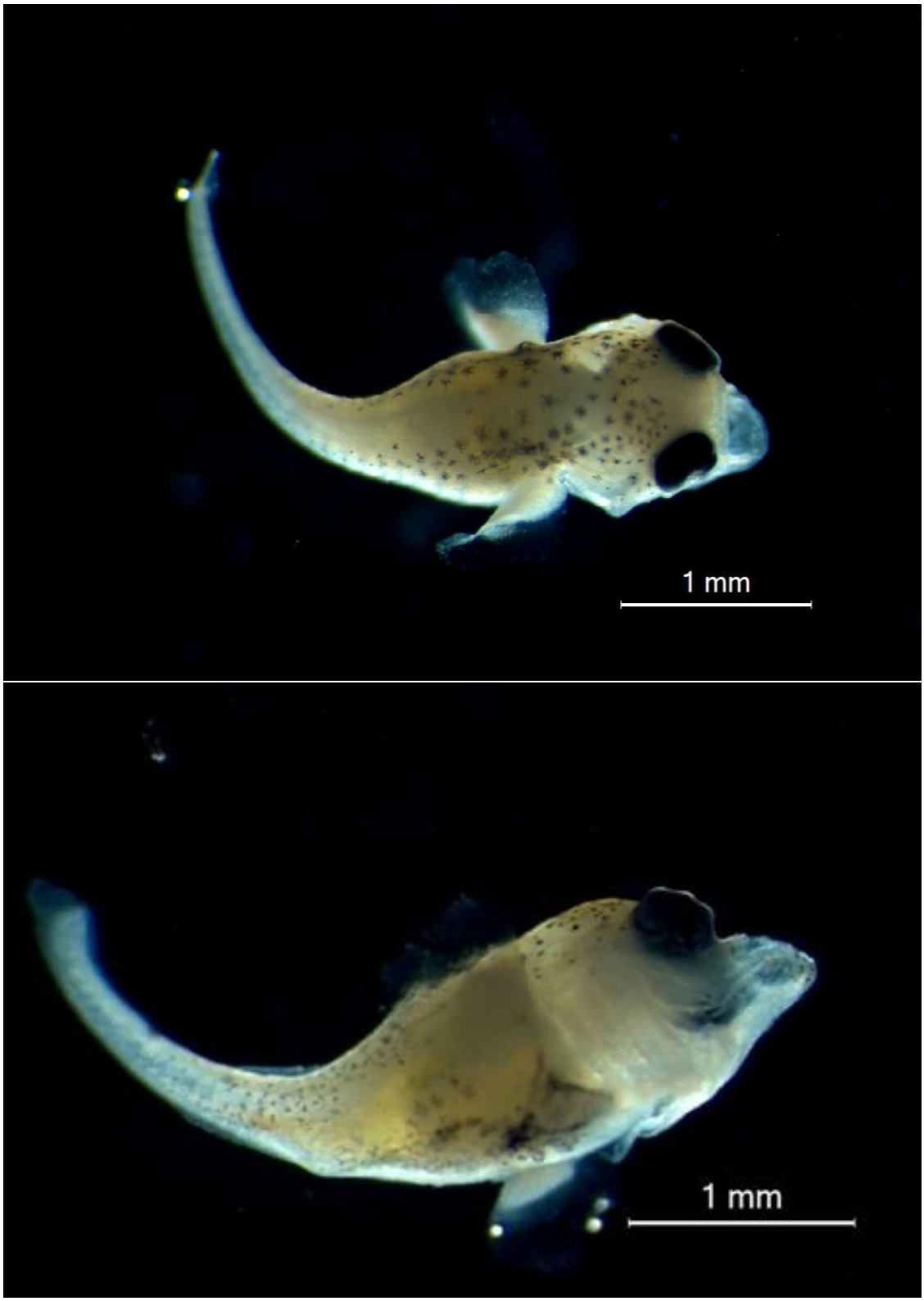
Fot. 9. Zarodki trawianki 6-go dnia po zapłodnieniu (6 DPF) w doświadczeniu dotyczącym wpływu zróżnicowanego zasolenia wody na proces embriogenezy: A – grupa Z0 (zarodek tuż przed opuszczeniem osłon jajowych), B – grupa Z5 (wyraźnie widoczne serce), C – grupa Z10 (zniekształcenie woreczka żółtkowego).



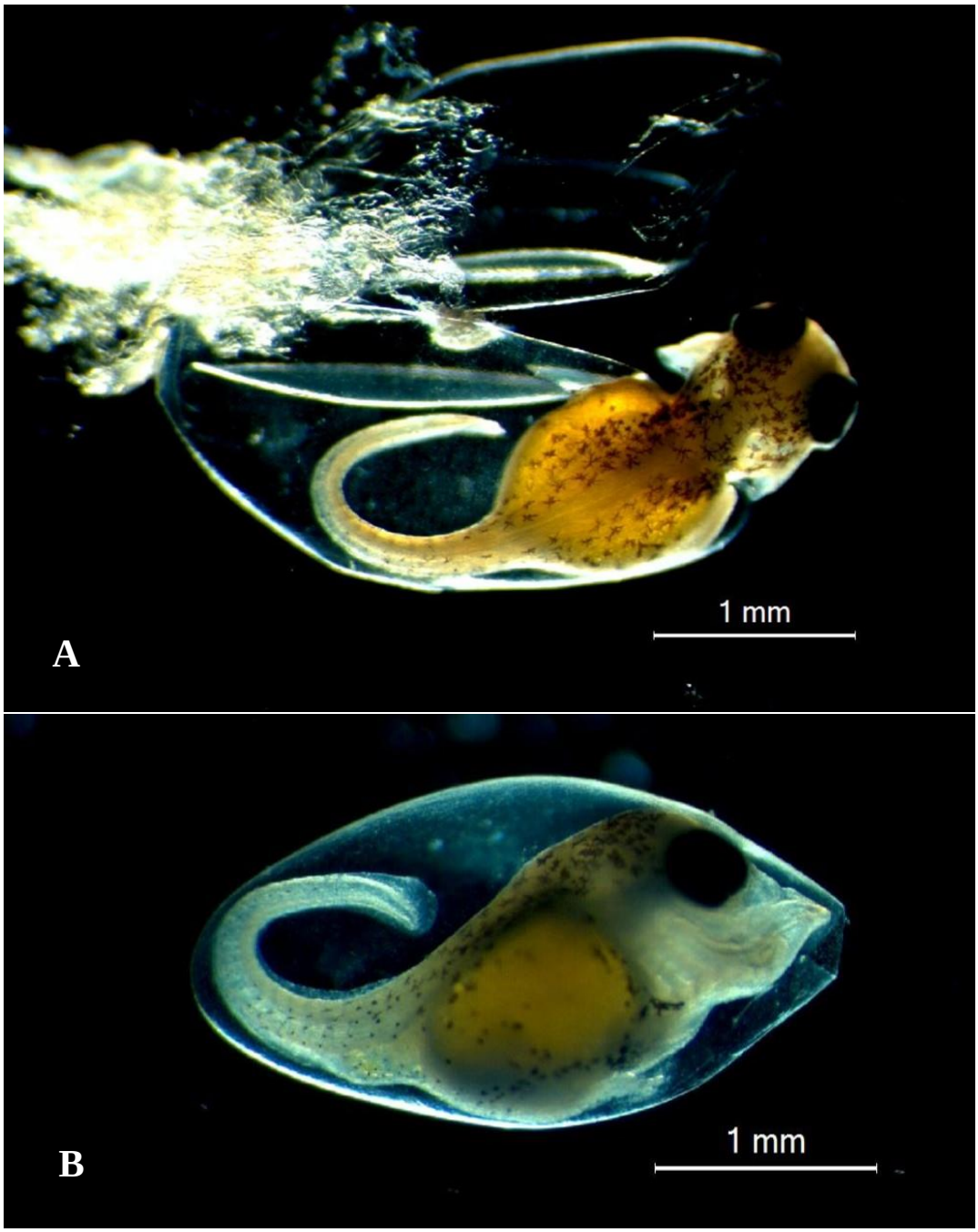
Fot. 10. Embriony trawianki 3-go dnia po zapłodnieniu (3 DPF) w doświadczeniu dotyczącym wpływu zróżnicowanego odczynu pH wody na proces embriogenezy: A – zarodek z grupy pH6, B – grupa pH7,5; C – grupa pH9.



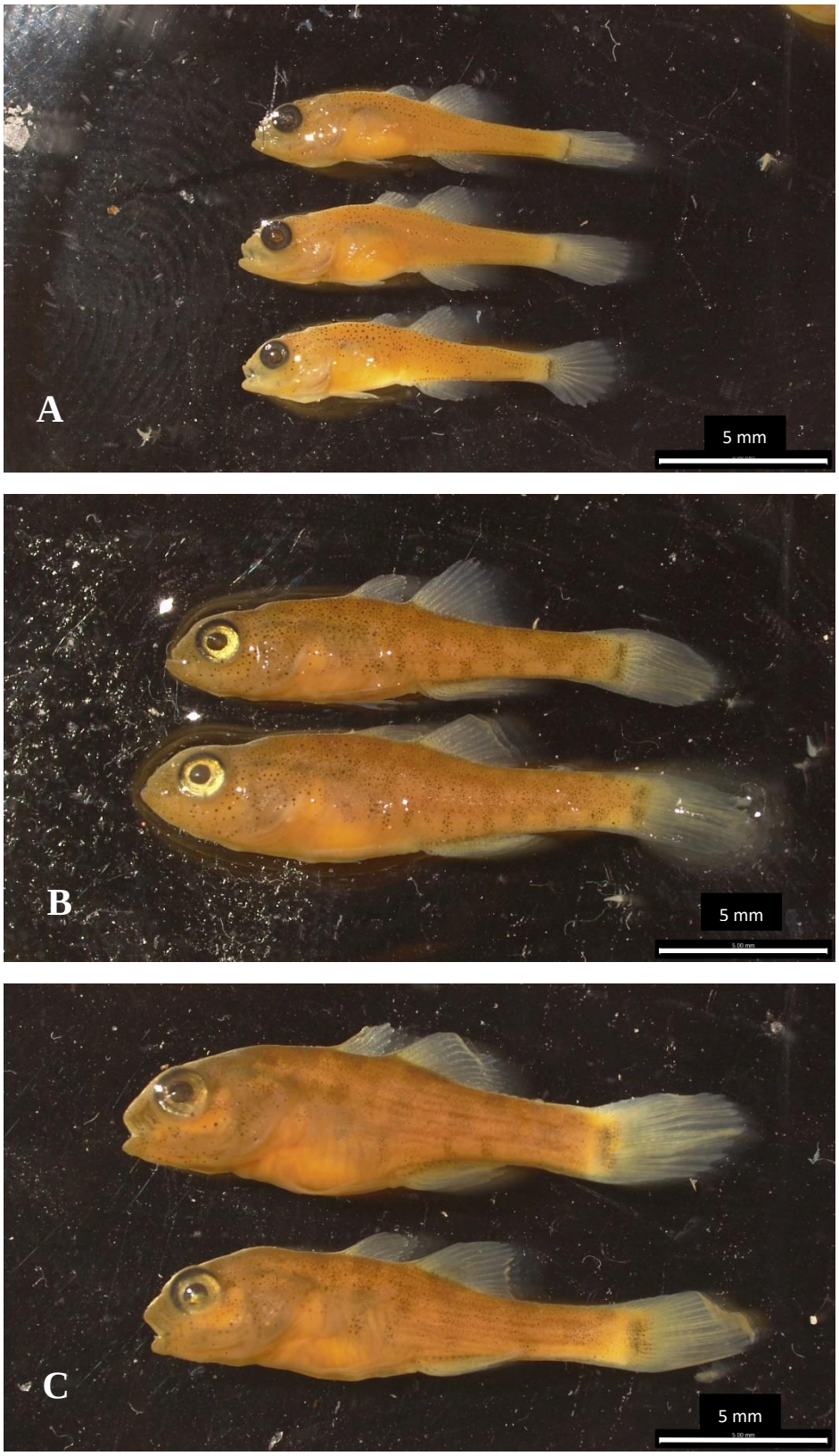
Fot. 11. Embriony trawianki 6-go dnia po zapłodnieniu (6 DPF) w doświadczeniu dotyczącym wpływu zróżnicowanego odczynu pH wody na proces embriogenezy: A – zarodek z grupy pH6, B – grupa pH7,5; C – grupa pH9.



Fot. 12. Atypowe, zniekształcone larwy trawianki z grupy Z10 tuż po wykluciu (13 DPF). Widoczne wyraźne skrócenie części tułowiowej, wygięcie w płaszczyźnie pionowej ogona, zdeformowanie szczęki dolnej, pokryw wieczka skrzelowego oraz płetw piersiowych.



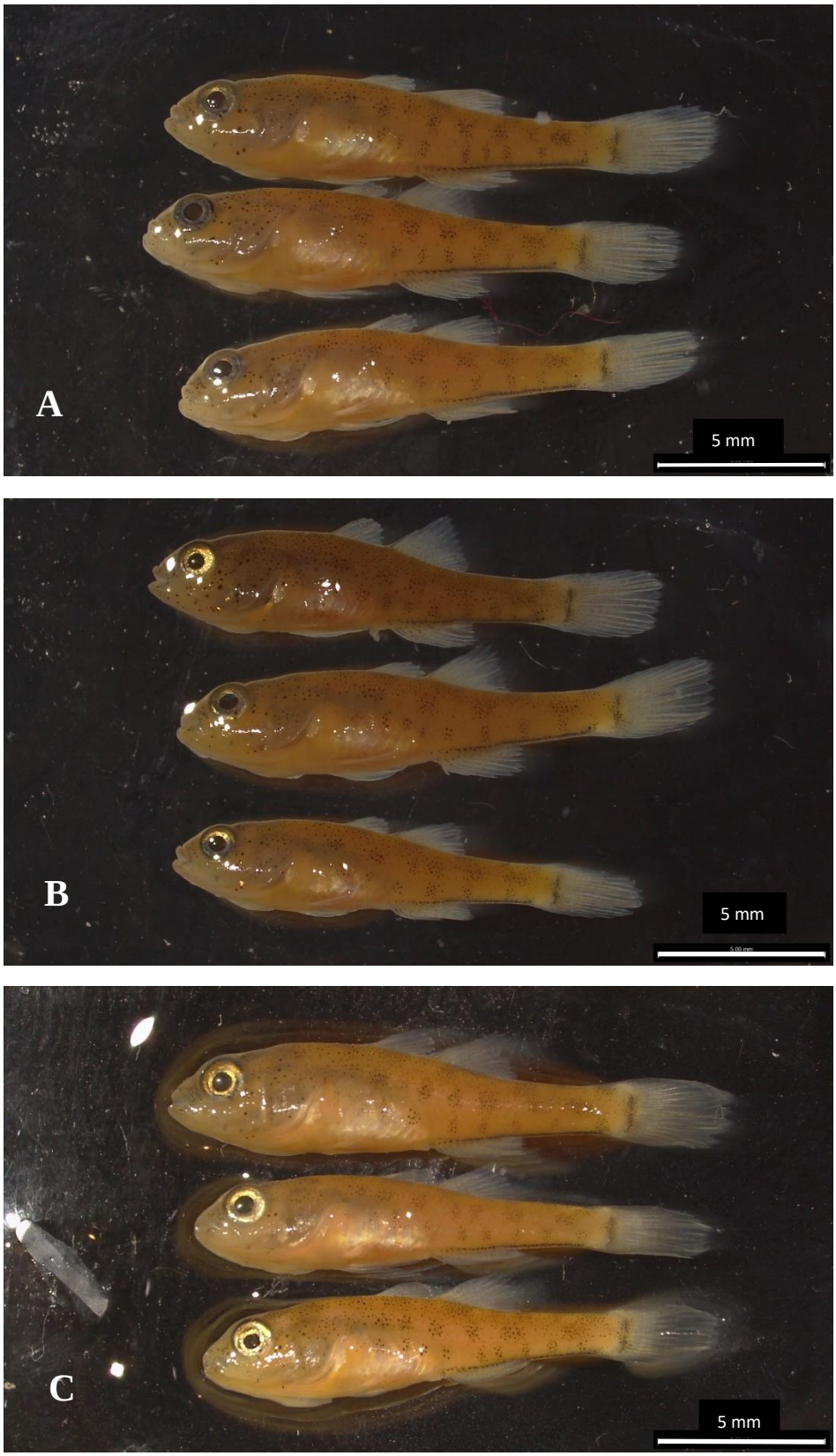
Fot. 13. Zdeformowane embriony trawianki z grupy Z10: A – anormalny osobnik w momencie klucia (9 DPF); B – zniekształcony osobnik niezdolny do opuszczenia osłony jajowej (10 DPF).



Fot. 14. Narybek trawianki po zakończeniu 28-dniowego podchowu dotyczącego wpływu zróżnicowanej temperatury wody na ich wzrost i przeżywalność: A – grupa T15, B – grupa T20, C – grupa T25.



Fot. 15. Narybek trawianki po zakończeniu 28-dniowego podchowu dotyczącego wpływu zróżnicowanego zasolenia wody na ich wzrost i przeżywalność: A – grupa Z0, B – grupa Z5, C – larwy z grupy Z10 po 7 dniach podchowu.



Fot. 16. Narybek trawianki po zakończeniu 28-dniowego podchowu dotyczącego wpływu zróżnicowanego odczynu pH wody na ich wzrost i przeżywalność: A – grupa pH6, B – grupa pH7,5; C – grupa pH9.

REGIONALNY DYREKTOR OCHRONY ŚRODOWISKA W OLSZTYNIE

Olsztyn, dnia _ 7 _ sierpnia 2017 r.

WOPN.672.3.2017.MJ.2

Decyzja

Na podstawie art. 104 i 105 § 1 ustawy z dnia 14 czerwca 1960 r. Kodeks postępowania administracyjnego (dalej: k.p.a.) (Dz. U. z 2017 r., poz. 1257, z późn zm.), zgodnie z art. 120 ust. 2 pkt 2 ustawy z dnia 16 kwietnia 2004 r. o ochronie przyrody (Dz.U. z 2016 r., poz. 2134, z późn. zm.) oraz rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 9 września 2011 r. w sprawie listy roślin i zwierząt gatunków obcych, które w przypadku uwolnienia do środowiska przyrodniczego mogą zagrozić gatunkom rodzimym lub siedliskom przyrodniczym (Dz. U. z 2011 r. Nr 210 poz. 1260), po rozpatrzeniu wniosku Pani Krystyny Demskiej-Zakęś, Kierownika Katedry Ichtiologii Uniwersytetu Warmińsko – Mazurskiego w Olsztynie, z dnia 31 maja 2017 r. (data wpływu: 6 czerwca 2017 r.)

orzekam

I. **Zezwolić** na przetrzymywanie, hodowlę i rozmnażanie osobników trawianki *Perccottus glenii,* babki szczupłej *Neogobius fluviatilis,* babki marmurkowej *Proterorhinus marmoratus,* babki łysej *Neogabius gymnotrachelus.*

II. **Umorzyć** jako bezprzedmiotowe postępowanie w części dotyczącej oferowania do sprzedaży lub zbywania okazów trawianki *Perccottus glenii,* babki szczupłej *Neogobius fluviatilis,* babki marmurkowej *Proterorhinus marmoratus,* babki łysej *Neogabius gymnotrachelus.*

III. **Nałożyć warunki realizacji zezwolenia.**

Za realizację zezwolenia odpowiada wnioskodawca.

1. Zezwolenie jest niezbywalne i dotyczy tylko wnioskodawcy.
2. Nadzór nad realizacją zezwolenia ma dr hab. Piotr Hliwa prof. UWM z Katedry Ichtiologii Wydziału Nauk o Środowisku Uniwersytetu Warmińsko–Mazurskiego.
3. Zezwolenie jest ważne **do 31 grudnia 2020 r.**
4. Zezwolenie wydaje się w celu prowadzenia badań naukowych nad biologią rozrodu obcych inwazyjnych gatunków ryb, bytujących w środkowym biegu Wisły oraz ocenie ich wpływu na współbytujące taksony rodzime.
5. W ramach zezwolenia dopuszcza się rozmnażanie do 15 osobników każdego gatunku wskazanego w pkt I niniejszego zezwolenia.
6. W ramach zezwolenia dopuszcza się przetrzymywanie do 200 osobników każdego gatunku wskazanego w pkt I niniejszego zezwolenia w każdym kolejnym roku realizacji zezwolenia. W ramach zezwolenia dopuszcza się uzyskanie do 4 pokoleń ryb pochodzących od osobników rodzicielskich.
7. Zwierzęta będą przetrzymywane w Centrum Akwakultury i Inżynierii Ekologicznej Uniwersytetu Warmińsko–Mazurskiego w Olsztynie ul. Warszawska 117.
8. Zwierzęta należy przetrzymywać w warunkach odpowiednich do ich wymagań biologicznych, zapewniających ich dobrostan. Zaleca się, by zwierzęta były przetrzymywane w zbiornikach o pojemności 300 l. Zwierzęta należy systematycznie karmić pokarmem odpowiednim dla danego gatunku uwzględniając ich etap rozwojowy. Liczbę ryb przetrzymywanych w każdym zbiorniku należy dostosować do jego pojemności. W czasie realizacji zezwolenia należy monitorować stan zwierząt i paramentów wody w zbiornikach.
9. Po zakończeniu badań zwierzęta zostaną w sposób humanitarny uśmiercone poprzez usypianie w ponadnormatywnym roztworze anestetyku MS-222 i dekapitację.

10. Miejsce przetrzymywania zwierząt należy skutecznie zabezpieczyć przed przedostaniem się ich do środowiska naturalnego. Przemieszczanie osobników ww. gatunków powinno odbywać się w zamkniętych pojemnikach, umożliwiających im swobodne oddychanie.
11. W przypadku przedostania się osobników ww. gatunków ryb do środowiska przyrodniczego należy niezwłocznie podjąć kroki w celu ich schwytania, a w przypadku niepowodzenia, poinformować o tym fakcie Regionalnego Dyrektora Ochrony Środowiska w Olsztynie.
12. W terminie **do 31 stycznia w latach 2018-2021** należy złożyć sprawozdanie z zakresu wykorzystania zezwolenia. W sprawozdaniu należy podać o ile będzie to możliwe do ustalenia szacowaną liczbę uzyskanego przychówku oraz liczbę zabitych zwierząt. Sprawozdanie złożone do 31 stycznia 2021 r. będzie stanowiło sprawozdanie końcowe.

Uzasadnienie

Pani Krystyna Demska-Zakęś, Kierownik Katedry Ichtiologii Uniwersytetu Warmińsko–Mazurskiego w Olsztynie wystąpiła z wnioskiem o wydanie zezwolenia na przetrzymywanie, hodowlę i rozmnażanie oraz oferowanie do sprzedaży lub zbywanie osobników trawianki, babki szczupłej, babki łysej i babki rurkonosej. Nazwa babka rurkonosa, której użył wnioskodawca jest synonimem babki marmurkowej użytej w rozporządzeniu w sprawie listy roślin i zwierząt gatunków obcych, które w przypadku uwolnienia do środowiska przyrodniczego mogą zagrozić gatunkom rodzimym lub siedliskom przyrodniczym,.

W toku postępowania wezwano wnioskodawcę do złożenia uzupełnienia pismem znak WOPN.672.3.2017.MJ z 27 czerwca 2017 r. Przedmiotowe uzupełnienia wnioskodawca przedłożył pismami z 3 lipca 2017 r.

W uzupełnieniu wnioskodawca wycofał żądanie w części dotyczącej oferowania do sprzedaży lub zbywania osobników trawianki, babki szczupłej, babki łysej i babki rurkonosej. W związku z powyższym umorzono postępowanie w tym zakresie, bowiem zgodnie z art. 105 § 1 k.p.a., jeśli postępowanie z jakiejkolwiek przyczyny stało się bezprzedmiotowe w całości lub części, organ administracji publicznej wydaje decyzję o umorzeniu postępowania odpowiednio w całości lub części.

Wszystkie ww. gatunki ryb zostały ujęte został w rozporządzeniu w sprawie listy roślin i zwierząt gatunków obcych, które w przypadku uwolnienia do środowiska przyrodniczego mogą zagrozić gatunkom rodzimym lub siedliskom przyrodniczym. W związku z powyższym, w stosunku do tych gatunków obowiązują przepisy regulowanie art. 120 ustawy o ochronie przyrody.

Zgodnie z art. 120 ust. 2 pkt 2 ustawy o ochronie przyrody, regionalny dyrektor ochrony środowiska, na obszarze swojego działania, może wydać zezwolenie na przetrzymywanie, hodowlę, rozmnażanie, oferowanie do sprzedaży i zbywanie gatunków obcych.

Zgodnie z art. 104 § 1 Kodeksu postępowania administracyjnego, organ administracji publicznej załatwia sprawę przez wydanie decyzji, chyba że przepisy kodeksu stanowią inaczej. W związku z powyższym tutejszy organ orzekł w formie decyzji administracyjnej.

Wszystkie ww. gatunki ryb są obce rodzimej faunie. Trawianka to gatunek pochodzący z rejonu dorzecza Amuru, który był introdukowany w Europie. Wszystkie trzy gatunki babek naturalnie występują w rejonie morza Czarnego i Azowskiego. W Europie rozprzestrzeniły się wzdłuż szlaków migracji wodnej fauny ponto-kaspijskiej. Ww. gatunki są drapieżnikami, które w warunkach naturalnych mogą konkurować o pokarm z rodzimymi gatunkami ryb. Celem przetrzymywania, rozmnażania i hodowli ww. gatunków są względy naukowe. Wnioskodawca będzie prowadził szereg badań naukowych nad biologią rozrodu obcych inwazyjnych gatunków ryb, bytujących w środkowym biegu Wisły oraz ocenie ich wpływu na współbytujące taksony rodzime. Ryby zostaną odłowione ze środowiska naturalnego (Zbiornik Włocławski) przetransportowane do miejsca docelowego tj. Centrum Akwakultury i Inżynierii Ekologicznej Uniwersytetu Warmińsko–Mazurskiego w Olsztynie, gdzie będą przetrzymywane, rozmnażane i hodowane.

Zgodnie z art. 120 ust. 2d ustawy o ochronie przyrody, regionalny dyrektor ochrony środowiska odmawia wydania zezwolenia, o którym mowa w ust. 2, jeżeli wnioskodawca był skazany prawomocnym wyrokiem sądu za przestępstwo mające związek z przewożeniem przez granicę państwa, przetrzymywaniem, prowadzeniem hodowli, rozmnażaniem i sprzedażą na terenie kraju roślin, zwierząt lub grzybów gatunków obcych, w okresie 3 lat od dnia uprawomocnienia się wyroku lub może odmówić wydania zezwolenia, o którym mowa w ust. 2, jeżeli wnioskowana czynność

stwarza zagrożenie dla rodzimych gatunków lub siedlisk przyrodniczych. Organ w trakcie rozpatrywania wniosku nie posiadał informacji na temat skazania wnioskodawcy za przestępstwo mające związek z przewożeniem przez granicę państwa, przetrzymywaniem, prowadzeniem hodowli, rozmnażaniem i sprzedażą na terenie kraju roślin, zwierząt lub grzybów gatunków obcych.

Jednocześnie organ uznał, iż przetrzymywanie w warunkach laboratoryjnych w wyspecjalizowanej jednostce naukowej określonej liczby ryb należących do 4 ww. gatunków przy spełnieniu warunków wskazanych w niniejszym zezwoleniu, nie stanowi zagrożenia dla rodzimych gatunków fauny.

Odmowa wydania zgody na przetrzymywanie wiązałaby się z brakiem możliwości przeprowadzenia badań naukowych, które mogą odpowiedzieć na szereg istotnych pytań dotyczących przede wszystkim wpływu ww. gatunków na rodzime gatunki ryb zajmujących podobne siedliska. W związku z powyższym, orzeczono jak w sentencji.

Pouczenie

1. Na podstawie art. 130 § 4 k.p.a. decyzja podlega wykonaniu przed upływem terminu do wniesienia odwołania, gdy jest zgodna z żądaniem wszystkich stron.
2. Zgodnie z art. 120 ust. 2g ustawy o ochronie przyrody, Regionalny Dyrektor Ochrony Środowiska w Olsztynie dokonuje kontroli spełniania warunków określonych w wydanych zezwoleniach. Podczas kontroli możliwe jest wejście na teren realizacji zezwolenia, żądanie pisemnych i ustnych informacji związanych z przedmiotem kontroli, wgląd do dokumentacji związanej z przedmiotem kontroli, sporządzenie z niej odpisów i kopii oraz zabezpieczenie tej dokumentacji. Zezwolenie cofa się, jeżeli po wydaniu zezwolenia zostaną ujawnione okoliczności, o których mowa w art. 120 ust. 2d ustawy o ochronie przyrody lub jeżeli zezwolenie zostało użyte niezgodnie z warunkami w nim zawartymi.
3. Od niniejszej decyzji służy stronom odwołanie do Generalnego Dyrektora Ochrony Środowiska za pośrednictwem Regionalnego Dyrektora Ochrony Środowiska w Olsztynie w terminie 14 dni od jej otrzymania.
4. Zgodnie z art. 127 i art. 129 Kodeksu postępowania administracyjnego, od niniejszej decyzji służy stronom odwołanie do Generalnego Dyrektora Ochrony Środowiska za pośrednictwem Regionalnego Dyrektora Ochrony Środowiska w Olsztynie w terminie 14 dni od jej otrzymania.
5. Zgodnie z art. 127a Kodeksu postępowania administracyjnego, w ciągu 14 dni od daty otrzymania decyzji strona może złożyć oświadczenie o zrzeczeniu się prawa do wniesienia odwołania. Z dniem doręczenia Regionalnemu Dyrektorowi Ochrony Środowiska w Olsztynie oświadczenia o zrzeczeniu się prawa do odwołania decyzja staje się ostateczna i prawomocna.

Z up. REGIONALNEGO DYREKTORA
OCHRONY ŚRODOWISKA
w Olsztynie
Małgorzata Krupa
p.o. Regionalnego Konserwatora Przyrody

Otrzymują:
1. Wnioskodawca
2. a/a

Na podstawie art. 4 oraz część III kol. 2 pkt 44 i kol. 4 pkt 7 ustawy z dnia 16 listopada 2006 r. o opłacie skarbowej (Dz. U. z 2016 poz. 1827) zwolniono wnioskodawcę z pobrania opłaty skarbowej

GENERALNY DYREKTOR OCHRONY ŚRODOWISKA

Andrzej Szweda-Lewandowski

Warszawa, 06-09-2022 r.

DZP-WG.672.208.2022.MK

DECYZJA

Na podstawie art. 104 § 1 ustawy z dnia 14 czerwca 1960 r. Kodeks postępowania administracyjnego (Dz. U. z 2021 r. poz. 735, z późn. zm.), w związku z art. 8 ust. 1 i 15 ustawy z dnia 11 sierpnia 2021 r. o gatunkach obcych (Dz. U. z 2021 r. poz. 1718) po rozpatrzeniu wniosku Uniwersytetu Warmińsko-Mazurskiego w Olsztynie (ul. Warszawska 117A, 10-719 Olsztyn) z dnia 14 czerwca 2022 r. (data wpływu do urzędu 28 czerwca 2022 r.), uzupełnionego pismem z dnia 17 sierpnia 2022 r. (data wpływu: 24 sierpnia 2022 r.) o wydanie zezwolenia na wykonywanie czynności zakazanych w stosunku do osobników trawianki (*Perccottus glenii*),

zezwalam

Uniwersytetowi Warmińsko-Mazurskiemu w Olsztynie na wykonywanie poniższych czynności w stosunku do osobników trawianki (*Perccottus glenii*):

a) przemieszczanie w granicach Unii, na terytorium Rzeczypospolitej Polskiej, do 40 osobników z miejsca odłowu zwierząt ze środowiska przyrodniczego tj. zbiornika zaporowego we Włocławku w okolicach miejscowości Brwilno Dolne i Soczewka do miejsca ich przetrzymywania, o którym mowa w lit b),
b) hodowanie i rozmnażanie osobników celem uzyskania narybku do 500 osobników rocznie w latach 2022 i 2023,
c) przetrzymywanie do 1040 osobników na terenie Katedry Ichtiologii i Akwakultury Wydziału Bioinżynierii Zwierząt Uniwersytetu Warmińsko-Mazurskiego, pod adresem: ul. Warszawska 117A, 10-719 Olsztyn,
d) wykorzystywanie ww. osobników, celem przeprowadzenia badań naukowych pt. „Analiza biologii rozrodu oraz wpływ czynników abiotycznych na rozwój embrionalny i wczesne stadia rozwojowe trawianki *Perccottus glenii* Dybowski, 1877".

Zezwolenie wydaje się pod poniższymi warunkami.

1) Przedmiotowe osobniki będą przetrzymywane wyłącznie w obiektach izolowanych tj.:
    a. w miejscu prowadzenia badań naukowych - w akwariach zaaranżowanych w sposób uniemożliwiający wydostanie się z nich zwierząt, których odpływy

będą zabezpieczone siatką uniemożliwiającą przedostanie się zwierząt do innych zbiorników oraz części filtracyjnej akwarium,

b. w czasie przemieszczenia z miejsca odłowu do miejsca prowadzenia badań naukowych – w szczelnych workach z tlenem, umieszczonych w zamykanych, plastikowych pojemnikach, uniemożliwiających wydostanie się z nich zwierząt i przemieszczenie się ich do środowiska przyrodniczego.

2) Akwaria, o których mowa w pkt 1 lit. a, będą umiejscowione w laboratorium zlokalizowanym wewnątrz budynku, zabezpieczonym przed ucieczką przedmiotowych zwierząt w przypadku ich ewentualnego wydostania się z ww. pojemników, oraz zabezpieczonym przed wstępem do pomieszczenia osób nieupoważnionych.
3) Szczelność zabezpieczeń, o których mowa w pkt 1 lit. a i pkt 2, będzie sprawdzana nie rzadziej niż raz dziennie.
4) W przypadku przedostania się przedmiotowych osobników do środowiska przyrodniczego Wnioskodawca niezwłocznie podejmie działania w celu ich usunięcia ze środowiska poprzez dokonanie odłowu ręcznego lub przy użyciu narzędzi takich jak np. sieci, a w przypadku niepowodzenia odłowu, niezwłocznie poinformuje właściwego regionalnego dyrektora ochrony środowiska o ucieczce zwierząt.
5) Sprzątanie oraz prace konserwacyjne obiektu izolowanego odbywać się będą każdorazowo przy zastosowaniu środków uniemożliwiających ucieczkę i rozprzestrzenienie się inwazyjnego gatunku obcego (dalej: „IGO") z tego obiektu.
6) Zużyta woda akwariowa przed wprowadzeniem do kanalizacji będzie dokładnie oczyszczona z okazów przedmiotowego gatunku, z tym z okazów we wczesnych stadiach rozwoju IGO. Narzędzia i osprzęt akwarystyczny wykorzystywane przy obsłudze oraz sprzątaniu obiektów izolowanych będą regularnie dezynfekowane z wykorzystaniem roztworu chloraminy.
7) Z procedurą przeprowadzania sprzątania oraz prac konserwacyjnych zapoznaje się wszystkie osoby oddelegowane do wykonywania ww. czynności.
8) Przedmiotowym zwierzętom w obiekcie izolowanym zostaną zapewnione warunki odpowiadające potrzebom biologicznym gatunku.
9) Po zakończeniu badań naukowych albo w przypadku rezygnacji z chęci dalszego przetrzymywania zwierząt albo ich złego stanu zdrowia, Wnioskodawca podda zwierzęta uśmierceniu w sposób humanitarny poprzez umieszczenie ich w roztworze anestetyku oraz dekapitację i przekaże okazy do unieszkodliwienia przez podmiot uprawniony. Zniszczeniu poddane zostaną także okazy tego gatunku we wczesnych stadiach rozwoju.
10) W przypadku przekroczenia dopuszczalnej liczby narybku uzyskanego w wyniku hodowania i rozmnażania, o której mowa w lit b) Wnioskodawca niezwłocznie uśmierci osobniki nadliczbowe na jak najwcześniejszym etapie rozwoju.

Zezwolenie jest ważne do dnia 31 grudnia 2023 r.

Zobowiązuję Wnioskodawcę do przedłożenia Generalnemu Dyrektorowi Ochrony Środowiska informacji z zakresu wykorzystania niniejszego zezwolenia w terminie **do dnia 15 stycznia 2023 r. za rok 2022 oraz w terminie do dnia 30 stycznia 2024 r. za rok 2023.**

Uzasadnienie

Generalny Dyrektor Ochrony Środowiska na podstawie art. 8 ust. 1 ustawy o gatunkach obcych, wydaje zezwolenia na prowadzenie badań naukowych na zwierzętach należących do IGO stwarzających zagrożenie dla Unii, do których to gatunków zalicza się trawiankę (*Perccottus glenii*). Wnioskiem z dnia 14 czerwca 2022 r. (data wpływu do urzędu 28 czerwca 2022 r.), uzupełnionym pismem z dnia 17 sierpnia 2022 r. (data wpływu: 24 sierpnia 2022 r.) Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie zwrócił się o wydanie zezwolenia na wykonywanie czynności zakazanych w stosunku do osobników trawianki.

Trawianka została wymieniona w rozporządzeniu wykonawczym Komisji (UE) 2016/1141 z dnia 13 lipca 2016 r. przyjmującym wykaz inwazyjnych gatunków obcych uznanych za stwarzające zagrożenie dla Unii zgodnie z rozporządzeniem Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) nr 1143/2014 (Dz. U. UE. L. 189 z 14.07.2016, s. 4).

Zgodnie z art. 7 ust. 1 rozporządzenia Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) nr 1143/2014 z dnia 22 października 2014 r. w sprawie działań zapobiegawczych i zaradczych w odniesieniu do wprowadzania i rozprzestrzeniania inwazyjnych gatunków obcych (Dz. U. UE. L. 317 z 4.11.2014, s. 35) – dalej „rozporządzenie nr 1143/2014", IGO stwarzające zagrożenie dla Unii podlega m.in. zakazowi przetrzymywania, w tym w obiekcie izolowanym, przemieszczania w granicach Unii, z wyjątkiem transportu gatunków do obiektów w związku z ich eliminacją, hodowania i rozmnażania czy wykorzystywania.

Uzyskanie zezwolenia na odstępstwo od zakazów obowiązujących w stosunku do IGO jest możliwe w przypadkach określonych w art. 8 ust. 1 i 2 ustawy o gatunkach obcych, w tym m.in. w celach wskazanych w art. 8 i art. 9 rozporządzenia nr 1143/2014, tj. prowadzenia badań naukowych czy prowadzenia ochrony ex situ, ale także w celu przeprowadzenia działań zaradczych, komercyjnego wykorzystania w ramach działań zaradczych w stosunku do IGO stwarzającego zagrożenie dla Unii zgodnie z art. 19 ust. 2 rozporządzenia nr 1143/2014, oraz w przypadku stosowania przepisów przejściowych dotyczących zwierzęcia domowego lub zapasu IGO.

W przedmiotowym przypadku chodzi o możliwość przetrzymywania przedmiotowych osobników w celu przeprowadzenia badań naukowych dotyczących analizy biologii rozrodu oraz wpływ czynników abiotycznych na rozwój embrionalny i wczesne stadia rozwojowe trawianki, w ramach realizacji pracy doktorskiej.

Zgodnie z art. 8 ust. 14 pkt 5 ustawy o gatunkach obcych, Generalny Dyrektor Ochrony Środowiska wydał niniejsze zezwolenie określając warunki wykonywania czynności niezbędne do zmniejszenia ryzyka ucieczki lub rozprzestrzenienia się IGO objętego zezwoleniem w tym określił wymagania dla obiektu izolowanego, a także zawarł sposób usunięcia IGO objętego zezwoleniem z obiektu izolowanego oraz unieszkodliwienia, zniszczenia lub humanitarnego uśmiercenia tego IGO, a także określił plan awaryjny na wypadek ucieczki lub rozprzestrzenienia się IGO objętego zezwoleniem, w tym plan eliminacji tego IGO ze środowiska.

Generalny Dyrektor Ochrony Środowiska może wydać niniejsze zezwolenie w przypadku gdy czynność objęta wnioskiem nie stwarza zagrożenia dla rodzimych gatunków lub siedlisk przyrodniczych, a podmiot wnioskujący o wydanie zezwolenia:

1) nie był prawomocnie ukarany za wykroczenia oraz skazany prawomocnym wyrokiem sądu za przestępstwa określone w art. 8 ust. 18 ustawy o gatunkach obcych i na zasadach opisanych w tym przepisie,

2) będzie przetrzymywał i przemieszczał IGO w obiekcie izolowanym i zapewni warunki uniemożliwiające rozmnażanie się, ucieczkę lub rozprzestrzenianie się tego IGO.

Ze zgromadzonego w przedmiotowej sprawie materiału wynika, iż w przedmiotowym przypadku nie zaistniały przesłanki do odmowy wydania przedmiotowego zezwolenia. Wykonywanie czynności zgodnie z warunkami określonymi w niniejszym zezwoleniu nie będzie także stwarzało zagrożenia dla rodzimych gatunków lub siedlisk przyrodniczych.

Na podstawie art. 8 ust. 15 ustawy o gatunkach obcych Generalny Dyrektor Ochrony Środowiska potwierdza wydanie zezwolenia na prowadzenie badań naukowych nad IGO stwarzającym zagrożenie dla Unii wydając zaświadczenie w formacie określonym w rozporządzeniu wykonawczym Komisji (UE) 2016/145 z dnia 4 lutego 2016 r. przyjmujące format dokumentu służącego za dowód udzielenia zezwolenia przez właściwe organy państw członkowskich, umożliwiającego ośrodkom prowadzenie niektórych działań dotyczących inwazyjnych gatunków obcych stwarzających zagrożenie dla Unii zgodnie z rozporządzeniem Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) nr 1143/2014 (Dz. U. UE. L. z 2016 r. Nr 30, str. 1). Powyższe zaświadczenie stanowi załącznik do niniejszej decyzji.

Mając powyższe na uwadze należało orzec jak w sentencji.

Pouczenie:

Od niniejszej decyzji nie służy odwołanie, jednakże strona niezadowolona z decyzji, zgodnie z art. 127 § 3 Kodeksu postępowania administracyjnego, może zwrócić się do Generalnego Dyrektora Ochrony Środowiska z wnioskiem o ponowne rozpatrzenie sprawy w terminie 14 dni od daty otrzymania niniejszego zezwolenia.

Zgodnie z art. 52 § 3 oraz art. 53 § 1, art. 54 § 1, a także Działem V, Rozdziałem 2 i 3 ustawy z dnia 30 sierpnia 2002 r. prawo o postępowaniu przed sądami administracyjnymi (Dz. U. z 2022 r., poz. 329, z późn. zm.) jeżeli strona nie chce skorzystać z prawa do zwrócenia się z wnioskiem o ponowne rozpatrzenie sprawy, może wnieść do Wojewódzkiego Sądu Administracyjnego w Warszawie skargę na decyzję w terminie 30 dni od dnia doręczenia decyzji stronie. Skargę wnosi się za pośrednictwem Generalnego Dyrektora Ochrony Środowiska. Wpis od skargi wynosi 200 złotych z zastrzeżeniem, że istnieje możliwość ubiegania się przez stronę o zwolnienie od kosztów sądowych albo przyznanie prawa pomocy.

Zgodnie z art. 127a § 1 Kodeksu postępowania administracyjnego w trakcie biegu terminu do wniesienia wniosku o ponowne rozpatrzenie sprawy strona może zrzec się prawa do wniesienia takiego wniosku. W myśl art. 127a § 2 Kodeksu postępowania administracyjnego z dniem doręczenia organowi administracji publicznej oświadczenia o zrzeczeniu się prawa do wniesienia wniosku o ponowne rozpatrzenie sprawy, decyzja staje się ostateczna i prawomocna, co oznacza brak możliwości jej zaskarżenia do Wojewódzkiego Sądu Administracyjnego.

W myśl art. 33 ust. 1 pkt 2 oraz 34 ust. 1 pkt 2 i 4 ustawy o gatunkach obcych uwalnianie do środowiska IGO stwarzającego zagrożenie dla Unii Europejskiej, podlega karze pozbawienia wolności od 3 miesięcy do lat 5. Podmiot, który narusza powyższy zakaz, jak również pozostałe zakazy, o których mowa w art. 7 ust. 1 rozporządzenia Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) nr 1143/2014 z 22 października 2014 r. w sprawie działań zapobiegawczych i zaradczych w odniesieniu do wprowadzania i rozprzestrzeniania inwazyjnych gatunków obcych, podlega także administracyjnej karze pieniężnej w wysokości do 1 000 000 zł. Powyższe przepisy karne dotyczą również wykonywania czynności objętych niniejszym zezwoleniem z naruszeniem warunków, sposobu, miejsca i czasu ich wykonywania określonych w zezwoleniu,

w tym warunków wykonania czynności niezbędnych do zmniejszenia ryzyka ucieczki lub rozprzestrzenienia się IGO objętego tym zezwoleniem.

Zgodnie z art. 9 ust. 1 ustawy o gatunkach obcych Generalny Dyrektor Ochrony Środowiska, zawiesza albo cofa, w drodze decyzji, niniejsze zezwolenie w przypadku, gdy wystąpiło nieprzewidziane zdarzenie o niepożądanym oddziaływaniu na różnorodność biologiczną lub powiązane usługi ekosystemowe. Zawieszenie albo cofnięcie zezwolenia musi być uzasadnione naukowo, a w przypadku gdy dowody naukowe są niewystarczające - opierać się na zasadzie przezorności.

Zgodnie z art. 10 ust. 2 ustawy o gatunkach obcych, regionalny dyrektor ochrony środowiska, właściwy ze względu na miejsce, w którym znajduje się IGO, przeprowadza na wniosek Generalnego Dyrektora Ochrony Środowiska kontrolę spełniania warunków określonych niniejszym zezwoleniu. Zgodnie z art. 10 ust. 17 ustawy o gatunkach obcych Generalny Dyrektor Ochrony Środowiska cofa zezwolenie, w drodze decyzji, jeżeli podmiot kontrolowany nie usunął uchybień w wyznaczonym terminie.

Zgodnie z art. 130 § 4 Kodeksu postępowania administracyjnego, w związku z art. 127 § 3 Kodeksu postępowania administracyjnego decyzja podlega wykonaniu przed upływem terminu do wniesienia wniosku o ponowne rozpatrzenie sprawy, jeżeli jest zgodna z żądaniem wszystkich stron lub jeżeli wszystkie strony zrzekły się prawa do wniesienia wniosku o ponowne rozpatrzenie sprawy.

Załącznik: Dowód udzielenia zezwolenia na prowadzenie niektórych działań dotyczących IGO stwarzających zagrożenie dla Unii

ANDRZEJ SZWEDA-LEWANDOWSKI
Generalny Dyrektor
Generalny Dyrektor Ochrony Środowiska
/ – podpisany cyfrowo/

Otrzymuje:
Pani Urszula Czarnik
Wydział Bioinżynierii Zwierząt, Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie
ul. Warszawska 117A, 10-719 Olsztyn

Do wiadomości:
Regionalny Dyrektor Ochrony Środowiska w Olsztynie

Potwierdzam zgodność kopii z dokumentem elektronicznym:

Identyfikator dokumentu	110486.569288.870369
Nazwa dokumentu	Generalny Dyrektor.pdf
Tytuł dokumentu	Generalny Dyrektor
Sygnatura dokumentu	DZP-WG.672.208.2022
Data dokumentu	06.09.2022 00:00:00
Skrót dokumentu	AB27EAE6E5BD85EBB23DB8BD1424FF01418C48AF
Wersja dokumentu	1.8
Data podpisu	06.09.2022
Podpisane przez	Andrzej Stefan Szweda-Lewandowski Generalny Dyrektor
Rodzaj certyfikatu	Certyfikat kwalifikowany podpisu elektronicznego
	EZD 3.108.84.84.
Data wydruku:	22.09.2022 14:47:34
Autor wydruku:	Korczak Małgorzata

Małgorzata Korczak

ZAŁĄCZNIK

Unia Europejska – rozporządzenie (UE) nr 1143/2014 w sprawie inwazyjnych gatunków obcych

Dokument służący za dowód udzielenia zezwolenia na prowadzenie niektórych działań dotyczących inwazyjnych gatunków obcych stwarzających zagrożenie dla Unii

Niniejszy dokument musi stale towarzyszyć zezwoleniu i inwazyjnemu gatunkowi obcemu stwarzającemu zagrożenie dla Unii, którego dotyczy (jeden dokument na gatunek na przesyłkę lub zapas)

1. Posiadacz zezwolenia UNIWERSYTET WARMIŃSKO-MAZURSKI W OLSZTYNIE UL. WARSZAWSKA 117A, 10-719 OLSZTYN TEL. 89 523 38 73, E-MAIL: PHLIWA@UWM.EDU.PL	2. Numer zezwolenia PLDZP-WG.672.208.22.MK
3. Nadawca/eksporter (w stosownych przypadkach) NIE DOTYCZY	4. Data udzielenia zezwolenia 6 WRZEŚNIA 2022 R. 5. Okres ważności (w stosownych przypadkach) DO DNIA 31 GRUDNIA 2023 R.
6. Odbiorca/importer (w stosownych przypadkach) NIE DOTYCZY	7. Właściwy organ udzielający zezwolenia GENERALNY DYREKTOR OCHRONY ŚRODOWISKA
8. Przesyłka (lub zapas)	
8a. Gatunek (nazwa systematyczna) TRAWIANKA	8b. Gatunek (nazwa zwyczajowa) PERCCOTTUS GLENII
8c. Kod CN EX 0301 99 17	8d. Opis OSOBNIKI NIE STANOWIĄ PRZESYŁKI ANI ZAPASU, BĘDĄ PRZETRZYMYWANE NA TERENIE LABORATORIUM UNIWERSYTETU WARMIŃSKO-MAZURSKIEGO
8e. Masa netto NIE DOTYCZY	8f. Ilość 1040 OSOBNIKÓW
9. Odstępstwo od ograniczeń na podstawie art. 7 rozporządzenia (UE) nr 1143/2014: ☐ przywóz ☐ tranzyt ■ przetrzymywanie ■ hodowla ■ transport ■ wykorzystywanie lub wymiana ■ zezwalanie na ich rozmnażanie, hodowlę lub uprawę	10. Cel, dla którego udzielono zezwolenia: ■ badania naukowe ☐ ochrona *ex-situ* ☐ produkcja do celów naukowych oraz późniejsze zastosowanie do celów medycznych ☐ inna działalność po otrzymaniu upoważnienia przewidzianego w art. 9 rozporządzenia (UE) nr 1143/2014 (w takim przypadku proszę wypełnić rubrykę 12)

11. Warunki dozwolonych działań

WARUNKI ZEZWOLENIA OKREŚLONO W SENTENCJI DECYZJI

12. Postanowienia określone w upoważnieniu (wyłącznie dla zezwoleń udzielonych zgodnie z art. 9 dotyczącym upoważnień)

NIE DOTYCZY

13. Imię i nazwisko urzędnika zatwierdzającego

ANDRZEJ SZWEDA LEWANDOWSKI

14. Podpis



15. Pieczęć i data

6 WRZEŚNIA 2022 R.

GENERALNA DYREKCJA
OCHRONY ŚRODOWISKA
ul. Wawelska 52/54
00-922 Warszawa