

Ewa Łuszczek-Trojnar*, Ewa Drąg-Kozak*, Włodzimierz Popek*

**BADANIA TEMPA WZROSTU KARASIA SREBRZYSTEGO
(CARASSIUS GIBELIO BLOCH) PODCZAS EKSPOZYCJI NA RÓŻNE
DAWKI OŁOWIU W PASZY ORAZ PODCZAS OKRESU ELIMINACJI**

**STUDY OF GROWTH OF PRUSSIAN CARP (CARASSIUS GIBELIO
BLOCH) DURING VARIOUS PB DOSES DIETBORNE EXPOSITION AND
ELIMINATION PERIODS**

Słowa kluczowe: ołów, karaś srebrzysty, wzrost, kondycja.

Key words: lead, Prussian carp, growth, condition.

Streszczenie

Celem niniejszej pracy było prześledzenie zmian miesięcznych przyrostów masy i długości ciała oraz kondycji karasia srebrzystego podczas długotrwałej ekspozycji na różne dawki ołowiu w paszy i podczas okresu eliminacji metalu z organizmu ryb. 360 niedojrzałych samic podzielono na grupy doświadczalne Pb1, Pb2, Pb3 i Pb4, które żywiono granulatem skażonym różnymi dawkami ołowiu (10, 15, 25 i 50 mg Pb·kg⁻¹) przez dwa okresy ekspozycji – 12 i 18 miesięcy. Po zakończeniu czasu ekspozycji wszystkie ryby zostały poddane okresom eliminacji, które trwały odpowiednio od 12. do 24. miesiąca i od 18. do 24. miesiąca badań – zależnie od wcześniejszej ekspozycji. Podczas eliminacji karasie otrzymywały granulaty kontrolny. Po każdym miesiącu doświadczenia badano masę ciała i długość ciała ryb w każdej grupie doświadczalnej. Obliczano też współczynnik kondycji. Rezultaty wykazały obniżone przyrosty masy ciała u ryb poddanych ekspozycji na ołów: Pb3 – 0,5 g, Pb2 i Pb4 – 0,9 g w stosunku do kontroli 1,8 g. Podczas okresu eliminacji obserwowano zwiększenie przyrostów masy i długości ciała ryb: Pb1-el, Pb2-el i Pb3-el, oraz Pb1 (1,4–3,9 g), co zrekompensowało niższe przyrosty w okresie ekspozycji. Najniższe przyrosty masy i długości ciała odnotowano w grupie ryb eksponowanej na największą dawkę ołowiu Pb4, które wynosiły odpowiednio 0,3 g i 0 cm w okresie eliminacji. Nie obserwowano różnic w kondycji ryb pomiędzy grupami w całym okresie badań.

* **Dr inż. Ewa Łuszczek-Trojnar, dr Ewa Drąg-Kozak, prof. dr hab. Włodzimierz Popek – Katedra Ichtiobiologii i Rybactwa Uniwersytetu Rolniczego w Krakowie, ul. Spiczakowa 6, 30-199 Kraków-Mydlniki; tel.: 12 637 51 76; e-mail: e.trojnar@ur.krakow.pl**

Summary

360 females of Prussian carps in the age of 9 months were located in aquariums 300 dm³ and divided into 4 experimental groups Pb1, Pb2, Pb3 and Pb4, were fed granulated complete mix fodder containing various Pb doses 10, 15, 25 i 50 mg·kg⁻¹. After the period of 12 months of exposition (0–12), fish of all groups were divided into two new groups, of which one was still (0–18 months) fed with the same contaminated fodder (Pb1, Pb2, Pb3 and Pb4), and the second group started the elimination process (12–24 months) and was fed with control fodder (new groups: Pb1-el, Pb2-el, Pb3-el and Pb4-el). After the 18th month of exposition the rest fish started the elimination period (18–24 months). The objective of the study was to determine changes of the average body weight and length, and condition coefficients of Prussian carp during exposition (0–12 and 0–18) and elimination (12–24 and 18–24) periods. Control fish were fed with the control fodder (0.1 mg Pb·kg⁻¹) during the whole study period. The results indicate that control fish showed higher average month body weight increases during exposition period 1.8 g, while the lowest were observed in fish of groups Pb3 0.5 g, Pb2 and Pb4 0.9 g. In the elimination periods higher body weight and length increases were noted in fish Pb1-el, Pb2-el and Pb3-el, and Pb1 (1.4–3.9 g), which compensated lower body growths observed in the exposition period. The lowest body weight and length were noted in fish of Pb4-el group, which were fed the highest Pb doses during 12 months. Only these group fish did not recompense losses of exposition period, and showed the lowest month body weight and length increases 0.3 g and 0 cm during elimination period. Fish of all groups characterized similar condition coefficient providing good form of fish even of lower body weight.

1. WPROWADZENIE

Zanieczyszczenie metalami ciężkimi powietrza, gleby i wód jest ważnym problemem, koncentrującym uwagę całego świata. Na skażenie szczególnie narażone są wody powierzchniowe, do których wraz z opadami atmosferycznymi i ze spływami powierzchniowymi dostaje się większość zanieczyszczeń z powietrza i gleb. Dlatego szczególną troską należy objąć środowisko wodne i monitorować skażenie jego elementów abiotycznych i żywych organizmów. Toksyczne działanie wyższych stężeń niektórych metali ciężkich na organizmy żywe może się negatywnie odbić na całych populacjach. Zwierzęta wodne wykazują zdolność akumulacji metali ciężkich w swoich ciałach przez absorpcję lub wchłanianie [Forster, Wittmann 1981], co jest przyczyną przenoszenia ich z osadów dennych i wody przez drobne bezkręgowce, dalej małe ryby i ryby drapieżne na coraz wyższe poziomy piramidy troficznej, na której szczycie stoi człowiek.

Ołów należy do grupy toksycznych metali, które nie pełnią żadnej funkcji w procesach fizjologicznych organizmów żywych [Adeyeye i in. 1996]. Dostaje się do środowiska wodnego na skutek procesów erozji i spływów powierzchniowych z gleb, atmosfery,

spalin, ścieków przemysłowych, spływów wody deszczowej z ulic i innych powierzchni. Wartości graniczne stężenia ołowiu w wodach powierzchniowych według polskich norm wynoszą średnio $7,2 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ [Rozporządzenie... 2008], dla osadów dennych natomiast $200 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ [Rozporządzenie... 2002] i według raportów z roku 2009 w dopływach Wisły i samej Wiśle mimo nieprzekraczalnych poziomów ołowiu w wodzie obserwowano wysokie stężenia tego metalu w osadach dennych, wynoszące nawet ponad $1800 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ [Raport WIOS 2010].

Ołów z osadów dennych jest łatwo akumulowany przez bytujące tam bezkręgowce. O ile normalny poziom ołowiu w tkankach bezkręgowców z niezanieczyszczonych środowisk nie przekracza $1 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ s.m., o tyle w środowiskach zanieczyszczonych może wynosić nawet $792 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ s.m. [Farag i in. 1994, 1999]. Bezkręgowce te stanowiąc pokarm wyższych ogniw piramidy troficznej stają się źródłem skażenia ryb metalami ciężkimi [Czarnecki 1985, Loring, Prosi 1986], w tym ołowiem. Wiadomo, że ten metal łatwo akumuluje się w takich tkankach ryb, jak: kość, skrzela, nerki, wątroba czy łuski [Dallas, Day 1993]. Ołów przenika barierę krew – mózg i dlatego bardzo szybko może wywołać różne szkodliwe skutki w odniesieniu do kondycji, zdrowia i życia ryb.

Celem prezentowanej w niniejszym artykule pracy było prześledzenie zmian miesięcznych przyrostów masy i długości ciała oraz kondycji karasia srebrzystego podczas długotrwałej ekspozycji ryb na różne dawki ołowiu w paszy i podczas okresu eliminacji metalu z organizmu ryb.

2. MATERIAŁ I METODY

Materiał badawczy stanowiło 360 samic karasi srebrzystych – *Carassius gibelio* B., które umieszczono w 300-litrowych akwariach, w wodzie o średniej temperaturze 17°C i pH 7,7, zawierającej tlen rozpuszczony w ilości $10,5 \text{ mg}\cdot\text{O}_2\cdot\text{l}^{-1}$, o twardości ogólnej $127 \text{ mg CaCO}_3\cdot\text{l}^{-1}$. Dodatkowo woda była napowietrzana i filtrowana. Przed rozpoczęciem właściwego eksperymentu, przeprowadzono okres 4-miesięcznej adaptacji ryb do warunków akwariów, podczas którego wszystkie ryby były żywione paszą kontrolną (stężenie ołowiu wynosiło $0,113 \text{ mg Pb}\cdot\text{kg}^{-1}$). W momencie rozpoczęcia ekspozycji wiek ryb wynosił 9 miesięcy. Ryby podzielono na grupy doświadczalne Pb1, Pb2, Pb3 i Pb4, które żywiono granulatem skażonym różnymi dawkami ołowiu ($10, 15, 25$ i $50 \text{ mg Pb}\cdot\text{kg}^{-1}$) przez dwa okresy ekspozycji 0–12 i 0–18 miesięcy. Granulat jako pełnoporcjowa pasza dla karasi został wykonany na zamówienie w Instytucie Ichtibiologii i Akwakultury PAN w Gołyszcu.

Po zakończeniu czasu ekspozycji wszystkie ryby zostały poddane eliminacji w okresach, które trwały odpowiednio od 12. do 24. miesiąca i od 18. do 24. miesiąca badań – zależnie od wcześniejszej ekspozycji (tab. 1). Podczas eliminacji karasie otrzymywały granulaty kontrolny. Przez cały okres trwania badań ryby były karmione 1 raz dziennie w dawce stanowiącej 3% ich masy ciała. Prowadzono kontrolę wyjadania paszy.

Tabela 1. Schemat doświadczeń, podział grup, okresów ekspozycji i eliminacji**Table 1.** Scheme of investigation, groups division, exposition and elimination periods

Okres badań [miesiące]	Grupy	Ekspozycja
0 – 24	Kontrola	Granulat kontrolny (0,1 mg Pb·kg ⁻¹)
0 – 12 ekspozycja exposition	Pb1 Pb2 Pb3 Pb4	10 mg·kg ⁻¹ 15 mg·kg ⁻¹ 25 mg·kg ⁻¹ 50 mg·kg ⁻¹
0 – 18 ekspozycja exposition	Pb1 Pb2 Pb3 Pb4	10 mg·kg ⁻¹ 15 mg·kg ⁻¹ 25 mg·kg ⁻¹ 50 mg·kg ⁻¹
12 – 24 eliminacja	Pb1-el Pb2-el Pb3-el Pb4-el	Granulat kontrolny (0,1 mg Pb·kg ⁻¹)
18 – 24 eliminacja	Pb1 Pb2 Pb3 Pb4	Granulat kontrolny (0,1 mg Pb·kg ⁻¹)

Po 12. miesiącach ekspozycji każdą grupę doświadczalną podzielono na dwie części, z których pierwszą część grupy nadal karmiono granulatem skażonym, aż do 18. miesiąca (grupy Pb1, Pb2, Pb3 i Pb4), a dodatkowe grupy ryb (Pb1-el, Pb2-el, Pb3-el i Pb4-el) od tego momentu aż do końca badań otrzymywały paszę kontrolną. Grupy Pb1, Pb2, Pb3 i Pb4 po upływie 18. miesiąca również zostały poddane procesowi eliminacji i do końca doświadczenia, do 24. miesiąca badań, otrzymywały granulaty kontrolny (tab. 1).

Woda w akwariach była zmieniana co 2 tygodnie. Kilukrotnie podczas badań wykonywano analizę stężenia Pb w wodzie i pobranym z dna akwariów osadzie, powstającym jako pozostałość resztek paszy i ekskrementów ryb.

Pobór próbek do analizy odbywał się w dniu zmiany wody, po dwutygodniowym jej użytkowaniu przez ryby. Przed analizą osady denne poduszono w temperaturze 50°C, przez dwie doby. Następnie odważone próbki poddawano mineralizacji w obecności kwasu azotowego, przy wykorzystaniu mineralizatora Velp 20/26. Następnie oznaczano poziom Pb metodą absorpcji atomowej przy użyciu spektrometru Unicam 929.

Po każdym miesiącu doświadczenia badano masę ciała i długość ciała ryb w każdej grupie doświadczalnej. Podczas manipulacji ryby były znieczulane w roztworze Propiscinu (20 ml w 10 ml wody). Masę ciała badano indywidualnie u każdej z odłowionych ryb, z dokładnością do 0,1 g. Mierzono długość całkowitą t.j. (*longitudo totalis*) od najbardziej wysuniętej części pyska do końca płetwy ogonowej.

W celu obliczenia istotności różnic w masie i długości ciała, a także różnic w koncentracji Pb w pobranych do analizy próbkach osadów dennych pomiędzy poszczególnymi grupami doświadczalnymi wykorzystano metodę Mann'a-Whitney'a.

Na podstawie uzyskanych danych obliczono średnie miesięczne przyrosty masy ciała i długości ciała karasi.

Współczynniki kondycji K obliczano według wzoru:

$$K = W \times 100 \cdot L^{-3}$$

gdzie:

W – średnia jednostkowa masa ryb,

L – średnia jednostkowa długość ciała.

Podczas codziennego karmienia karasi obserwowano ich zachowanie, apetyt i stan.

3. WYNIKI I DYSKUSJA

Zaobserwowano łatwość przystosowania ryb do nowych warunków i paszy. Śmiertelność ryb w okresie adaptacji wyniosła 6%, a największe jej natężenie obserwowano na początku okresu adaptacji. Podczas dalszych badań śmiertelność ryb nie przekroczyła 3% i nie stwierdzono różnic parametrów przeżywalności ryb pomiędzy grupami doświadczalnymi. Ryby znajdowały się w dobrej kondycji zdrowotnej i żywo reagowały na paszę, którą chętnie pobierały we wszystkich grupach doświadczalnych.

Badanie wody pobranej z akwariów przed wymianą wykazało, że nie zawiera ona ołowiu. Badania osadu z dna akwarium wykazały natomiast dużą koncentrację ołowiu, zależne od dawek (tab. 2).

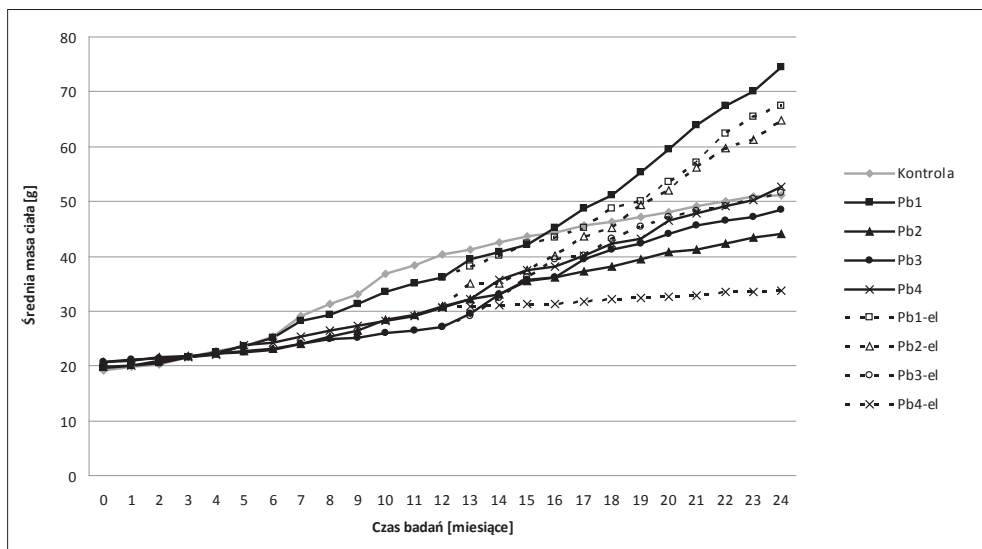
Tabela 2. Średnie stężenie ołowiu [$\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$] \pm SE w osadach dennych akwariów w poszczególnych grupach ryb podczas ekspozycji na różne dawki ołowiu w podawanym granulacie

Table 2. Mean Pb concentration [$\text{mg} \times \text{kg}^{-1}$] \pm SE in bottom sediments of aquariums in particular groups exposed to various lead dietborne doses

Kontrola	Pb1	Pb2	Pb3	Pb4
2,84 \pm 0,2	13,74 \pm 0,8	24,21 \pm 2,3	30,88 \pm 3,0	71,80 \pm 4,4

Osad w akwariach zajmowanych przez ryby z grup doświadczalnych charakteryzowała obecność ołowiu w stężeniach istotnie wyższych ($p < 0,001$) niż w akwarium ryb kontrolnych. Istotne były też różnice koncentracji Pb w osadach pomiędzy grupami doświadczalnymi $p < 0,01$, z wyjątkiem grup Pb2 i Pb3, które nie różniły się statystycznie istotnie. Wprawdzie ta duża koncentracja metalu przy dnie nie wpływała na zanieczyszczenie wody, lecz mogła stać się przyczyną powtórnego skażenia ryb odżywiających się przy dnie i w związku z tym stale narażonych na kontakt z zanieczyszczonym osadem. Częsta wymiana wody zapobiegła niepożądanemu dodatkowemu pobieraniu przez ryby ołowiu pochodzącego z ich ekskrementów i resztek niestrawionej paszy.

Do 15. miesiąca badań największą masę ciała obserwowano w grupie kontrolnej, a po tym czasie w grupie Pb1, eksponowanej na najmniejszą z dawek, tj. 10 mg Pb·kg⁻¹ paszy. Największą średnią masę ciała stwierdzono u ryb grup Pb2, Pb3 i Pb4, otrzymujących większe dawki ołowiu (rys. 1). Istotne różnice ($p < 0,05$) średniej jednostkowej masy ciała badanych ryb zaobserwowano po 12. miesiącach ekspozycji pomiędzy grupą kontrolną i grupami Pb3 i Pb4 oraz pomiędzy grupą Pb1 i grupami Pb3 oraz Pb4. Po 18. miesiącach ekspozycji nie odnotowano żadnych istotnych różnic w masie ciała pomiędzy grupami, co może świadczyć, że ryby starsze, w wieku 2 lat, z lepiej wykształconym systemem odpornościowym, pomimo stałej ekspozycji wyrównały wcześniejsze słabsze przyrosty.

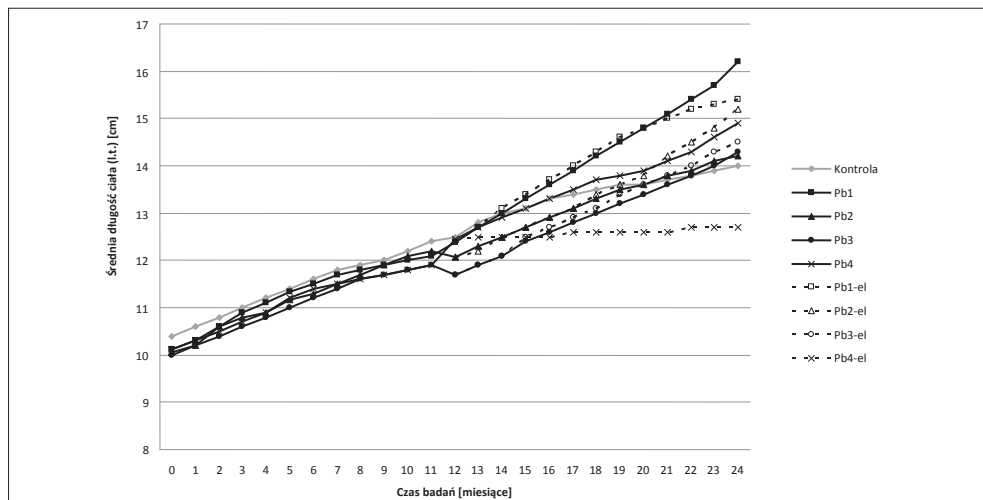


Rys. 1. Porównanie średniej jednostkowej masy ciała ryb w poszczególnych grupach doświadczalnych podczas 24. miesiący całego okresu badań

Fig. 1. Comparison of average body weight of fish in experimental groups during 24-months study period

Po 24. miesiącach doświadczenia obserwowano istotnie większą masę ciała ($p < 0,05$) w grupach Pb1, Pb1-el i Pb2-el w stosunku do kontroli i pozostałych grup doświadczalnych oraz istotnie większą średnią długość ciała w grupie Pb1 w stosunku do kontroli oraz pozostałych grup (rys. 2).

Najwyższe średnie miesięczne przyrosty masy ciała w całym okresie badań obserwowano w grupie Pb1, natomiast w poszczególnych okresach badawczych podczas ekspozycji 0–12 miesięcy odnotowano w grupie kontrolnej najwyższe średnie miesięczne przyrosty masy ciała ryb 1,8 g (tab. 3).



Rys. 2. Porównanie średniej jednostkowej długości ciała l.t. [cm] w poszczególnych grupach doświadczalnych podczas 24 miesięcy całego okresu badań

Fig. 2. Comparison of average body length l.t. in experimental groups of fish during 24-months study period

Tabela 3. Porównanie średnich miesięcznych przyrostów masy ciała [g] w poszczególnych okresach ekspozycji na różne dawki ołowiu i okresach eliminacji ołowiu z organizmu ryb

Table 3. Comparison of mean month body weight increases [g] in exposition and elimination periods

Okresy badawcze	Kontrola	Pb1	Pb2	Pb3	Pb4	Pb1-el	Pb2-el	Pb3-el	Pb4-el
0–24	1,3	2,3	1,0	1,2	1,4	x	x	x	x
0–12	1,8	1,4	0,9	0,5	0,9	x	x	x	x
0–18	1,5	1,7	1,0	1,1	1,2	x	x	x	x
12–24	0,9	3,2	1,1	1,8	1,8	2,6	2,8	2,0	0,3
18–24	0,8	3,9	1,0	1,2	1,7	3,1	3,3	1,4	0,3

x – wypełnienie nie było możliwe.

Podczas okresów eliminacji najwyższe przyrosty stwierdzono u ryb z grupy Pb1-el i Pb2-el, odpowiednio 3,1 i 3,3 g, oraz z grupy Pb1, w której ryby podczas 6-miesięcznego okresu eliminacji wykazały przyrosty miesięczne na poziomie 3,9 g. Daje się w ten sposób zauważyć widoczny efekt reakcji ryb poprawą przyrostów na ustanie ekspozycji. Ołów blokując syntezę hemoglobiny może powodować anemię ryb [Srebočan i in. 2001], a przez powodowanie zmian fizjologicznych w organizmie może pośrednio skutkować zahamowaniem przyrostów ciała [Woodward i in. 1994]. Tak różna reakcja w przyrostach masy i długości ciała ryb w grupach Pb1 i Pb2, ekspozowanych na 10 i 15 mg Pb·kg⁻¹, może świadczyć

o istnieniu granicy poziomu Pb w paszy, do której ryby nie wykazują negatywnych reakcji w przyrostach ciała. Ekspozycja grupy Pb1 na dawkę 10 mg Pb w paszy przez 18 miesięcy nie przeszkodziła osiągnąć rybom tej grupy największych obserwowanych przyrostów. Być może ekspozycja na dawkę ołowiu poniżej 15 mg·kg⁻¹ oddziałuje stymulująco na rozwój układu odpornościowego tak, że mimo obecności w organizmie ryb tego metalu, osiągają większe przyrosty ciała. Ostatecznie efekt długotrwałej 18 miesięcznej ekspozycji na subletalną dawkę 10 mg·kg⁻¹ był zupełnie odmienny od obserwowanego wcześniej efektu krótszej ekspozycji, od 1 do 12 miesięcy. Dlatego prawdopodobnie stosując subletalne stężenia Pb w wodzie Saima Naz i wsp. [2008] wykazał istotny wpływ Pb na obniżenie przyrostów masy i długości ciała trzech gatunków ryb karpiovatych po 30-dniowym eksperymencie.

Największe średnie długości ciała l.t. w pierwszym okresie badań 0–12 miesięcy obserwowano u ryb w grupie kontrolnej – do 12,5 cm, a w drugim roku w grupie Pb1 – 16,2 cm oraz Pb1-el – 15,4 cm (rys. 2). Najmniejsze wartości średniej długości ciała po 24 miesiącach badań odnotowano w grupach Pb2 i Pb3, a także Pb4-el, odpowiednio: 14,2 cm, 14,3 cm i 12,7 cm. Analiza statystyczna nie wykazała żadnych istotnych różnic w długości ciała ryb pomiędzy grupami doświadczalnymi i kontrolą.

Średnie miesięczne przyrosty długości ciała ryb w poszczególnych grupach były raczej wyrównane pomiędzy grupami lub tylko nieznacznie się różniły. Brak widocznych przyrostów zaobserwowano podczas okresu eliminacji w grupie Pb4-el, czego skutkiem była obserwowana najmniejsza średnia długość ciała w tej grupie w 24 miesiącu badań. W innych grupach doświadczalnych ryby po zakończeniu ekspozycji na ołów od 12. miesiąca reagowały zwiększeniem średnich miesięcznych przyrostów długości ciała z 0,1 do 0,2 cm w grupie Pb3-el, z 0,2 do 0,3 cm w grupie Pb1 i Pb2-el (tab. 4).

Tabela 4. Porównanie średnich miesięcznych przyrostów długości ciała l.t. [cm] w poszczególnych okresach ekspozycji na różne dawki ołowiu i okresach eliminacji ołowiu z organizmu ryb

Table 4. Comparison of mean month body length l.t. increases [cm] in exposition and elimination periods

Okresy ekspozycji	Kontrola	Pb1	Pb2	Pb3	Pb4	Pb1-el	Pb2-el	Pb3-el	Pb4-el
0–24	0,2	0,3	0,2	0,2	0,2	x	x	x	x
0–12	0,2	0,2	0,2	0,1	0,2	x	x	x	x
0–18	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	x	x	x	x
12–24	0,1	0,3	0,2	0,2	0,2	0,3	0,3	0,2	0,0
18–24	0,1	0,3	0,2	0,2	0,2	0,2	0,3	0,2	0,0

Współczynniki kondycji K badano każdego miesiąca i na ich podstawie obserwowano brak negatywnych efektów na dobrostan ryb podczas ekspozycji na ołów i okresu eliminacji. Nawet u ryb grupy Pb4-el w 24. miesiącu badań, mimo najmniejszej masy ciała ryb odnotowano wzrost

wartości współczynników kondycji, świadczący o dobrej formie ryb. Zmianę współczynników kondycji w 6-miesięcznych okresach w grupach doświadczalnych przedstawiono w tabeli 5.

Tabela 5. Porównanie współczynników kondycji ryb podczas badań

Table 5. Comparison of condition coefficients of fish during the study period

Terminy badań	Kontrola	Pb1	Pb2	Pb3	Pb4	Pb1-el	Pb2-el	Pb3-el	Pb4-el
0	1,7	1,9	2,0	2,1	1,9	x	x	x	x
6	1,6	1,7	1,6	1,6	1,6	x	x	x	x
12	2,1	1,9	1,8	1,7	1,6	1,9	1,8	1,7	1,6
18	1,9	1,8	1,6	1,9	1,6	1,7	1,9	1,9	1,6
24	1,9	1,8	1,5	1,7	1,6	1,8	1,8	1,7	1,7

4. WNIOSKI

Porównanie zarówno przyrostów masy ciała, długości ciała, jak i współczynników kondycji ryb, pomiędzy rybami z grup doświadczalnych wskazuje na brak negatywnego wpływu podawanego ołowiu na parametry ichtiologiczne podczas całego okresu badań. Średnie miesięczne przyrosty masy ciała w okresie od 0 do 24. miesięcy wahały się od 1,0 g w grupie Pb2 do 2,3 g w grupie Pb1. Jednak analizując średnie miesięczne przyrosty z rozróżnieniem na okresy ekspozycji ryb na ołów (0–12 i 0–18 miesięcy) i eliminacji (12–24 i 18–24 miesięcy) można zaobserwować wyraźnie mniejsze wartości w okresach ekspozycji. Ryby rozpoczynające doświadczenie znajdowały się w pierwszym roku życia, kiedy wciąż jeszcze trwa dojrzewanie i rozwój układu odpornościowego karasia. Być może młode ryby były wrażliwe na większe koncentracje ołowiu, istotnie obniżając przyrosty masy ciała do 12. miesiąca ekspozycji.

Dawka ołowiu 10 mg Pb·kg⁻¹ paszy zastosowana w grupie Pb1 nie spowodowała negatywnych zmian w przyrostach masy ciała, a nawet w drugim roku badań ryby te osiągnęły masę ciała większą od kontroli. Być może niewielkie ilości ksenobiotyku podawane przez okres 12. miesięcy zastymulowały szybszy rozwój układu odpornościowego i obserwowano efekt wyższych przyrostów w drugim roku badań. Potwierdzają to współczynniki kondycji, które w drugim roku badań utrzymywały się wysokim poziomie w Pb1 (tab. 5).

W okresie eliminacji (12–24 miesiące i 18–24 miesiące) w grupach doświadczalnych daje się zauważyć większe średnie miesięczne przyrosty masy ciała niż w grupie kontrolnej (tab. 3), czym ryby doświadczalne po ustaniu ekspozycji na ołów rekompensują wcześniejsze mniejsze przyrosty. Ostatecznie zarówno wartości średniej masy ciała, jak i długości ciała, obserwowane po 24. miesiącach doświadczenia są porównywalne w grupach doświadczalnych i w grupie kontrolnej.

Badania zostały częściowo sfinansowane z projektu badawczego nr N311 012 31/3829 Ministerstwa Nauki i Szkolnictwa Wyższego w Polsce.

PIŚMIENICTWO I AKTY PRAWNE

- ADEYEYE E.I., AKINYUGHA N.J., FESOBI M.E., TENABE O. 1996. Determination of some Metals in *Clarias ariepinus* (Cuvier and Vallenciennes), *Cyprinus carpio* (L) and *Oreochromis niloticus*(L) fishes in a polyculture fresh water pond and their Environments. *Aquaculture* 147(3–4): 205–214.
- CZARNEZKI J.M. 1985. Accumulation of Lead in Fish from Missouri Streams Impacted by Lead Miting *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 34: 736–745.
- DALLAS H.F., DAY J.A. 1993. The effect of water quality variables on riverine ecosystems: a review. Water Research Commission Report TT61.93. Pretoria, South Africa.
- FARAG A.M., BOESE C.J., WOODWARD D.F., BERGMAN H.C. 1994. Physiological changes and tissue metal accumulation in rainbow trout exposed to foodborne and waterborne metals. *Environ. Toxicol. Chem.* 13: 2021–2029.
- FARAG A.M., WOODWARD D.F., BRUMBAUGH W., GOLDSTEIN J.N., MACCONNEL E., HOGSTRAND C., BARROWS F.T. 1999. Dietary effects of metal-contaminated invertebrates from the Coeur d'Alene River, Idaho, on cutthroat trout. *Trans. Am. Fish. Soc.* 128: 578–592.
- FÖRSTNER U., WITTMANN G.T.W. 1981. Metal pollution in the aquatic environment. Springer, Berlin Heidelberg New York, wyd. 2: 486.
- LORING D.H., PROSI F. 1986. Cadmium and lead cycling between water, sediment, and biota in an artificially contaminated mud flat on Borkum (FRG). *Wat Sci Tech.* 18, Plymouth: 131–139.
- Raport WIOŚ.** 2010. Ocena zanieczyszczenia osadów rzek i jezior w 2009 roku, <http://eko-infonet.gios.gov.pl/osady/mapa/Programy/2009.pdf>
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 20 sierpnia 2008 r. w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych** (Dz. U. Nr 162, poz. 1008).
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 16 kwietnia 2002 r. w sprawie rodzajów oraz stężeń substancji, które powodują, że urobek jest zanieczyszczony** (Dz. U. Nr 55, poz. 498).
- SAIMA N., JAVED M., HAYAT S., ABDULLAH S., BILAL M., SHAUKAT T. 2008. Long term effects of lead (Pb) toxicity on the growth performance, nitrogen conversion ratio and yield of major carps. *Pak. J. Agri. Sci.* 45(3): 53–58.
- SREBOČAN E., POMPE-GOTAL J., PREVANDAR-CRNIČ A., ŠPACIR Z. 2001. Effect of sublethal lead concentrations in feed on δ-aminolevulinic acid dehydratase activity in young carp. *Vet. Arch.* 71(6): 337–344.
- WOODWARD D.F., BRUMBAUGH W.G., DELONAY A.J., LITTLE E.E. AND SMITH C.E. 1994. Effects on rainbow trout fry of a metals-contaminated diet of benthic invertebrates from the Clark Fork River, Montana. *Trans. Amer. Fish. Soc.* 123(1): 51–62.