

ANETA BYLAK*

**WPLYW NISKICH BARIER NA ICHTIOFAUNĘ
– PRZYKŁADY Z POTOKÓW KARPACKICH**

EFFECTS OF A SMALL BARRIERS ON THE ICHTHYOFAUNA
– EXAMPLES FROM THE CARPATHIAN STREAMS

Katedra Ekologii i Biologii Środowiska
Uniwersytet Rzeszowski
ul. Zelwerowicza 4, 35-601 Rzeszów

ABSTRACT

Compared to large dams, relatively small barriers have negative effects on the stream ecosystem, particularly at a local scale. Besides this, in small streams, the impact of several such structures may usually be multiplicative. The aim of the study was the assessment of effects of the low hydro-technical structures and natural barriers on ichthyofauna composition and density in selected Carpathian streams. A decrease in the abundance or even disappearance of fish was caused by the presence of low barriers in the beds of the streams. Small anthropogenic barriers, such as weir-chutes, culverts and ford crossings, as well as anti-rubble weir remnants were analysed. All these structures were impassable obstacles preventing upstream fish migration. In addition to these low artificial constructions, the movement of stream fish can also be hindered by natural barriers. However, in contrast to man-made dams, obstacles of natural origin are destroyed pretty quickly. Even beaver dams, although they are solid structures, break at high water levels, and fish can move upstream.

Key words: fish, baffled chute, culvert, ford crossing, anti-rubble weir, large woody debris.

* Autor do korespondencji: abylak@ur.edu.pl

1. WSTĘP

W wyniku działalności człowieka ekosystemy wód płynących podlegają stresom (Welcomme i inni 1989). Najważniejsze czynniki antropogeniczne wywołujące zmiany w ekosystemach potoków karpackich to zanieczyszczenia wód, zmiany sposobu gospodarowania w zlewni, zabudowa cieków, regulacje, pobór kruszywa z koryt, a także eksploatacja populacji ryb (Kukuła i Bylak 2011). Znaczącą rolę w degradacji potoków ma także gospodarka leśna. Koryta wielu cieków wykorzystywano w przeszłości jako drogi transportu ściętych drzew, co zniszczyło wiele siedlisk ryb i bezkręgowców (Kukuła i Szczęsny 2000). Wyręb drzew, zrywka i transport drewna ciężkim sprzętem wymaga odpowiedniej infrastruktury drogowej, w tym obiektów umożliwiających przekraczanie potoków, tj. przepustów czy betonowych przejazdów przez potoki (Kulak i Barszcz 2008, Bylak i Kukuła 2018).

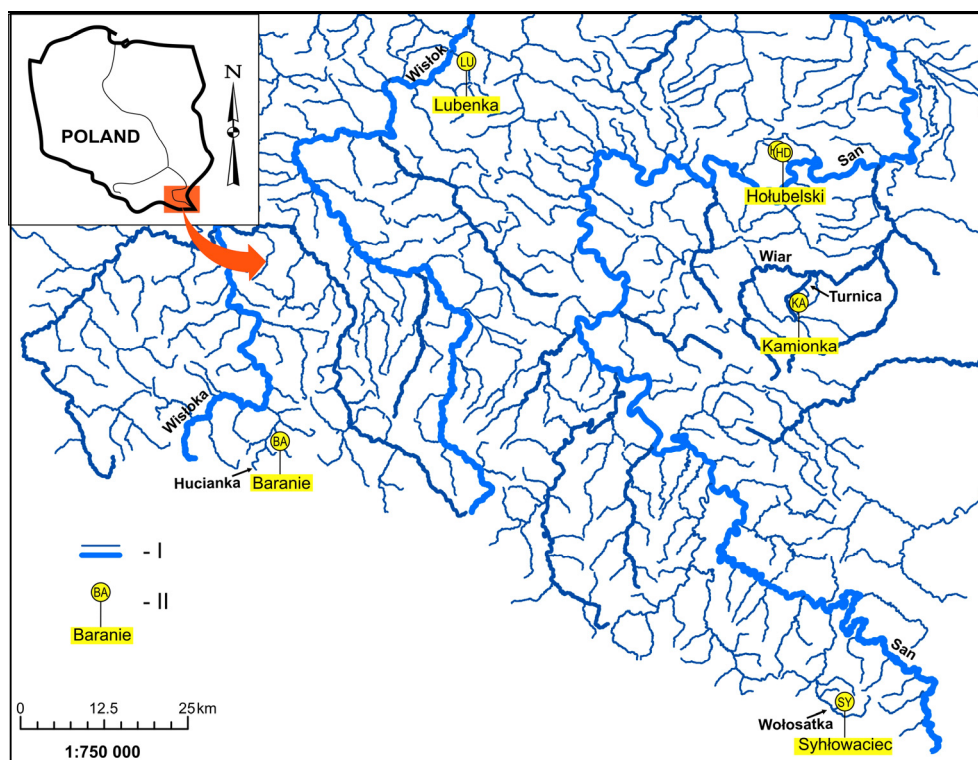
Kolejne zagrożenia dla prawidłowego funkcjonowania zespołów ryb wód płynących to regulacje potoków, obejmujące także budowę progów przeciurumowiskowych czy innych obiektów do „stabilizacji dna” (Bylak i inni 2009, Radecki-Pawlik i inni 2017). Tego typu nieduże bariery powodują, podobnie jak zbiorniki zaporowe (Allan i Flecker 1993), zmiany środowiskowe zarówno poniżej, jak i powyżej danego obiektu (Bylak i Kukuła 2018). Jednakże skala i zasięg ich oddziaływania, w porównaniu do tamy zbiornika zaporowego, są znacznie mniejsze (Kukuła 2003, Kukuła i Bylak 2011). Niskie bariery wpływają na ekosystem potoku w skali lokalnej, chociaż skutki ich oddziaływania mogą być zwielokrotnione w sytuacji, gdy w potoku znajduje się kilka tego typu barier (Bylak i inni 2017).

W karpackiej części dorzecza Wisły powstały po II wojnie światowej, obok kilkunastu dużych zapór, setki mniejszych progów i przegród (Dynowska i Maciejewski 1991, Wiśniewolski i inni 2004), zaś liczba niedrożnych przepustów pod drogami czy betonowych przejazdów przez potoki jest trudna do oszacowania. Tego typu przeszkody w istotny sposób zmieniają ichtiofaunę (Kukuła 2006, Bylak 2017). Obok niskich barier antropogenicznych, przemieszczanie się ryb w potokach mogą częściowo utrudniać również bariery naturalne, tj. tamy budowane przez bobra europejskiego *Castor fiber* L. (Bylak i inni 2014, Bylak i Kukuła 2018) czy też nagromadzenie grubego rumoszu drzewnego w korycie (Bylak 2017). Celem badań była ocena wpływu niskiej zabudowy hydrotechnicznej oraz barier pochodzenia naturalnego na skład gatunkowy i relatywna liczebność ryb w wybranych potokach karpackich.

2. TEREN BADAŃ

Badane potoki karpackie (Rys. 1) to w większości małe ciekі płynące przez obszary leśne. Każdy z nich był przegrodzony antropogeniczną lub naturalną barierą (Fot. 1a–f) całkowicie blokującą możliwości przemieszczeń ryb w górę potoków (Tab. 1).

Lubenka (nazywana także Lubenią) jest potokiem wyżynnym o długości 16,6 km i powierzchni zlewni 47,82 km². Jest dopływem rzeki Wisłok (lewostronny dopływ Sanu). Obszar zlewni Lubenki obejmuje fragment Pogórza Dynowskiego, a badany odcinek zlokalizowany był na wysokości ok. 220 m n.p.m. w strefie zabudowy wsi Lubenia. W 1970 r. dolna część Lubenki została podzielona przez betonowe bystrze typu Peterki (Fot. 2a, Tab. 1), o długości 22 m i wysokości 4 m.



Rys. 1. Mapa obszaru badań z zaznaczonymi odcinkami badanych potoków; I – rzeki i potoki, II – badane potoki z zaznaczonymi odławianymi odcinkami. W potoku Holubelskim badano dwa odcinki: HD – odcinek dolny, HG – odcinek górny.

Fig. 1. Map of the study area indicating surveyed stream reaches; I – rivers and streams, II – streams with indicated surveyed reaches. Two stream reaches were sampled in the Holubelski Stream: HD – lower reach of the stream, HG – upper reach of the stream.

Tabela 1. Charakterystyka morfometryczna barier uniemożliwiających przemieszczanie się ryb w górę rzeki.

Table 1. Morphometric characteristics of impassable barriers to upstream fish movement.

Rodzaj bariery / Type of the barrier	Potok (Rzeka główna) / Stream (Main river)	Materiał / Material	Wysokość progu / Height of the weir [m]
Bystrze typu Peterki / Peterka type baffled chute	Lubienka (Wisłok)	beton / concrete	4,0
Przepust / Culvert	Baranie (Hucianka)	beton / concrete	1,0
Bród / Ford crossing	Hołubelski (San)	beton / concrete	1,5
Rumowisko skalne / Rocky debris	Kamionka (Turnica)	kamienie / stones	1,0
Tama bobrowa / Beaver dam	Syhlówaciec (Wołosatka)	drewno / wood	2,0
Gruby rumosz drzewny / Large woody debris	Hołubelski (San)	drewno / wood	1,0

Baranie jest potokiem podgórskim o długości 6 km i powierzchni zlewni 7,72 km². Płyne on przez obszar Magurskiego Parku Narodowego, w środkowej części Beskidu Niskiego. Baranie jest prawym dopływem Hucianki, która z kolei wpływa do Wilszni (prawostronny dopływ Wisłoki). Zlewnia potoku jest zalesiona, a badany odcinek zlokalizowany był na wysokości ok. 450 m n.p.m. Obiektem zaburzającym ciągłość ekologiczną potoku był przepust okularowy (Fot. 2b, Tab. 1), poniżej którego koryto wyłożono betonowymi belkami.

Hołubelski (nazywany także Hołublą) jest strumieniem podgórskim o długości 6 km i powierzchni zlewni 8,68 km². Płyne przez tereny zalesione na obszarze Pogórza Dynowskiego. To bezpośredni dopływ Sanu. Do roku 2011 w potoku obecne były liczne obiekty związane z infrastrukturą drogową, tj. brody z płyt betonowych i przepusty okularowe. W niniejszej pracy zanalizowano jeden z betonowych brodów, poniżej którego w wyniku erozji dna utworzył się próg stanowiący barierę dla ryb przemieszczających się w górę (Fot. 2c, Tab. 1). W środkowej części potoku Hołubelskiego obecna była także naturalna bariera z grubych pni drzew (Fot. 2f, Tab. 1).

Kamionka to potok podgórski o długości 3,24 km i powierzchni zlewni 2,96 km². Płyne przez tereny zalesione na obszarze Pogórza Przemyskiego. Jest dopływem potoku Turnica (prawostronny dopływ Wiaru). W potoku

Kamionka szczelną barierą dla ryb był wodospad będący pozostałością po zaporze przeciwrumowiskowej (Fot. 2d, Tab. 1).

Syhłowaciec (lokalna nazwa ciek, na większości map potok bezimienny) płynie przez podmokłe, górskie łąki w Bieszczadzkim Parku Narodowym. Jego długość wynosi 1,5 km a powierzchnia zlewni ok. 0,5 km². Jest prawostronnym dopływem Wołosatki. Kluczową dla drożności zabudowanego przez bobry potoku Syhłowaciec barierą, była jedna z 23 istniejących w potoku tam bobrowych (Fot. 2e, Tab. 1). Pozostałe tamy bobrowe w Syhłowaciu były barierami półprzepuszczalnymi, okresowo umożliwiającymi przemieszczanie się ryb (Bylak i inni 2014).

3. MATERIAŁ I METODY

W każdym badanym potoku (Rys. 1), wyznaczono po 2 stanowiska badawcze, odpowiednio powyżej i poniżej zidentyfikowanej fizycznej bariery. Brodząc w górę potoku, odławiano odcinki o długości od 150 m do 300 m. Końcowym punktem stanowisk zlokalizowanych poniżej barier była sama bariera, natomiast punkt początkowy odłowów na odcinkach górnych zlokalizowany był tuż powyżej przeszkód. Ryby łowiono w okresie między 15 sierpnia a 30 września. Analizowane dane pochodzą z różnych lat (Kamionka – 2009; Hołubelski – 2011; Syhłowaciec – 2012; Baranie – 2015; wyżej położony odcinek Hołubelskiego i Lubenka – 2016). Ryby łowiono za pomocą elektrycznego urządzenia połowowego Hans Grassl GmbH IG 600 (350 V; 3,5 A; 20–100 Hz), z zastosowaniem metody pojedynczego odłowu. Odłowy prowadził zawsze ten sam, czteroosobowy zespół badawczy, łowiono na całej szerokości koryta używając jednego anodoczerpaka. Po zidentyfikowaniu i zmierzeniu długości całkowitej (z dokładnością do 1 mm) wszystkie złowione ryby wypuszczano w miejscu złowienia. Na każdym stanowisku mierzono długość obławianego odcinka, oraz obliczano jego średnią szerokość. Na tej podstawie obliczano powierzchnię stanowiska badawczego. Liczbę złowionych ryb przeliczono na 100 m² (Tab. 2).

4. WYNIKI

Ichtyofauna potoku **Lubenka** reprezentowana była przez 4 gatunki: pstrąga potokowego *Salmo trutta* m. *fario* L., śliza *Barbatula barbatula* (L.), strzeblę potokową *Phoxinus phoxinus* (L.) oraz kielbia *Gobio gobio* (L.). Na odcinku powyżej bystrza złowiono tylko pięć pstrągów potokowych, zaś poniżej przeszkody relatywna liczebność pstrągów wynosiła ~16 osobn. na 100 m² (Tab. 2), a duże osobniki (TL > 20 cm) były tu liczne. Największa ryba miała długość całkowitą (TL) 30,6 cm. Strzeble potokowe złowione powyżej bariery były małe, przeważały osobniki o długości < 5 cm. Poniżej bystrza strzeble były 20-krotnie bardziej liczne (Tab. 2).

Tabela 2. Liczebność (N) i zagęszczenie (N_{100}) [osobn. 100 m⁻²] gatunków ryb złowionych w badanych potokach; * położenie odcinka potoku względem bariery: A – powyżej, B – poniżej; nazwy zwyczajowe gatunków ryb zamieszczono w Tabeli 3.

Table 2. Abundance (N) and density (N_{100}) [indiv. 100 m⁻²] of fish species in the surveyed streams; * location of the stream reach relative to the barrier: A – above, B – below; common names of fish species are shown in Table 3.

Potok (odcinek) / Stream (reach)	Położenie stanowiska / Site location*	Gatunek / Species											
		<i>Cottus poecilopus</i>		<i>Salmo trutta m. fario</i>		<i>Barbatula barbatula</i>		<i>Phoxinus phoxinus</i>		<i>Gobio gobio</i>		Razem / Total	
		N	N_{100}	N	N_{100}	N	N_{100}	N	N_{100}	N	N_{100}	N	N_{100}
Lubenska (LU)	A	-	-	5	0,8	-	-	79	12,3	-	-	84	13,1
	B	-	-	14	15,6	3	3,3	229	254,4	1	1,1	247	274,4
Baranie (BA)	A	60	30,0	-	-	-	-	-	-	-	-	60	30,0
	B	8	5,7	12	8,6	-	-	32	22,9	-	-	52	37,1
Hołubelski (HD)	A	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	B	-	-	4	8,0	24	31,5	63	94,5	-	-	55	110,0
Kamionka (KA)	A	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	B	9	2,9	-	-	-	-	-	-	-	-	9	2,9
Syhlłowaciec (SY)	A	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	B	-	-	-	-	21	31,5	63	94,5	-	-	84	126,0
Hołubelski (HG)	A	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	B	-	-	2	3,0	16	24,0	10	15,0	-	-	28	42,0

W potoku **Baranie** złowiono przedstawicieli 3 gatunków ryb. Powyżej przepustu występował tylko głowacz przegopletwy *Cottus poecilopus* Heck. Natomiast w strefie poniżej przepustu dominowała strzebla potokowa. Relatywna liczebność tego gatunku wynosiła ~23 osobn. na 100 m². Złowiono tu także 12 pstrągów potokowych (Tab. 2).

W potoku **Hołubelskim** w 2011 roku (odcinek HD), poniżej brodu z płyt betonowych stwierdzono liczne strzeble potokowe i ślize. Pstrągi potokowe występowały w zagęszczeniu 8,0 osobn. na 100 m². Ryb powyżej brodu nie było. W 2016 roku (odcinek HG) poniżej naturalnej bariery z pni drzew występowały dwa gatunki – strzebla potokowa i śliz. Część potoku powyżej była bezrybna (Tab. 2).

W potoku **Kamionka** stwierdzono tylko głowacza przegopletwego. Długość całkowita złowionych głowaczy wahała się tu od 10 do 13 cm. Na stanowisku poniżej bariery złowiono 9 osobników tego gatunku, a ogólna relatywna liczebność wynosiła 2,9 osobn. na 100 m² (Tab. 2).

Tabela 3. Gatunki ryb występujące w rzekach głównych, poniżej ujścia badanych potoków.
Table 3. Fish species in the main rivers, below the mouth of surveyed streams.

Gatunek / Species		Rzeka główna / Main river				
Nazwa naukowa / Scientific name	Nazwa zwyczajowa / Common name	Wisłok	Hucianka	San	Turnica	Wołosatka
<i>Alburnoides bipunctatus</i>	piekielnica / spirlin			+		+
<i>Alburnus alburnus</i>	ukleja / common bleak	+		+		
<i>Barbatula barbatula</i>	śliz / stone loach	+	+	+	+	+
<i>Barbus barbus</i>	brzana / barbel			+		
<i>Barbus carpathicus</i>	brzanka / spotted barbel		+		+	
<i>Chondrostoma nasus</i>	świnka / nase	+		+		
<i>Cottus poecilopus</i>	głowacz przegopletwy / Siberian sculpin		+		+	+
<i>Gobio gobio</i>	kiełb / gudgeon	+		+		
<i>Leuciscus cephalus</i>	kleń / chub	+	+	+	+	
<i>Leuciscus leuciscus</i>	jelec / common dace	+	+	+	+	
<i>Perca fluviatilis</i>	okoń / perch	+		+		
<i>Phoxinus phoxinus</i>	strzebla potokowa / common minnow	+	+	+	+	+
<i>Rutilus rutilus</i>	płoc / roach	+		+		
<i>Salmo trutta m. fario</i>	pstrąg potokowy / brown trout	+	+	+	+	+
<i>Thymallus thymallus</i>	lipień / grayling			+		+
<i>Lampetra planeri</i>	minóg strumieniowy / European brook lamprey			+		
Liczba gatunków / Number of species		10	7	14	7	6

W potoku **Syhłowaciec** ogólna relatywna liczebność ryb poniżej szczelnej tamy bobrowej wynosiła 126,0 osobn. na 100 m². Występowały tam dwa gatunki – strzebla potokowa i śliz. Odcinek potoku powyżej tamy nie był zasiedlony przez ryby (Tab. 2).

Większe rzeki, tj. **San** i **Wisłok** miały największą liczbę gatunków w ichtiofaunie, odpowiednio 14 i 10, a zespół ryb mniejszych rzek, **Hucianki**, **Turnicy** i **Wołosatki**, składał się z pstrąga potokowego, głowacza przegopletwego, śliza, strzebli potokowej, brzanki *Barbus carpathicus* Kotlík,

Tsigenopoulos, Ráb i Berrebi, klenia *Leuciscus cephalus* L, jelca *Leuciscus leuciscus* (L.). W Wołosatce pojawiają się także piekielnica *Alburnoides bipunctatus* (Bloch.) i lipień *Thymallus thymallus* (L.) (Tab. 3).

5. DYSKUSJA

Dotychczasowe badania wpływu progów na ekosystemy wód płynących koncentrowały się głównie na dużych zaporach, podkreślając między innymi ich negatywny wpływ na ryby diadromiczne (Jungwirth i inni 1998). Ryby reofilne przemieszczają się wzdłuż koryta potoku, a przy braku przeszkód umożliwia to odtwarzanie populacji po zdarzeniach mających charakter katastrof, takich jak np. wezbrania (Lojkásek i inni 2005). Jednak przeszkody, nawet małe, uniemożliwiające lub utrudniające migrację ryb w małych potokach mogą spowodować zanik populacji ryb potadromicznych powyżej barier (Mueller i inni 2011). Bystrze w Lubence jest przykładem obiektu całkowicie blokującego wędrówki ryb (Bylak i inni 2017). Bystrze to wybudowano w 1970 roku celem odcinkowej stabilizacji dna (Kisyński i Stasiak 1971). Do budowy obiektu na tak małym potoku wykorzystano aż 513 m³ żwiru, 269 m³ piasku, 150 m³ tłuczni kamienno-ego, 271 m³ kamienia łamanego, 174 t cementu oraz 23 t stali zbrojeniowej. Przedsięwzięcie obejmowało także roboty ziemne, tj. wykopy i nasypy, łącznie z zasypem koryta potoku, oraz odcinkową stabilizację brzegów faszyną. Zgodnie z tablicą informacyjną umieszczoną w sąsiedztwie bystrza, koszt tych prac (wg cen z 1970 r.) wynosił niecałe 3 mln złotych. Z wykorzystaniem dużych nakładów finansowych, wybudowano obiekt silnie zmieniający charakter ekosystemu. Powyżej bystrza utworzył się niewielki zbiornik z prawie stojącą wodą, o warunkach tlenowych wyraźnie gorszych w porównaniu do odcinków płynących (Bylak i inni 2017). Zmiany parametrów fizyko-chemicznych wody i struktury substratu dna powodują, że ryby reofilne unikają takich miejsc (Bash i inni 2001, Alexandre i Almeida 2010). Pstrągi potokowe na odcinku powyżej bystrza były nieliczne (Tab. 2), pomimo dużej głębokości i obecnych potencjalnych kryjówek. Populacje ryb w Lubence na odcinku powyżej bystrza zostały pozbawione możliwości wędrówek kompensacyjnych i zasilania osobnikami podpływającymi z dolnej części potoku. Pstrągi gromadziły się na krótkim odcinku Lubenki, tuż poniżej obiektu hydrotechnicznego. Zatem, ryby z odcinka poniżej bystrza zostały odcięte od miejsc żerowania i tarlisk znajdujących się w górnej części potoku oraz jego dopływach.

Utrudnieniem w przemieszczaniu się ryb są nie tylko progi, ale także obiekty związane z infrastrukturą drogową. W ekosystemy potoków silnie ingerują betonowe przepusty, np. rurowe czy okularowe. Poniżej takich konstrukcji dochodzi do wypłukania materiału z dna i powstania sztucznych progów (Clarkin i inni 2006). W potoku Baranie istnieją trzy betonowe przepusty okularowe. Z uwagi na parametry, jeden z nich był nie

do pokonania dla ryb (Fot. 1a, Tab. 1). Bezpośrednią przyczyną braku pstrągów potokowych na odcinku powyżej przepustu (Tab. 2) był efekt bariery blokującej przemieszczanie się ryb w górę potoku. Podobną sytuację obserwowano w innym potoku karpackim, gdzie pstrąg potokowy zaniknął na skutek braku możliwości odbywania wędrówek kompensacyjnych oraz korzystania z tarlisk znajdujących się powyżej niskiej bariery (Kukuła 2006).

Przekraczanie małych potoków jest możliwe z wykorzystaniem naturalnych brodów. Takie miejsca zapewniają najłatwiejszą i najtańszą metodę przejazdu przez potok. Pojazdy mechanicznie utwardzają dno potoku i rozjeżdżają brzegi koryta, które z kolei wymagają umocnienia, a jednym z prostszych rozwiązań jest zastosowanie płyt betonowych (Clarkin i inni 2006). Jednak z biegiem czasu, wskutek ciągłej erozji dna poniżej takiego obiektu, jego stabilność może być zagrożona, a poniżej powstają progi erozyjne o wysokości nawet 2,5 m (Bylak i Kukuła 2018). Betonowe brody utrudniają przemieszczanie się ryb, zwłaszcza w okresie niskich stanów wody (Bouska i Paukert 2009, King i O'Hanley 2016), zmieniają również charakter koryta. Powyżej brodu gromadzi się materiał drobnoziarnisty (Clarkin i inni 2006). W potoku Hołubelskim, z uwagi na kształt, dużą wysokość i niewielką głębokość wody rozlewającej się na płaszczyznach płyt betonowych przejazdu, była to konstrukcja nie do pokonania dla ryb. Odcinek potoku powyżej brodu, w trakcie badań okazał się bezrybny, pomimo tego, że poniżej stwierdzono dość liczną populację strzebli potokowej i śliza (Tab. 2). Ryb powyżej nie było, choć potencjalne kryjówki dla ryb były liczne, a żerowiska wydawały się również odpowiednie (Bylak i Kukuła 2018).

Powyżej każdej bariery poprzecznej prąd wody ulega spowolnieniu, a na dnie gromadzi się rumowisko skalne (Allan i Castillo 2009). Podobnie było w potoku Kamionka. Powyżej kiedyś istniejącego kamiennego progu przeciwrumowiskowego nagromadził się nanoszony przez płynącą wodę materiał skalny o różnej wielkości ziaren. Próg już nie istnieje, ale pozostał nagromadzony materiał skalny. W efekcie powstał wodospad o wysokości ok. 1 metra (Fot. 1d), który stanowił nieprzepuszczalną barierę dla ryb. Potok Kamionka ma odcinkowo górski charakter i duże spadki. Przeważały tam odcinki płytkie z szybką płynącą wodą. Stąd, podobnie jak w małych bieszczadzkich potokach, czy niewielkich dopływach górnej Wisłoki (Kukuła 2003, Kukuła i inni 2009), ichtiofauna tego potoku składała się tylko z głowacza przegopłetwego (Tab. 2). W potoku tym nie złowiono pstrągów potokowych, ale obecne były one w jego recypencie – Turnicy (Tab. 3). Wodospad erozyjny stanowił szczelną przeszkodę, która uniemożliwiała przemieszczanie się ryb w górę potoku, dlatego też odcinek Kamionki powyżej był bezrybny. Tego rodzaju przeszkody są mniej trwałe niż progi betonowe i ulegają zniszczeniu w efekcie stopniowej erozji – do poziomu dawnego dna potoku. Jednak dopóki istnieją, podobnie jak progi

o wysokości powyżej 0,5 m (Wiśniewolski i inni 2004), mogą być uznane za nie do pokonania przez większość gatunków ryb. Po przywróceniu drożności, istniejące w potoku Kamionka warunki środowiskowe powinny pozwolić na zasiedlenie potoku przez pstrąga potokowego, a w dolnym odcinku także przez strzeblę potokową. Wszystkie te gatunki występują w potoku Turnica (Tab. 3).

Konstrukcje przegradzające potoki powstają nie tylko z udziałem człowieka, ale także gatunku inżynierskiego jakim jest bóbr (Baker i Hill 2003). Właściwości tam bobrowych jako barier w migracji ryb ujawniają się najwyraźniej przy niskich stanach wody (Collen 1997), w Karpatach głównie latem i jesienią (Dynowska 1971, Rzonca i Siwek 2011). W tym okresie w potoku Syhłowaciec niektóre tamy bobrowe uniemożliwiały migrację ryb (Bylak i inni 2014). Przy niedoborach wody bobry uszczelniają tamy i ograniczają odpływ wody ze stawów (Collen i Gibson 2001), jednocześnie uniemożliwiając pokonanie przez ryby nawet niskich tam (Collen 1997). W potoku Syhłowaciec, 22 tamy bobrowe można było uznać za bariery półprzepuszczalne, które tylko okresowo utrudniały przemieszczanie się ryb (Bylak i inni 2014). Jednakże, jedna tama okazała się kluczowa dla drożności cieku. Była ona całkowicie szczelna, wysoka (Tab. 1) i trwała, zbudowana z grubych pni drzew. W efekcie górny odcinek potoku był bezrybny (Tab. 2). W odróżnieniu od zapór budowanych przez człowieka, tamy bobrowe dość szybko ulegają destrukcji. Mimo, że są solidnymi konstrukcjami, to jednak co jakiś czas nie wytrzymują naporu wody i pękają (Stock i Schlosser 1991, Hillman 1998, Bylak i Kukuła 2018). Potok odzyskuje wówczas drożność, a ryby mogą bez przeszkód migrować w górę (Schlosser i Kallemeyn 2000, Bylak i Kukuła 2018). Poza tym, w okresach podwyższonego stanu wód, bobry rozszczelniają tamę i/lub odprowadzają nadmiar wody przez kanały ulgi. To tworzy możliwości przemieszczeń dla ryb (Bylak i inni 2014). Stawy bobrowe będąc rezerwuarami wody (Baker i Hill 2003) umożliwiają rybom przetrwanie niżówek (Gard 1961, Rabe 1970) choć czasem, tak jak w Syhłowaccu, tama może stać się barierą nie do pokonania przez ryby (Tab. 1).

Tamy zbudowane z materiałów naturalnych mogą powstawać także bez udziału bobrów. Potok Hołubelski, płynący przez zalesiony obszar, został podzielony na dwie części naturalnym progiem o wysokości około jednego metra. Ten naturalny próg był utworzony z grubych pni powalonych drzew i dodatkowo uszczelniony gromadzącym się powyżej osadem, był barierą uniemożliwiającą przemieszczanie się ryb (Bylak 2017). W efekcie, ryby rekolonizujące potok po przeprowadzeniu prac udroźnieniowych (przebudowa brodów i przepustów), zatrzymały się poniżej tej naturalnej tamy. Kłody drzew przegradzające potok stanowiły barierę całkowicie blokującą możliwość przemieszczeń ryb w górę potoku, a tym samym podzieliły Hołubelski na część dolną, zasiedloną przez ryby oraz górną – bezrybną.

Istniejące w badanych ciekach niskie bariery pochodzenia antropogenicznego wpłynęły negatywnie na ekosystemy potoków, poprzez uniemożliwienie rybom wędrówek w górę. Działania mające na celu poprawę stanu ichtiofauny powinny obejmować cały system rzeczny, w tym małe dopływy. Renaturyzacja małych potoków powinna polegać na demontażu istniejących progów, zastąpieniu niedrożnych przepustów konstrukcjami o dużym świetle nieingerującymi w dno potoku, oraz przebudowie brodów z płyt betonowych. Dzięki takim zabiegom może nastąpić przywrócenie ciągłości biologicznej cieku i tym samym odtworzenie naturalnych zespołów ryb. Niekiedy ograniczenie możliwości przemieszczeń ryb w górę potoków wynika z obecności naturalnych przeszkód. Jednakże w przeciwieństwie do konstrukcji budowanych przez człowieka, są one wykonane z materiałów naturalnych i z czasem ulegają zniszczeniu, a drożność potoku zostaje przywrócona.

PODZIĘKOWANIA

Serdecznie dziękuję prof. K. Kukule za pomoc w badaniach i cenne uwagi, które pomogły mi w przygotowaniu manuskryptu. Dziękuję także moim studentom za pomoc w pracach terenowych.

6. SUMMARY

Compared to large dams, relatively small barriers have negative effects on the stream ecosystem, particularly at a local scale. Besides this, in small streams, the impact of several such structures may usually be multiplicative. In the Carpathian part of the Vistula River basin, there are hundreds of small weirs and the number of culverts located above the stream-beds is difficult to estimate. Obstacles of this type significantly change the fish faunas of the streams. In addition to low artificial barriers, some natural barriers may also occur and hinder upstream fish passage. The aim of the present study was the assessment of effects of the low hydro-technical structures and natural barriers (Photo 1a-f) on ichthyofauna composition and density in selected Carpathian streams (Fig. 1, Tab. 1). Fish assemblage data were collected in 5 wadeable streams, using backpack electrofishing equipment and a single-pass sampling method.

The baffled chute in the Lubenka Stream (Photo 1a) divided the ichthyofauna into two different communities. All of the fish species occurring there attained their highest densities at the site below the chute. Above the chute, brown trout were scarcely present, despite a great depth and potential high number of hiding places. The populations of fish upstream became isolated (no possibility of compensatory migration), while those from the section below the chute were blocked during upstream

migration, including migration to the stream's tributaries (to feeding and spawning grounds).

In the Baranie Stream, the concrete culvert (Photo 1b) was the direct cause of brown trout absence upstream (Tab. 2–3), while in the Hołubelski Stream the impassable construction for fish was a concrete slab in a ford (Photo 1c). The stream reach above the ford was fishless (Tab. 2), despite the favourable habitat conditions. The disappearance of fish in the upstream reach of the Kamionka Stream was caused by the presence of rocky debris – the anti-rubble weir remnant. The accumulated stones formed a waterfall (Photo 1d), which was an impenetrable barrier for fish.

All the low anthropogenic obstacles were impassable barriers preventing upstream fish migration. In addition to them, the movement of stream fish can also be hindered by natural barriers. In the Syhowaciec Stream, one of the 23 beaver dams was so tight (Photo 1e) that it completely disabled upstream fish movement. As a result, the upper section of the stream was fishless (Tab. 2).

Dams built of natural materials can be created also without beaver activity. The Hołubelski Stream was divided into two reaches (lower – populated by fish, and upper – fishless) by a natural weir formed by thick tree trunks of fallen trees (Photo 1f). It also prevented upstream fish movement. However, in contrast to man-made dams, obstacles of natural origin are destroyed pretty quickly. Even the beaver dams, although they are solid structures, break at high water levels, and fish can migrate upstream.

7. LITERATURA

- Alexandre C.M., Almeida P.R. 2010. The impact of small physical obstacles on the structure of freshwater fish assemblages. *Riv. Res. Appl.*, 26, 977–994.
- Allan J.D., Flecker S.A. 1993. Biodiversity conservation in running waters. Identifying the major factors that threaten destruction of riverine species and ecosystems. *Bioscience*, 43, 32–43.
- Allan J.D., Castillo M.M. 2009. *Stream ecology – structure and function of running waters*. 2nd edition. Springer, Dordrecht.
- Baker B.W., Hill E.P. 2003. Beaver (*Castor canadensis*). ss. 288–310 (W: *Wild Mammals of North America: Biology, Management, and Conservation*. Second Edition. Ed. G.A. Feldhamer, B.C. Thompson, J.A. Chapman). The Johns Hopkins University Press, Baltimore, Maryland, USA.
- Bash J., Berman C., Bolton S. 2001. Effects of turbidity and suspended solids on salmonids. Final Research Report Research Project T1803, Effects of turbidity on salmon. Center for Streamside Studies, University of Washington.
- Bouska W.W., Paukert C.P. 2009. Road crossing designs and their impact on fish assemblages of Great Plains streams. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 139, 214–222.

- Bylak A. 2017. The effects of brown trout on salamander larvae habitat selection: a predator-avoidance strategy. *Can. J. Zool.*, 96, 213–219.
- Bylak A., Kukuła K. 2018. Concrete slab ford crossing – an anthropogenic factor modifying aquatic invertebrates communities. *Aquat. Ecosyst. Health*, 21, 41–49.
- Bylak A., Kukuła K. 2018. Living with an engineer: fish metacommunities in dynamic patchy environments. *Mar. Freshw. Res.*, 69, 883–893. DOI: 10.1071/MF17255.
- Bylak A., Kukuła K., Kukuła E. 2009. Influence of regulation on ichthyofauna and benthos of the Różanka stream. *Ecohydrol. Hydrobiol.*, 9, 211–223.
- Bylak A., Kukuła K., Mitka J. 2014. Beaver impact on stream fish life histories: the role of landscape and local attributes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 71, 1603–1615.
- Bylak A., Kukuła K., Plesiński K., Radecki-Pawlik A. 2017. Effect of a baffled chute on stream habitat conditions and biological communities. *Ecol. Eng.*, 106, 263–272.
- Clarkin K., Keller G., Warhol T., Hixson S. 2006. Low-water crossings, geomorphic, biological, and engineering design considerations. 0625-1808-SDTDC. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, National Technology and Development Program, San Dimas Technology and Development Center, San Dimas, CA, U.S.A.
- Collen P. 1997. Review of the potential impacts of reintroducing Eurasian beaver *Castor fiber* L. on the ecology and movement of native fishes, and the likely implications for current angling practices in Scotland. Scottish Natural Heritage, Edinburgh, UK.
- Collen P., Gibson R.J. 2001. The general ecology of beavers (*Castor spp.*), as related to their influence on stream ecosystems and riparian habitats, and the subsequent effects on fish – a review. *Rev. Fish Biol. Fisher.*, 10, 439–461.
- Dynowska I. 1971. Typy reżimów rzecznych w Polsce. *Zesz. Nauk. UJ.* 268, *Prace Geogr.*, 28, s. 147.
- Dynowska I., Maciejewski M. (red.). 1991. Dorzecze górnej Wisły. PWN. Warszawa, Kraków.
- Gard R. 1961. Effects of beaver on trout in Sagehen Creek, California. *J. Wildl. Manage.*, 25, 221–242.
- Hillman G.R. 1998. Floods wave attenuation by a wetland following a beaver dam failure on a second order boreal stream. *Wetlands*, 18, 21–34.
- Jungwirth M., Schmutz S., Weiss S. 1998. Fish migration and fish bypasses. Fishing News Books. Blackwell Science, Oxford, UK.
- King S., O'Hanley J.R. 2016. Optimal Fish Passage Barrier Removal – Revisited. *Riv. Res. Appl.*, 32, 418–428.
- Kisyński J., Stasiak R. 1971. Bystrze z szykanami typu Peterki zastosowane na potoku Lubenia w woj. rzeszowskim. *Gosp. Wodna*, 10–11, 419–421.
- Kukuła K. 2003. Structural changes in the ichthyofauna of the Carpathian tributaries of the River Vistula caused by anthropogenic factors. *Suppl Acta Hydrobiol.*, 4, 1–63.
- Kukuła K. 2006. A low stone weir as a barrier for the fish in a mountain stream. *Pol. J. Environ. Stud.*, 15, 132–137.

- Kukuła K., Szczęsny B. 2000. Ekosystemy wodne Bieszczadów. Monogr. Bieszcz., 10, 50–75.
- Kukuła K., Bylak A. 2011. Wpływ czynników antropogenicznych na faunę karpackich dopływów Wisły. *Rocz. Bieszcz.*, 11, 207–222.
- Kukuła K., Bylak A., Amirowicz A. 2009. Ryby. ss. 43–54 (W: Magurski Park Narodowy – Monografia Przyrodnicza. Red. A. Górecki, B. Zemanek). Magurski Park Narodowy, Uniwersytet Jagielloński, Krempna-Kraków.
- Kulak D., Barszcz A. 2008. Wpływ wybranych środków zrywkowych na uszkodzenia gleby w rębnych drzewostanach bukowo-jodłowych. *Sylwan*, 12, 20–28.
- Lojkásek B., Lusk S., Halačka K., Lusková V., Drozd P. 2005. The impact of the extreme floods in July 1997 on the ichthyocenosis of the Oder catchment area (Czech Republic). *Hydrobiologia*, 548, 11–22.
- Mueller M., Pander J., Geist J. 2011. The effects of weirs on structural stream habitat and biological communities. *J. Appl. Ecol.*, 48, 1450–1461.
- Rabe F.W. 1970. Brook trout populations in Colorado beaver ponds. *Hydrobiologia*, 35, 431–448.
- Radecki-Pawlik B., Radecki-Pawlik A., Plesiński K., Kukuła K., Bylak A. 2017. Wybrane problemy eksploatacyjne bystrzy o zwiększonej szorstkości (stopni-ramp) w aspekcie ich projektowania i funkcjonalności biologicznej. *Acta Sci. Pol. For. Circum.*, 16, 127–149.
- Rzonca B., Siwek J. (red.). 2011. *Hydrologia Bieszczadów. Zlewnie Sanu i Solinki powyżej Jeziora Solińskiego*. Instytut Geografii i Gospodarki Przestrzennej, Uniwersytet Jagielloński, Kraków.
- Schlosser I.J., Kallemeyn L.W. 2000. Spatial variation in fish assemblages cross a beaver-influenced successional landscape. *Ecology*, 81, 1371–1382.
- Stock J.D., Schlosser I.J. 1991. Short-term effects of a catastrophic beaver dam collapse on stream fish community. *Environ. Biol. Fish.*, 31, 123–129.
- Welcomme R.L., Ryder R.A., Sedell J.A. 1989. Dynamics of fish assemblages in river systems – a synthesis. ss. 569–577 (W: *Proceedings of the International Large River Symposium*. Red. D.P. Dodge). *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.* 106.
- Wiśniewski W., Augustyn L., Bartel R., Depowski R., Dębowski P., Klich M., Kolman R., Witkowski A. 2004. *Restytucja ryb wędrownych a drożność polskich rzek*. WWF Polska, Warszawa.

Deklaracja autora o udziale w przygotowaniu publikacji:

Praca nie posiada autorów nieujawnionych.



Fot. 1. Antropogeniczne i naturalne obiekty będące barierami dla ryb przemieszczających się w górę potoku; a) bystrze typu Peterki w potoku Lubenka, b) przepust okularowy w potoku Baranie, c) bród z płyt betonowych w potoku Hołubelskim, d) nagromadzenie rumowiska skalnego powyżej zniszczonego progu przeciwrumowiskowego, e) szczelna tama bobrowa w potoku Syhłowaciec, f) naturalny niski próg z pni drzew w potoku Hołubelskim.

Photo 1. Anthropogenic and natural objects that were barriers to upstream fish movement; a) Peterka type baffled chute in the Lubenka Stream, b) a low barrier caused by a culvert placed above the stream-bed in the Baranie Stream, c) ford crossing of concrete slabs in the Hołubelski Stream, d) accumulation of the rocky debris above a destroyed anti-rubble weir, e) tight beaver dam in the Syhłowaciec Stream, f) natural low barrier – tree trunks in the Hołubelski Stream.

