

ANETA BYLAK*, ELŻBIETA HAŁOŃ

**ZMIANY STRUKTURY FAUNY WODNEJ KILKU MAŁYCH POTOKÓW
KARPACKICH POWODOWANE PRZEZ BRODY I PRZEPUSTY**

IMPACT OF FORDS AND CULVERTS ON THE AQUATIC FAUNA
STRUCTURE IN SEVERAL SMALL CARPATHIAN STREAMS

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

ABSTRACT

Unimproved rock fords provide an easy method of road-stream crossing. However, vehicles compact the stream bottom and flatten the banks. One simple solution to this problem is the use of concrete slabs and culverts. The impacts of an unimproved ford, concrete slab ford, and spectacled culvert on the invertebrate fauna of a foothill stream were examined. This led to the hypothesis that benthic invertebrates inhabiting the ford/culvert and stream sections immediately upstream and downstream of the road-stream crossing would differ significantly from those at a non-transformed natural site. The results revealed that invertebrate fauna in the vicinity of a concrete slab ford and spectacled culvert was altered over relatively long stream sections. In small streams, where there are often several similar crossings, this effect would likely be multiplied. A decrease in the abundance or even disappearance of fish were caused by the presence of a concrete slab ford and culvert in the beds of the streams. These structures were impassable obstacles preventing upstream fish migration.

Key words: fish, benthic macroinvertebrates, road-stream crossing, forest road, bottom substrate.

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

1. WSTĘP

Przerwanie ciągłości ekologicznej cieków wodnych, poprzez jego poprzeczną zabudowę, zaburza prawidłowe funkcjonowanie populacji ryb (Allan i Flecker 1993, Allan i Castillo 2009). Ryby zasiedlające systemy fluwialne przemieszczają się wzdłuż koryt rzek, realizując poszczególne etapy cyklu życiowego (Welcomme i inni 1989, Wiśniewolski i inni 2004). Zachowanie drożności cieków umożliwia też odtwarzanie populacji po zdarzeniach mających charakter katastrof, takich jak np. wezbrania, czy okresy niedoboru wody (Lojkásek i inni 2005, Kukuła i Bylak 2011). Dotychczasowe badania wpływu przegród poprzecznych na ekosystemy wód płynących koncentrowały się głównie na dużych zaporach i wysokich progach, podkreślając między innymi ich negatywny wpływ na ryby diadromiczne (Jungwirth i inni 1998). Jednak również małe, a nawet bardzo małe przeszkody, utrudniające migrację ryb w małych potokach, mogą spowodować zanik populacji ryb powyżej barier (Mueller i inni 2011). Czasem może to dotyczyć także obiektów pochodzenia naturalnego (Bylak i inni 2014, Bylak 2018).

Fizyczna ingerencja w koryta potoków i erozja gleby spowodowana eksploatacją lasów to jedno z najważniejszych zmian antropogenicznych w potokach karpaccich (Kukuła 2003, Kukuła i inni 2009, Kukuła i Bylak 2011). 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 (Bylak i Kukuła 2018). Brody i przepusty drogowe wykorzystywane do transportu drewna często mają negatywny wpływ na faunę wodną (Gibson i inni 2005, Clarkin i inni 2006). Te obiekty wpływają na ekosystem potoku w skali lokalnej, chociaż skutki ich oddziaływania mogą być wielokrotnie w sytuacji, gdy w potoku znajduje się kilka tego typu konstrukcji (Kukuła 2006, Bylak 2018).

Nieutwardzone brody zapewniają najłatwiejszy i najtańszy sposób przekraczania cieków, lecz korzystające z nich pojazdy mechanicznie utwardzają dno i rozjeżdżają brzegi. W konsekwencji, taki początkowo słabo ingerujący w środowisko obiekt, z biegiem czasu wymaga wzmocnienia. Jednym z najprostszych jest zastosowanie płyt betonowych. Chociaż stabilność płyt może być z czasem zagrożona przez ciągłą erozję koryta i w efekcie konstrukcja jest nietrwała, tego typu rozwiązania były powszechnie stosowane do niedawna w mniejszych ciekach (Clarkin i inni 2006). Z ekologicznego punktu widzenia, takie płyty utrudniają przemieszczanie się ryb i bezkręgowców, zwłaszcza gdy poziom wody jest niski (Vaughan 2002, Bouska i Paukert 2009, King i O'Hanley 2016). Tego typu struktury zmieniają również charakter koryta – następuje gromadzenie się osadów powyżej brodu i zwiększenie erozji dna poniżej (Clarkin i inni 2006). W podobny sposób koryto potoku zmienia się

w wyniku zastosowania betonowych przepustów rurowych, czy okularowych, ingerujących w dno (Bylak 2018). Właściwości brodów i przepustów jako barier w przemieszczaniu się ryb najwyraźniej ujawniają się w okresie niskich stanów wody (Clarkin i inni 2006), w Karpatach głównie latem i jesienią (Rzonca i Siwek 2011). Tego typu przeszkody w istotny sposób zmieniają ichtiofaunę oraz odcinkowo także potencjalną bazę pokarmową dla ryb – makrozoobentos (Bylak 2018, Bylak i Kukuła 2018).

Chociaż wpływ zabudowy poprzecznej związanej z infrastrukturą drogową na ryby i bezkręgowce w potoku wydaje się oczywisty (Alexandre i Almeida 2010), niewiele jest danych to potwierdzających, a większość opracowań koncentruje się głównie na wpływie przejazdów przez potoki na jakość wody (Neal i inni 2007, Wear i inni 2013, Kidd i inni 2014). Liczba niedrożnych przepustów pod drogami czy betonowych przejazdów przez potoki w karpackiej części dorzecza Wisły jest bardzo duża i trudna do oszacowania.

Celem tej pracy była ocena wpływu brodów i przepustów na faunę wodną w małych potokach karpackich. Założono, że ichtiofauna i bezkręgowce bentosowe zasiedlające odcinki potoku będące pod bezpośrednim wpływem niewielkich obiektów infrastruktury drogowej będą się różnić od tych we fragmentach niezmodyfikowanych.

2. TEREN BADAŃ

Badane potoki karpackie (Rys. 1) to w większości małe ciekі płynące przez obszary leśne. W każdym z nich obecne były małe obiekty infrastruktury drogowej – brody lub przepusty (Fot. 1a–b, Tab. 1).

Tabela 1. Charakterystyka badanych obiektów związanych z infrastrukturą drogową.

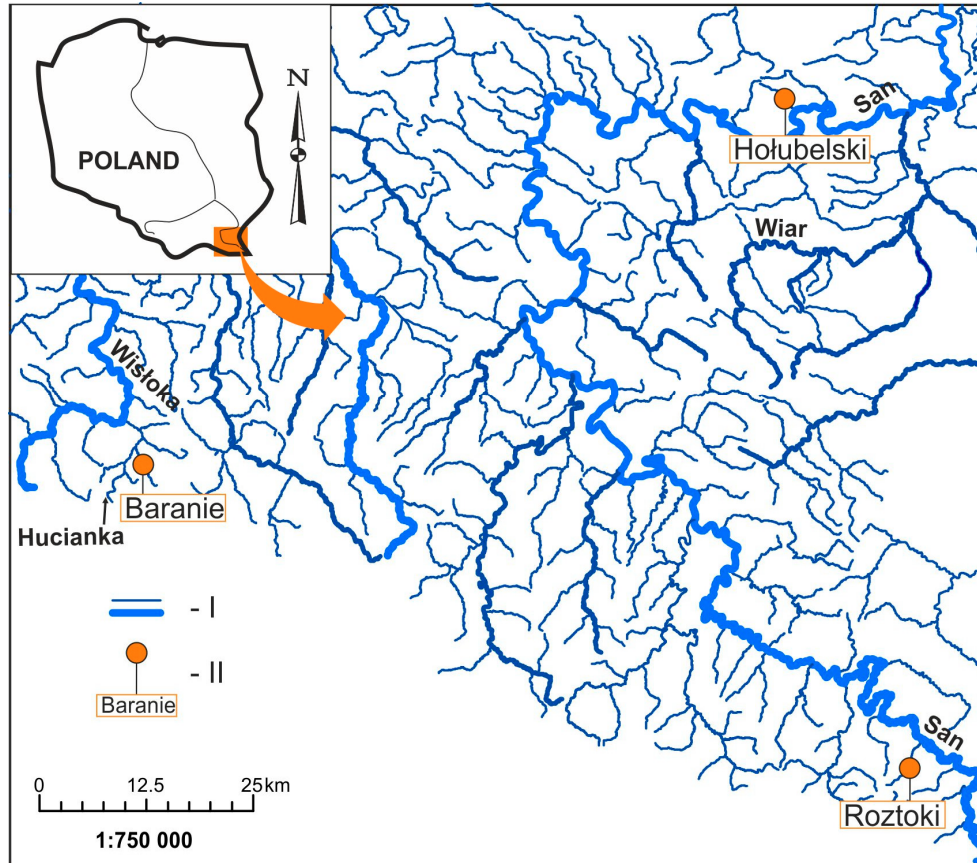
Table 1. Characteristics of surveyed stream crossings.

Rodzaj obiektu / Type of the crossing	Potok (rzeka główna) / Stream (mainstem river)	Wysokość bariery dla ryb / Height of the barrier for fish [m]
Bród z narzutem kamiennym / Rock ford crossing	Roztoki (San)	0
Bród z płyt betonowych / Concrete slab ford crossing	Hołubelski (San)	1.5
Przepust okularowy / Spectacled culvert	Baranie (Hucianka)	1.0

Roztoki to potok górski o długości 7,80 km i powierzchni zlewni 12,77 km². Płyńce przez zalesione obszary w Bieszczadach Wysokich. Jest to bezpośredni, lewostronny dopływ Sanu. W potoku Roztoki elementem związanym z infrastrukturą drogową był nieutwardzony bród. Materiał dna na odcinku zajmowanym przez bród był częściowo zmieniony, gdyż do wzmocnienia tego obiektu zastosowano narzut kamienny (tłuczeń z lokalnego surowca, Tab. 1). Odnotowano wyraźne, mechaniczne utwardzenie dna (Fot. 1a), będące efektem przejeżdżania pojazdów przez koryto. Bród był najintensywniej wykorzystywany w okresie letnim, przede wszystkim przez sprzęt do wykaszania pobliskich łąk. Odcinki obejmujące ok. 20 metrów powyżej i poniżej nieutwardzonego brodu, pod względem parametrów morfologicznych i hydrologicznych przypominały niezaburzony odcinek potoku, gdzie nie notowano już bezpośredniego oddziaływania brodu.

Hołubelski (nazywany także Hołublą) jest strumieniem podgórskim o długości 6 km i powierzchni zlewni 8,68 km². Ten bezpośredni dopływ Sanu płynie na obszarze Pogórza Dynowskiego. Zlewnia potoku Hołubelskiego jest zalesiona, a lasy są eksploatowane gospodarczo. W czasie badań w potoku obecne były liczne obiekty infrastruktury drogowej, związane z transportem drewna. Były to przede wszystkim brody wyłożone płytami betonowymi. W niniejszej pracy przeanalizowano wpływ jednego z takich betonowych brodów. Poniżej tego obiektu w wyniku erozji dna utworzył się próg stanowiący barierę dla ryb przemieszczających się w górę (Fot. 1b). Odcinek, w którym na skutek procesów erozyjnych żwir i mniejsze kamienie zostały wypłukane przez prąd wody, obejmował około 40 m koryta potoku poniżej przejazdu. Natomiast na odcinku ok. 15 m powyżej brodu, prąd wody był wyraźny spowolniony i nagromadził się drobny osad mineralny. Fragment potoku stanowiący bród to odcinek sztuczny, gdzie dno potoku stanowiły gładkie betonowe płyty, woda była płytka i wartko płynąca.

Baranie jest potokiem podgórskim o długości 6 km i powierzchni zlewni 7,72 km². Płyńce w środkowej części Beskidu Niskiego, a jego zlewnia znajduje się na obszarze Magurskiego Parku Narodowego (MPN). Baranie jest prawostronnym dopływem potoku Hucianka, który z kolei wpływa do Wilszni (prawostronny dopływ Wisłoki). Zlewnia potoku jest zalesiona. Obiektem zaburzającym ciągłość ekologiczną potoku i odcinkowo przekształcającym dno był betonowy przepust okularowy (Fot. 1c). Dodatkowo, poniżej przepustu dno potoku wyłożono betonowymi belkami. Odcinek poniżej przepustu był przekształcony w wyniku procesów erozyjnych i bezpośrednio poniżej obiektu utworzyło się zagłębienie w dnie potoku. Natomiast na relatywnie krótkim odcinku powyżej przepustu, prąd wody był wyraźny spowolniony i gromadził się osad drobnoziarnisty. Dno przepustu stanowiły betonowe elementy samej konstrukcji.



Rys. 1. Mapa obszaru badań z zaznaczonymi odcinkami badanych potoków; I – rzeki i potoki, II – badane potoki z zaznaczonymi badanymi odcinkami.

Fig. 1. Map of the study area indicating surveyed stream reaches; I – rivers and streams, II – streams with indicated surveyed reaches.

3. MATERIAŁ I METODY

Ryby poławiano brodząc w górę cieku, na dwóch stanowiskach w każdym badanym potoku, obejmujących odcinki potoku o długości po 150 m, zlokalizowanych powyżej i poniżej obiektu infrastruktury drogowej (brodu lub przepustu). Jeżeli na odcinku stanowiącym bród/przepust płynęła woda, tam również łowiono ryby. Kończącym punktem stanowisk zlokalizowanych poniżej był sam obiekt infrastruktury drogowej, natomiast punkt początkowy odłowów na odcinkach górnych znajdował się tuż powyżej tych obiektów. Ryby łowiono w okresie między 15 sierpnia a 30 września (2012, 2015, 2016), za pomocą plecakowego urządzenia do

elektropołówów Hans Grassl GmbH IG 600 (350 V; 3,5 A; 20–100 Hz), z zastosowaniem metody pojedynczego odłowu. Odłowu prowadził zawsze ten sam, czteroosobowy zespół badawczy. Ryby łowiono na całej szerokości koryta używając jednego anodo-czerpaka. Po zidentyfikowaniu i zmierzeniu długości całkowitej (z dokładnością do 1 mm) wszystkie ryby wypuszczano w miejscu złowienia.

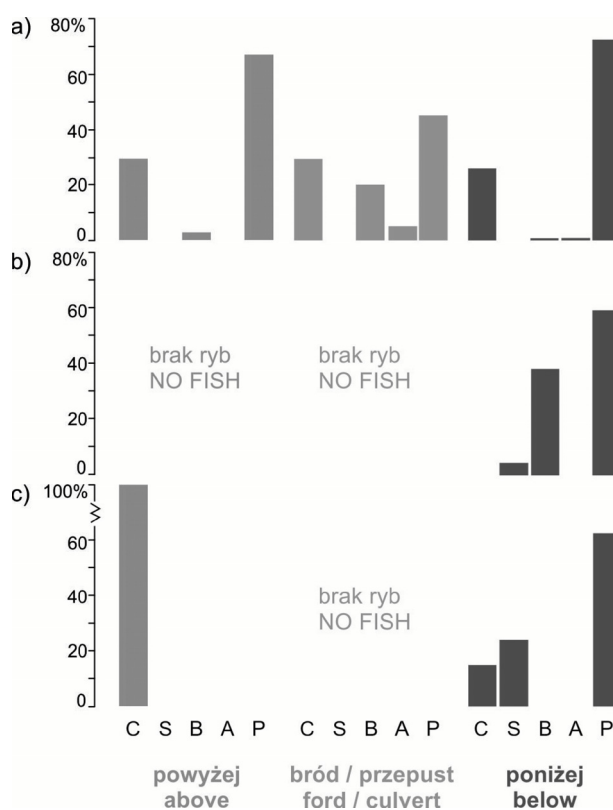
Dla oceny potencjalnej bazy pokarmowej dla ryb, w każdym badanym potoku, wyznaczono po cztery stanowiska badawcze, na których pobierano makrozoobentos. Obejmowały one odpowiednio: odcinek niezaburzony (brak bezpośredniego oddziaływania obiektu infrastruktury drogowej, zlokalizowany ok. 50 m powyżej analizowanej konstrukcji), a następnie odcinki tuż powyżej i poniżej obiektu ingerującego w dno koryta, oraz stanowisko obejmujące analizowany obiekt. W tym ostatnim przypadku próby bezkręgowców pobierano z powierzchni brodu lub dna przepustu. Próbkę makrozoobentosu w danym roku badań pobierano trzykrotnie: wiosną, latem i jesienią. Bentos zbierano za pomocą czerpaka dna (średnica oczek siatki 0,33 mm), z powierzchni 0,5 m². Zebrane organizmy utrwalono w 4% formalinie, a następnie 70% etanolu. Bezkręgowce zidentyfikowano i policzono. Z wykorzystaniem analizy tabeli wielodzzielczej opartej o test χ^2 (Stanisz 2006), porównywano strukturę makrozoobentosu pomiędzy wszystkimi parami stanowisk, w obrębie danego potoku.

4. WYNIKI

W potoku **Roztoki** stwierdzono 4 gatunki ryb (Rys. 2, Tab. 2). Poniżej nieutwardzonego brodu licznie występowała strzebla potokowa *Phoxinus phoxinus* oraz głowacz przęgopletwy *Cottus poecilopus*. Odnotowano tam również śliza *Barbatula barbatula* i brzanę *Barbus carpathicus*. Na odcinku stanowiącym przejazd przez potok, 45% udziału w ichtiofaunie miała strzebla potokowa. Na odcinku położonym powyżej, złowiono 116 ryb należących do trzech gatunków. Fauna bezkręgowca reprezentowana była przez osiem głównych taksonów (Rys. 3). W potoku Roztoki na stanowisku niezaburzonym dominowały jętki *Ephemeroptera*. Na trzech kolejnych stanowiskach, w tym na odcinku zajmowanym przez przepust (stanowisko 3) najliczniejsze w zespole były larwy jętek. Udział większości pozostałych grup, m.in. chruścików *Trichoptera*, wynosił po kilkanaście procent. Struktura bentosu różniła się istotnie ($P < 0,01$), pomiędzy wszystkimi porównywanymi parami stanowisk.

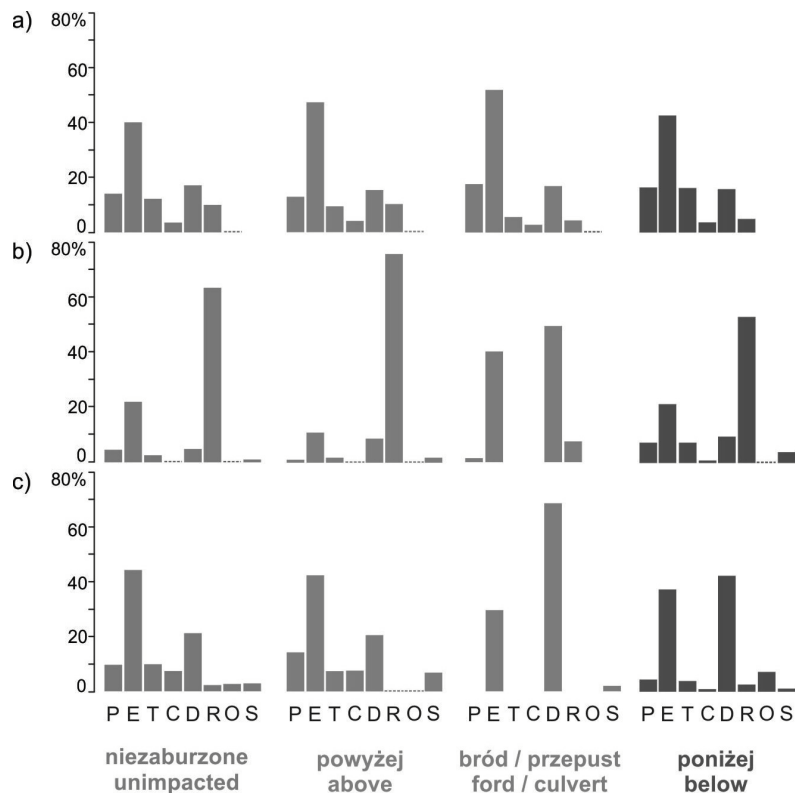
W potoku **Hołubelskim**, poniżej brodu stwierdzono liczne strzeble potokowe i ślize. Na tym odcinku obecny był także pstrąg potokowy *Salmo trutta m. fario*. Potok powyżej analizowanego obiektu był bezrybny (Rys. 2, Tab. 2). Natomiast ponad połowę liczby wszystkich bezkręgowców na stanowiskach miały kielże *Gammaridae*, a ich udział procentowy wynosił

od 52% do 75%. Na odcinku zajmowanym przez bród z płyt betonowych, odnotowano jedynie kilka grup bezkręgowców. Dość licznie występowały tam jętki oraz muchówki *Diptera* – głównie z rodziny meszkowatych *Simuliidae* (Rys. 3). Struktura bentosu różniła się istotnie ($P < 0,001$), pomiędzy wszystkimi porównywanymi parami stanowisk.



Rys. 2. Udział procentowy gatunków ryb w ichtiofaunie na stanowiskach w: a) potoku Roztoki, b) potoku Hołubelskim, oraz c) potoku Baranie; C – głowacz pręgopletwy (*Cottus poecilopus*), S – pstrąg potokowy (*Salmo trutta m. fario*), B – ślíz (*Barbatula barbatula*), A – Brzanka (*Barbus carpathicus*), P – strzebla potokowa (*Phoxinus phoxinus*).

Fig. 2. Percentages of the species of ichthyofauna at sites in a) Roztoki Stream, b) Hołubelski Stream, and c) Baranie Stream; C – Siberian sculpin (*Cottus poecilopus*), S – brown trout (*Salmo trutta m. fario*), B – stone loach (*Barbatula barbatula*), A – spotted barbel (*Barbus carpathicus*), P – common minnow (*Phoxinus phoxinus*).



Rys. 3. Udział procentowy głównych taksonów w liczbie wszystkich organizmów w zespołach bezkręgowców bentosowych na stanowiskach w: a) potoku Roztoki, b) potoku Hołubelskim, oraz c) potoku Baranie; P – widelnice (*Plecoptera*), E – jętki (*Ephemeroptera*), T – chruściki (*Trichoptera*), C – chrząszcze (*Coleoptera*), D – muchówki (*Diptera*), R – skorupiaki (*Crustacea*), O – skaposzczety (*Oligochaeta*), S – pozostałe.

Fig. 3. Percentages of the main taxa of benthic macroinvertebrate fauna at sites in: a) Roztoki Stream, b) Hołubelski Stream, and c) Baranie Stream; P – stoneflies (*Plecoptera*), E – mayflies (*Ephemeroptera*), T – caddisflies (*Trichoptera*), C – coleopterans (*Coleoptera*), D – dipterans (*Diptera*), R – crustaceans (*Crustacea*), O – oligochaetes (*Oligochaeta*), S – others.

W potoku **Baranie** złowiono przedstawicieli 3 gatunków ryb (Rys. 2, Tab. 2). Powyżej przepustu występował tylko głowacz pręgopłetwy, natomiast w strefie poniżej przepustu dominowała strzebla potokowa. Złowiono tu także 12 pstrągów potokowych, których udział procentowy w liczbie wszystkich złowionych ryb wynosił 23%. Na każdym badanym odcinku tego potoku stwierdzono liczne larwy jętek oraz muchówki (Rys. 3). Muchówki były najliczniejsze na odcinku zajmowanym przez

przepust i stanowiły aż 70% wszystkich bezkręgowców bentosowych. Struktura bentosu różniła się istotnie ($P < 0,001$), pomiędzy wszystkimi porównywanymi parami stanowisk.

Tabela 2. Liczebność (N) gatunków ryb złowionych w badanych potokach; położenie odcinka potoku względem brodu / przepustu: A – powyżej; B – bród / przepust; C – poniżej.
Table 2. Abundance (N) of fish species in the surveyed streams; location of the stream reach relative to the ford / culvert: A – above; B – ford / culvert; C – below.

Gatunek / Species		Potok / Stream								
		Roztoki			Hołubelski			Baranie		
Nazwa zwyczajowa / Common name	Nazwa naukowa / Scientific name	A	B	C	A	B	C	A	B	C
Głowacz pręgopletwy / Siberian sculpin	<i>Cottus poecilopus</i>	35	6	44	-	-	-	60	-	8
Pstrąg potokowy / Brown trout	<i>Salmo trutta</i> m. <i>fario</i>	-	-	-	-	-	2	-	-	12
Śliz / Stone loach	<i>Barbatula barbatula</i>	3	4	1	-	-	21	-	-	-
Brzanka / Spotted barbel	<i>Barbus carpathicus</i>	-	1	1	-	-	-	-	-	-
Strzebla potokowa / Common minnow	<i>Phoxinus phoxinus</i>	78	9	126	-	-	33	-	-	32
Razem / Total		116	20	172	0	0	56	60	0	52

5. DYSKUSJA

Obiekty związane z infrastrukturą drogową ingerują w koryta potoków nie tylko na obszarach zurbanizowanych (Clarkin i inni 2006, Bylak i inni 2017). Także na obszarach leśnych, konieczna jest sieć dróg do transportu drewna. Drogi w wielu miejscach krzyżują się z płynącymi na danym terenie potokami (Riedel i inni 2007, Hunsaker i Neary 2012). Najprostszym, najtańszym, i z reguły relatywnie trwałym rozwiązaniem umożliwiającym przekraczanie potoków, są brody i przepusty (Dynowska i Maciejewski 1991, Moris i in. 2016).

Parametry fizykochemiczne wody we wszystkich objętych badaniami potokach, były typowe dla czystych potoków karpackich, w tym do parametrów z potoków referencyjnych płynących na obszarze z Bieszczadzkiego Parku Narodowego (Bylak i Kukuła 2018). Odnotowano natomiast różnice w charakterze podłoża pomiędzy różnymi typami stanowisk, tj. odcinków w bliskim i dalszym sąsiedztwie obiektów infrastruktury drogowej. Pod tym

względem, tylko odcinki położone w większej odległości od obiektu infrastruktury drogowej miały dno niezmodyfikowane, i charakteryzowały się mozaiką siedlisk typową dla cieków karpaccich. Takie fragmenty dna, pokryte głównie kamieniami różnej wielkości i żwirem, były licznie zasiedlane przez bezkręgowce bentosowe (Rys. 3). Mogą być zatem odpowiednimi miejscami żerowania gatunków ryb typowych dla krainy pstrąga, czyli pstrąga potokowego, głowacza przegopłetwego, strzebli potokowej i śliza. Naturalnie zachowana struktura podłoża odcinków nieprzekształconych zapewnia również odpowiednie tarliska czy miejsca wzrostu narybku tych gatunków (Brylińska 2000).

Na nieprzekształconych fragmentach badanych potoków w faunie bezkręgowej zasiedlającej dno liczne były larwy widelnic i jętek, chrzączek, reofilne chrząszcze z rodziny *Elmidae*, jak również kielże czy muchówki (Rys. 3). Taki zespół był typowy dla dobrze zachowanych cieków górskich i podgórskich, w których skład taksonomiczny makrozoobentos zależy od różnorodności siedlisk (Habdija i Primc 1987, Bylak i Kukuła 2015).

Betonowe przepusty ingerujące w dno wpływają na ekosystem potoku w podobny sposób do progów, chociaż w znacznie mniejszej skali. Każdy betonowy bród czy przepust ingerujący w dno działa jak niewielki próg, zatrzymując powyżej osady drobnoziarniste oraz spowalniając prąd wody (Adynkiewicz-Piragas i Lejcuś 2009, Kukuła i Bylak 2011, Bylak i Wójcik 2016). W potoku Baranie na stanowisku zlokalizowanym bezpośrednio powyżej przepustu, oraz w potoku Hołubelskim powyżej brodu z płyt betonowych, dochodziło do akumulacji rumowiska. Przejawiała się ona w odkładaniu żwiru i materiału drobnoziarnistego jak piasek czy muł. Akumulacja materiału jest tym silniejsza, im więcej zawiesiny niesie potok oraz im wolniejszy jest jego nurt (Rooseboom i inni 2009, Kondolf i inni 2014). Betonowe obiekty infrastruktury drogowej, ingerujące w dno koryta, powodują odcinkowe przekształcenia siedlisk (Clarkin i inni 2006). Poza materiałem mineralnym, powyżej takich obiektów gromadziły się również opadłe liście i detrytus, a przy silnych wezbraniach przepust o małym świetle może być również przeszkodą dla transportowanego przez potok grubego rumoszu drzewnego.

Na odcinku powyżej przepustu w potoku Baranie nie stwierdzono pstrągów potokowych (Tab. 2), pomimo dość dużej głębokości wody i obecnych dogodnych kryjówek. Populacja pstrąga na odcinku powyżej obiektu infrastruktury drogowej została pozbawiona możliwości wędrówek kompensacyjnych i zasilania osobnikami podpływającymi z dolnej części potoku (Lojkásek i inni 2005, Bylak i inni 2017). Pstrągi natomiast licznie występowały w odcinku dolnym, poniżej przepustu (Tab. 2). Zaburzenie składu fauny ryb widoczne było też w potoku Hołubelskim, gdzie odcinek powyżej brodu wyłożonego płytami betonowymi był bezrybny (Rys. 2). Niektóre obiekty infrastruktury drogowej mogą stać się barierą nie do

pokonania przez próbujące się przemieszczać ryby (Clarkin i inni 2006, Bylak 2018).

Zarówno w potoku Hołubelskim, jak i Baranie, na odcinkach w bezpośrednim sąsiedztwie badanych obiektów obserwowano przebudowę zespołów bezkręgowców bentosowych. Makrozoobentos w małych potokach karpaccich stanowi główną bazę pokarmową dla ryb (Kukuła i Bylak 2007), a także jest bardzo dobrym wskaźnikiem stanu ekologicznego ekosystemu (Gorzal i Konijów 2004). Ponadto powyżej brodów z płyt i przepustów okularowych, gromadzi się materiał drobnoziarnisty (Clarkin i inni 2006). W obu omawianych potokach, takie zmiany warunków siedliskowych były widoczne na stosunkowo długich odcinkach. Gdy dno pokrywa się jednolitą warstwą drobnych osadów fauna bezkręgowca często ulega zubożeniu (Wood i Armitage 1997; Extence i inni 2013). W porównaniu ze stanowiskiem nieprzekształconym, zróżnicowanie fauny bezkręgowców na odcinku tuż powyżej obiektów było mniejsze, liczne były tam larwy ochotkowatych i małże *Sphaeriidae*, które preferują drobnoziarniste podłoże (Longing i inni 2010). Jętki na tym typie stanowiska były zdominowane przez rodzinę *Ephemeridae*, która należy do tak zwanych jętek grzebiących i zakopujących się w miękkim dnie potoku (Nilsson 1996). Liczne były tam też larwy jętek *Baetidae*, które często zasiedlają wolniej płynące odcinki cieków górskich (Brittain 1982). Drobnoziarnisty osad na dnie utrudnia przepływ wody pomiędzy cząstkami podłoża, zatem zwierzęta zakopujące się w osadach mogą być narażone na niekorzystne warunki tlenowe (Wood i Armitage 1997; Larsen i inni 2009). W miejscach ze spowolnionym nurtem gromadziły się opadłe liście, które stanowią pokarm dla stosunkowo tam licznych kielży, chrzączek *Limnephilidae* i widelnic *Nemouridae* (Merritt i Cummins 1996, Bylak i Wójcik 2016). Taka modyfikacja charakteru siedliska i w konsekwencji przebudowa zespołu bezkręgowców bentosowych, powoduje zmianę bazy pokarmowej dla ryb (Bash i inni 2001). Podobnie jak w przypadku innych ryb łososiowatych, pstrągi potokowe są drapieżnikami, które wychwytyują dryfujące w płynącej wodzie ofiary (Keenleyside 1962, Conallin i inni 2012, Watz i inni 2014). W prawie stojącej wodzie na krótkich odcinkach powyżej obiektów infrastruktury drogowej, jest bardzo mało dryfującej fauny, a bezkręgowce zasiedlające muliste dno (Rys. 4) nie są zjadane przez pstrągi (Brylińska 2000, Conallin i inni 2012). Drobny osad na dnie negatywnie wpływa też na rozwój ikry, a zatem dno pokryte takim osadem nie nadaje się do tarła gatunków litofilnych (Carling i McCahon 1987, Keckeis i inni 1996).

Poniżej brodu z płyt betonowych i przepustu okularowego, drobniejszy materiał dna był usuwany przez szybszy prąd wody, a potok głębiej wcinał się w podłoże. W efekcie piasek, żwir, mniejsze kamienie i cząstki organiczne są wyflukiwane (Clarkin i inni 2006). Silnie przyspieszony przepływ wody i brak drobniejszego materiału jest niekorzystny dla

organizmów zamieszkujących tę część potoków, a bezpośrednim skutkiem zwiększonej erozji dna jest homogenizacja siedlisk (Bylak i inni 2009). Życie w silnym prądzie wody jest kosztowne energetycznie i nawet reofilne jętki płaskie wymagają odpowiednich kryjówek (Merritt i Cummins 1996). W tym typie stanowiska, pomimo silnego prądu w centralnej części koryta było kilka miejsc w pobliżu brzegów, gdzie gromadziła się materia organiczna. Z tego mogły skorzystać kielże, które mogą zasiedlać spokojniejsze siedliska bliżej brzegu lub między kamieniami (Tachet i inni 2002). Na stanowiskach ze wzmożoną erozją liczne były chruściki z rodziny wodosówkowatych *Hydropsychidae*, które utrzymują się w prądzie wody między większymi kamieniami, budując lejkowate sieci łowne, które służą im jednocześnie za kryjówki (Tachet i inni 2002, Cardinale i inni 2004). Ryby łowione poniżej obiektów infrastruktury drogowej przebywały głównie na odcinkach oddalonych od przeszkody, a tylko pojedyncze osobniki złowiono w bezpośrednim sąsiedztwie brodu czy przepustu okularowego. Wydaje się zatem, że krótkie fragmenty potoku poniżej omawianych obiektów z wyraźnie przekształconym podłożem, nie zapewniały odpowiednich kryjówek i żerowisk dla ryb.

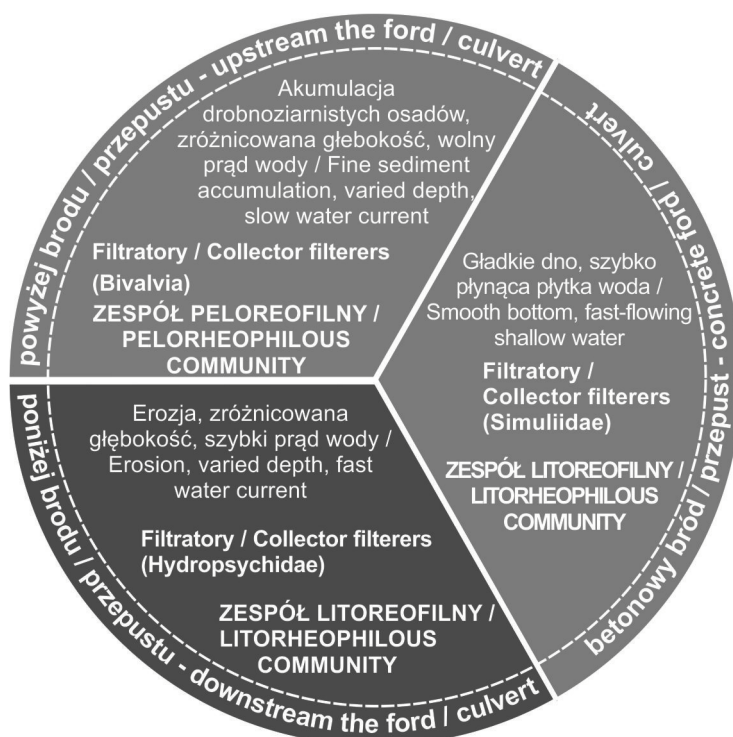
Najbardziej radykalne zmiany fauny wodnej dotyczyły odcinków zajmowanych przez bród z płyt i przepust okularowy, gdzie naturalne dno zostało zastąpione powierzchniami betonowymi. Szybko płynąca, płytka woda i jednorodne, gładkie dno stworzyły środowisko, do którego przystosowanych jest tylko kilka grup bezkręgowców wodnych (Ward 1993). W badanych potokach były to głównie larwy meszek *Simuliidae*, które w potokach górskich często występują na skalistym dnie (Habdija i Primc 1987). Skaliste dno pod względem siedliskowym jest podobne do powierzchni betonu. Jętki z rodziny *Baetidae*, które również stwierdzono na tym sztucznym substracie, zasiedlały wyłącznie miejsca porośnięte glonami nitkowatymi. Te larwy często występują na powierzchni kamieni pokrytej glonami lub mchem (Brittain 1982, Bylak i inni 2009). Na powierzchni płyt betonowych stwierdzono także nieliczne jętki płaskie z rodziny *Heptageniidae* i larwy ochotkowatych *Chironomidae*, które prawdopodobnie dotarły tam w efekcie dryftu z odcinka położonego wyżej, gdyż odpowiednich dla nich kryjówek na powierzchni płyt betonowych nie było (Ward 1993, Tachet i inni 2002). Trudno natomiast rozpatrywać brody czy przepusty pod kątem siedlisk dla ryb. Tego typu obiekty, jeżeli potok w wyniku erozji nie utraci ciągłości ekologicznej, są przez ryby wykorzystywane tylko przez krótki czas, kiedy przemieszczają się w górę potoku (Clarkin i inni 2006). Takie odcinki nie zapewniają dla większych zwierząt, jakimi są ryby, ani dogodnych kryjówek ani też żerowisk.

Natomiast bród w potoku Roztoki, wzmocniony jedynie narzutem kamiennym, nie był przeszkodą dla ryb przemieszczających się w górę. Ichtyofauna odcinka powyżej i poniżej tego obiektu była podobna, a drobne ryby zasiedlały także sam przejazd (Tab. 2, Rys. 2). Nie odnotowano

również wyraźnej przebudowy zespołu bezkręgowców bentosowych na odcinkach w bliskim sąsiedztwie nieutwardzonego brodu (Rys. 3). Przekształceniu uległa fauna bezkręgowca zasiedlająca bród. Pojazdy wielokrotnie przejeżdżające przez potok częściowo utwardziły podłoże, a niektóre kamienie zostały mechanicznie wbite w dno. Być może niektóre organizmy zostały zabite przez przejeżdżające pojazdy, ale i tak makrozoobentos tego odcinka był znacznie bardziej zróżnicowany, w porównaniu do zespołu zasiedlającego bród betonowy czy przepust. W potoku Roztoki przestrzenie pomiędzy kamieniami na przejeździe zasiedlały zarówno larwy jętek, widelnic i chruścików, jak i muchówki (Rys. 3). Wydaje się zatem, że nieutwardzone brody, zapewniające ciągłość ekologiczną potoku i swobodne przemieszczanie się ryb, są z przyrodniczego punktu widzenia najlepszym rozwiązaniem (Clarkin i inni 2006). Jednak podkreślanym w niektórych pracach, niekorzystnym zjawiskiem związanym z funkcjonowaniem tego typu obiektów, jest erozja gleby z nieutwardzonej drogi i brzegów potoku. To powoduje wzrost zmętnienia wody w potoku na odcinku poniżej przejazdu (Neal i inni 2007, Wear i inni 2013, Kidd i inni 2014). Aby zapobiec erozji gleby w pobliżu przejazdów przez potok, naturalne podłoże zastępuje się betonowymi płytami lub buduje się przepust (Clarkin i inni 2006). Chociaż takie rozwiązania zmniejszają erozję powierzchniową i spływ cząstek gleby z drogi do potoku, zwiększają erozję dna potoku poniżej takich obiektów (Wear i inni 2013).

Obniżenie dna potoku poniżej ingerujących w dno, betonowych obiektów infrastruktury drogowej, prowadzi do utworzenia się przeszkody poprzecznej utrudniającej rybom przemieszczanie się w górę cieku (Soderstrom 1987). Obecność brodu betonowego i przepustu okularowego spowodowała także odcinkowe przekształcenie siedlisk i transformację fauny bezkręgowców na stosunkowo długich odcinkach potoków (Rys. 4). Efekt ten może być zwielokrotniony przez obecność kilku takich obiektów w jednym potoku. Obserwowane w ostatnich latach coraz wyraźniejsze i dłużej trwające okresy niżówek, mogą powodować pogłębianie się problemu izolacji populacji ryb powyżej małych, niedrożnych obiektów infrastruktury drogowej. Z drugiej strony, te konstrukcje odcinają ryby od tarlisk zlokalizowanych powyżej tych konstrukcji. Dodatkowo, uniemożliwiają one wędrówki kompensacyjne rybom podpływającym z dolnych części potoków (Kukuła 2003, 2006). Bezkręgowce mają większe możliwości ponownego zasiedlenia takich odcinków, szczególnie owady, gdyż jako uskrzydłone formy dorosłe, mogą dolecieć i złożyć jaja w miejscach, w których zostały splukane przez prąd wody (Ward 1993). Małe rozmiary takich obiektów sugerują tylko ich lokalne oddziaływanie. Jednakże duża liczba niedrożnych obiektów infrastruktury drogowej powoduje, że ich negatywny wpływ może być widoczny w całej zlewni i powodować zanik wielu gatunków, w tym gatunków prawnie chronionych (Kukuła i inni 2009, Kukuła i Bylak 2011). Zachowanie ciągłości i dobrego stanu

ekologicznego potoków ma kluczowe znaczenie dla utrzymania fauny wodnej potoków karpackich, które w dużym stopniu zachowały jeszcze naturalny charakter. Nasze wyniki zwracają uwagę na niezwykle istotne znaczenie niewielkich, ale bardzo licznych i praktycznie nieewidencjonowanych obiektów infrastruktury drogowej, w zniekształcaniu siedlisk i struktury fauny wodnej potoków.



Rys. 4. Reakcje bezkręgowców bentosowych na budowę brodu z płyt betonowych lub przepustu okularowego w potoku górskim (wg Bylak i Kukuła 2018, zmienione).

Fig. 4. Response of benthic macroinvertebrate communities to concrete-slab ford construction in a foothill stream (according to Bylak and Kukuła 2018, modified).

PODZIĘKOWANIA

Serdecznie dziękujemy prof. Krzysztofowi Kukule za pomoc w badaniach i cenne uwagi, które pomogły nam w przygotowaniu manuskryptu. Dziękujemy także naszym studentom za pomoc w pracach terenowych.

6. SUMMARY

Compared to dams and weirs, small and very small road infrastructure objects have negative effects on the ecosystem of a stream, particularly on a local scale. Besides, in small streams, the impact of several such structures may usually be multiplicative. In the Carpathian part of the Vistula River basin, the number of concrete culverts and concrete slab ford crossings located above stream-beds is difficult to estimate. Such improved road-stream crossings significantly change the fish fauna of the streams.

Unimproved fords provide an easy and inexpensive method of road-stream crossing. However, vehicles compact the stream bottom and flatten the banks. One simple and relatively permanent solution to this problem is the use of concrete slabs and culverts. These objects can, however, hinder the movement of fish and invertebrates, especially where there are low water levels. Although the impact of fords and culverts on aquatic fauna seems clear, there is not much data available on this topic.

The impacts of an unimproved ford, concrete slab ford, and spectacled culvert (Photo 1a-c) on the aquatic fauna of Carpathian streams (Fig. 1) were examined. It led to the hypothesis that benthic invertebrates inhabiting the ford/culvert and stream sections immediately upstream and downstream of the crossing would differ significantly from those at a non-transformed natural site. The aim of the study was also the assessment of effects of road-stream crossings on ichthyofauna composition. The results revealed that invertebrate fauna in the vicinity of the concrete slab ford and spectacled culvert was altered over relatively long stream sections (Fig. 2, 3).

Improved road-stream crossings disrupted the natural balance between deposition and erosion, with the former dominating above the ford and the latter dominating below the crossing. In small streams, where there are often several similar crossings, this effect would likely be multiplied. The ford's interference in the stream's natural balance between deposition and erosion caused a change in the grain size of the substrate and altered the available organic matter, which directly affected the qualitative and quantitative composition of the macrozoobenthos. As the habitat becomes more homogeneous, the community of invertebrates becomes less diverse.

A decrease in the abundance or even disappearance of fish was caused by the presence of a concrete slab ford and culvert in the beds of the streams. These structures were impassable obstacles preventing upstream fish migration. The unimproved ford in the Roztoki stream (Photo 1a) did not cause degradation of fish fauna on the section above this structure. It was fully permeable to fish almost all year round. Only in low water periods, due to there being not enough water in the ford section, were there difficulties in the movement of fish.

In the Hołubelski stream the impassable construction for fish was a concrete slab in a ford (Photo 1b), while in the in the Baranie stream the impassable construction for fish was a concrete spectacled culvert (Photo 1c). These structures divided the ichthyofauna into two different communities. The stream reach above the ford in the Hołubelski stream was devoid of fish.

7. LITERATURA

- Adynkiewicz-Piragas M., Lejcuś I. 2009. Ocena ciągłości ekologicznej koryta rzecznoego na przykładzie Nysy Łużyckiej na odcinku Porajów–Sobolice. *Nauka Przyr. Technol.*, 3.3, 78.
- 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., Castillo M.M. 2009. *Stream ecology – structure and function of running waters*. 2nd edition. Springer, Dordrecht, ss. 436.
- 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.
- 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, ss. 92.
- 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.
- Brittain J.E. 1982. Biology of mayflies. *Annu. Rev. Entomol.*, 27, 119–147.
- Brylińska M. (Red.). 2000. *Ryby słodkowodne Polski*. PWN, Warszawa, ss. 521.
- Bylak A. 2018. Wpływ niskich barier na ichtiofaunę – przykłady z potoków karpaccich. *Rocz. Nauk. PZW*, 31, 5–19.
- Bylak A., Kukuła K. 2015. Fauna wodna potoków karpaccich – cenne gatunki i zespoły. Wydawnictwo ProCarpathia, Rzeszów, ss. 196.
- Bylak A., Kukuła K. 2018. Concrete slab ford crossing – an anthropogenic factor modifying aquatic invertebrates communities. *Aquat. Ecosyst. Health*, 21, 41–49.
- Bylak A., Wójcik M. 2016. Benthic macroinvertebrate communities response on the fine sediment accumulation in mountain stream. *Acta Sci. Pol. Form. Circum*, 15, 35–47.
- 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.
- Cardinale B.J., Gelmann E.R., Palmer M.A. 2004. Net spinning caddisflies as stream ecosystem engineers, the influence of *Hydropsyche* on benthic substrate stability. *Funct. Ecol.*, 18, 381–387.

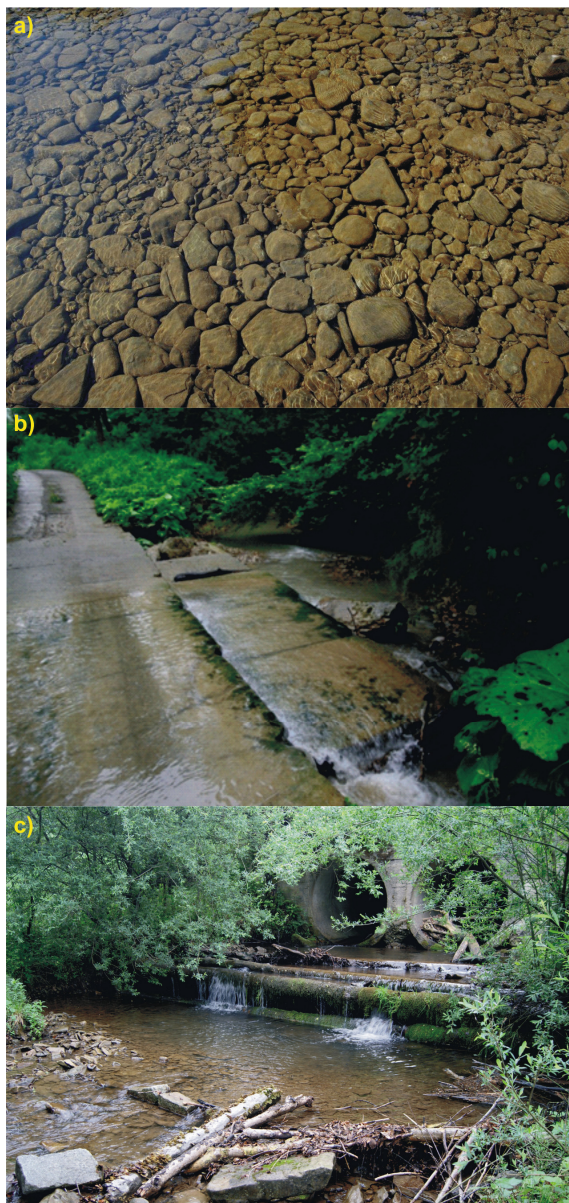
- Carling P.A., McCahon C.P. 1987. Natural siltation of brown trout (*Salmo trutta* L.) spawning gravels during low-flow conditions. ss. 229–244 (W: Craig, J.F., Kemper, J.B. (Eds.), *Regulated Streams: Advances in Ecology*. Plenum Press, New York.
- Clarkin K., Keller G., Warhol T., Hixson S. 2006. Low-water crossings, geomorphic, biological, and engineering design considerations. 0625-1808-SDTDC. San Dimas, CA, U.S. Department of Agriculture, Forest Service, National Technology and Development Program, San Dimas Technology and Development Center, ss. 363.
- Conallin J., Jyde M., Filrup K., Pedersen S. 2012. Diel foraging and shelter use of large juvenile brown trout (*Salmo trutta*) under food satiation. *Knowl. Manag. Aquat. Ec.*, 404, 1–6.
- Dynowska I., Maciejewski M. (red.). 1991. *Dorzecze górnej Wisły*. PWN. Warszawa, Kraków, ss. 341.
- Extence C.A., Chadd R.P., England J., Dunbar M.J., Wood P.J., Taylor E.D. 2013. The assessment of fine sediment accumulation in rivers using macro-invertebrate community response. *Riv. Res. Appl.*, 29, 17–55.
- Gibson J.R., Haedrich R.L., Wernerheim C.M. 2005. Loss of fish habitat as a consequence of inappropriately constructed stream crossings. *Fisheries*, 30, 10–17.
- Gorzel M., Kornijów R. 2004. Biologiczne metody oceny jakości wód rzecznych. *Kosmos*, 53, 2, 183–191
- Habdija I., Primc B. 1987. Biocenotical classification of the litorheophilous communities in the Karst Waters according to the macro benthic fauna. *Acta Hydrochim. Hydrobiol.*, 15, 495–503.
- Hunsaker C.T., Neary D.G. 2012. Sediment loads and erosion in forest headwater streams of the Sierra Nevada, California. ss. 195–204. (W: *Revisiting Experimental Catchment Studies in Forest Hydrology: Proceedings of a Workshop held during the XXV IUGG General Assembly in Melbourne, June–July 2011*. Red. A.A. Webb, M. Bonell, L. Bren, P.N.J. Lane, D. McGuire, D.G. Neary, J. Nettles, D.F. Scott, J. Stednik, Y. Wang). IAHS Publ. 353, Wallingford.
- Jungwirth M., Schmutz S., Weiss S. 1998. Fish migration and fish bypasses. Fishing News Books. Blackwell Science, Oxford, UK, ss. 438.
- Keckeis H., Bauer-Nemeschkal E., Kamler E. 1996. Effects of reduced oxygen level on the mortality and hatching rate of *Chondrostoma nasus* embryos. *J. Fish Biol.*, 49, 430–440.
- Keenleyside M.H.A. 1962. Skin-diving observations of Atlantic salmon and brook trout in the Miramichi river, New Brunswick. *J. Fish. Res. Board Can.*, 19, 625–634.
- Kidd K.R., Aust W.M., Copenheaver C.A. 2014. Recreational stream crossing effects on sediment delivery and macroinvertebrates in Southwestern Virginia, USA. *Environ. Manage.*, 54, 505–516.
- King S., O'Hanley J.R. 2016. Optimal fish passage barrier removal – Revisited. *Riv. Res. Appl.*, 32, 418–428.
- Kondolf G.M., Gao Y., Annandale G.W., Morris G.L., Jiang E., Zhang J., Cao Y., Carling Y., Fu K., Guo Q., Hotchkiss R., Peteuil C., Sumi T., Wang H.W., Wang Z., Wei Z., Wu B., Wu C., Yang C.T. 2014. Sustainable sediment management

- in reservoirs and regulated rivers: Experiences from five continents. *Earth's Future*, 2, 256–280.
- 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., Bylak A. 2007. Struktura pokarmu pstrąga potokowego *Salmo trutta m. fario* L. w potoku Wołosaty (Bieszczady Zachodnie). *Rocz. Bieszcz.*, 15, 231–241.
- 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*.
- Larsen S., Vaughan I.P., Ormerod S.J. 2009. Scale-dependent effects of fine sediments on temperate headwater invertebrates. *Freshw. Biol.*, 54, 203–219.
- 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.
- Longing S.D., Voshell J.R., Jr, Dolloff C.A., Roghair C.N. 2010. Relationships of sedimentation and benthic macroinvertebrate assemblages in headwater streams using systematic longitudinal sampling at the reach scale. *Environ. Monit. Assess.*, 161, 517–540.
- Merritt, R.W., Cummins, K.W. (Red.), 1996. *An introduction to the aquatic insects of North America*, 3rd edition. Kendall/Hunt Publ. Co., Dubuque, Iowa, USA, ss. 1158.
- Morris B.C., Bolding M.C., Aust W.M., McGuire K.J., Schilling E.B., Sullivan J. 2016. Differing levels of forestry best management practices at stream crossing structures affect sediment delivery and installation costs. *Water*, 8, 92.
- Mueller M., Pander J., Geist J. 2011. The effects of weirs on structural stream habitat and biological communities. *J. Appl. Ecol.*, 48, 1450–1461.
- Neal J.W., Harris N.J., Kumaran S., Behler D.A., Lang T.J., Port P.R., Melandri M., Batten B.G. 2007. Comparison of aquatic-insect habitat and diversity above and below road crossings in low-order streams. *J. Ark. Acad. Sci.*, 61, 78–83.
- Nilsson A.N. (Ed.) 1996. *Aquatic insects of North Europe. A taxonomic handbook*. Vol. 1., Apoollo Books, Stenstrup, ss. 274.
- Riedel M.S., Swift L.W. Jr., Vose J.M., Clinton B.D. 2007. Forest road erosion research at the Coweeta Hydrologic Laboratory. ss. 197–204 (W: *Advancing the Fundamental Sciences: Proceedings of the Forest Service National Earth Sciences Conference*, San Diego, CA, 18–22, October 2004. Red. M. Furniss, C. Clifton, K. Ronnenberg) PNW-GTR-689, Portland.
- Rooseboom A., Jordaan J.M. 2009. Hydraulic structures, equipment and water data acquisition systems. Vol. II., Abstracting water from sediment-laden streams. ss. 265–276 (W: *Knowledge for sustainable development: an insight into the Encyclopedia of life support systems*).
- Rzonca B., Siwek J. (Red.) 2011. *Hydrologia Bieszczadów*. Wyd. IGiGP UJ. Kraków, ss. 89.

- Soderstrom O. 1987. Upstream movements of invertebrates in running water – a review. *Arch. Hydrobiol. Supp.*, 111, 197–208.
- Stanisz A. 2006. Przystępny kurs statystyki z zastosowaniem STATISTICA PL na przykładach z medycyny. Tom 1 Statystyki Podstawowej. STATSOFT, ss. 532.
- Tachet H., Richoux P., Bournaud M., Usseglio-Polatera P. 2002. *Invertébrés d'eau douce, Systématique, biologie, écologie*. CNRS Editions, Paris, ss. 587.
- Vaughan D.M. 2002. Potential impact of road-stream crossing (culverts) on the upstream passage of aquatic macroinvertebrates. *US Forest Service Report*, ss. 15.
- Ward J.V. 1993. *Aquatic insect ecology. Biology and habitat*. John Wiley and Sons, New York, ss. 438.
- Watz, J., Piccolo, J., Bergman, E., Greenberg, L., 2014. Day and night drift-feeding by juvenile salmonids at low water temperatures. *Environ. Biol. Fish.*, 97, 505–513.
- Wear L.R., Aust W.M., Bolding C.M., Strahm B.D., Dolloff C.A. 2013. Effectiveness of best management practices for sediment reduction at operational forest stream crossings. *For. Ecol. Manage.*, 289, 551–561.
- 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.
- Wiśniewolski 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, ss. 42.
- Wood P.J., Armitage P.D. 1997. Biological effects of fine sediment in the lotic environment. *Environ. Manage.*, 21, 203–217.

Deklaracja autorów o udziale w przygotowaniu publikacji:

Współautorzy niniejszej publikacji przyczynili się, choć w różnym stopniu, do: przygotowania projektu badań i programu pracy; zbierania danych i prowadzenia badań; przeprowadzenia analizy statystycznej; interpretacji wyników; opracowania manuskryptu; wyszukiwania literatury. Sumaryczny udział poszczególnych współautorów wynosił: AB – 80%, EH – 20%. Pomiedzy współautorami nie istnieje konflikt interesów. Praca nie posiada autorów nieujawnionych.



Fot. 1. Obiekty infrastruktury drogowej wpływające na faunę potoków górskich; a) dno potoku Roztoki w miejscu brodu z narzutem kamiennym, b) bród z płyt betonowych w potoku Hołubelskim, c) przepust okularowy w potoku Baranie (fot. A. Bylak, E. Halań).

Photo 1. Anthropogenic objects affecting the structure of mountain stream fauna; a) rock ford crossing in the Roztoki Stream, b) ford crossing of concrete slabs in the Hołubelski Stream, c) spectacled culvert in the Baranie Stream (A. Bylak, E. Halań).