

LESZEK AUGUSTYN^{1*}, RYSZARD BARTEL²

**WSTĘPNE BADANIA WPLYWU DWÓCH HYDROELEKTROWNI
NA KARPIOWATE RYBY RZECZNE W DUNAJCU**

PRELIMINARY INVESTIGATIONS OF THE INFLUENCE OF TWO
ELECTROPOWER STATIONS ON RIVERINE CYPRINID FISHES IN THE
DUNAJEC RIVER

¹ Okręg Polskiego Związku Wędkarskiego w Nowym Sączu
ul. Inwalidów Wojennych 14, 33-300 Nowy Sącz

² Instytut Rybactwa Śródlądowego w Olsztynie, Zakład Ryb Wędrownych
ul. Reduta Żbik 5, 80-761 Gdańsk

ABSTRACT

The Dunajec River is the biggest tributary of the upper Vistula River. In the upper Dunajec River two dam reservoirs were built in 1997, the Czorsztyń-Niedzica and, downstream of it, the Sromowce Wyżne. Since 2001 water from the lower reservoir has periodically been pumped to the upper reservoir. On each such occasion the water level decreased in the lower reservoir by 60 cm in 10 minutes. Observations were carried out in two sections of the Dunajec River, below the lower dam and 30 km downstream, and also in a section of the Poprad River, a tributary of the Dunajec River, as a control point. These observations were carried out in 1988–1992 and 2001–2002, and the structure of the ichthyofauna was recorded. As a result of this changing of water level great changes in assemblage composition of rheophilic cyprinid fishes were observed in the Dunajec River below the Sromowce Wyżne reservoir, mainly in nase, *Chondrostoma nasus*, barbel, *Barbus barbus*, and chub *Leuciscus cephalus*. The main reason of these changes in assemblages composition were rapid fluctuations in the water level eliminating a natural recruitment of juvenile rheophilic cyprinid fishes.

Key words: rheophilic cyprinid fishes, dam reservoir, changes in assemblage composition.

* Autor do korespondencji: e-mail: leszek.augustyn@pzwns.info.pl

Praca prezentowana na III Krajowej Konferencji Hodowców i Producentów Karpiowatych Ryb Reofilnych, Warszawa 2004 r.

1. WSTĘP

Budowa i działanie zapór przynosi zespołom organizmów wodnych wiele negatywnych skutków. Podział na dwie oddzielne części systemu stanowiącego wcześniej jednorodną całość wywołuje fundamentalne zmiany w strukturze i funkcjonowaniu jego żywych elementów (Cada i Francfort 1995, Penczak 1994, Penczak i Kruk 2000, 2005). Zapory burzą to, co jest główną cechą każdej rzeki – jej kontinuum (Penczak i inni 1998, Baras i Lucas 2001, Penczak i Sierakowska 2003, Penczak 2004, Kruk 2006). Ich wpływ na ichtiofaunę wyraża się przez ograniczanie różnorodności siedlisk dostępnych dla ryb (Nevers i Angermeier 1990, Penczak 1995, Bowen i inni 1998, Humpheries i Lake 2000, Kruk 2007), ograniczanie, a nawet wyeliminowanie anadromicznych i potamodromicznych migracji ryb (Baras i Lucas 2001, Bartel 2001, Kruk 2004), zwiększenie śmiertelności ryb w wyniku przechodzenia przez turbiny elektrowni wodnej (Penczak i Gomes 2000, Bartel i inni 2002), zmiany termiki i reżimu przepływów wód (Penczak i inni 1998, Penczak 1999, Głowacki i Penczak 2000, Starmach 1998).

Budowa kaskady sztucznych zbiorników wodnych Czorsztyn-Niedzica i Sromowce Wyżne zmieniła warunki życia dla ryb powyżej i poniżej zbiorników wodnych. Na te zmiany nałożyła się tendencja zanikania gatunków ryb typowo rzecznych (Starmach 1989, Włodek i Skóra 1992, Amirowicz 2001, Kukuła 2004), co wymusiło opracowanie i podjęcie działań w ramach „Programu restytucji karpiowatych ryb rzecznych w górnym i środkowym Dunajcu” (Augustyn 2004a). Produkcję materiału zarybieniowego świnki i brzany oparto na stadach tarłowych odławianych z Popradu. Na bazie ich puli genetycznych podjęto masową produkcję materiału zarybieniowego (Augustyn 2002). Zarybienia narybkiem klenia wykonywane były wyłącznie w Dunajcu i Popradzie w odcinkach intensywnie zarybianych głowacica. Produkcję materiału zarybieniowego klenia oparto na tarlakach odławianych w cofce zbiornika zaporowego „Klimkówka” na rzece Ropie. W latach 1997–2002 do wód Dunajca i Popradu wpuszczono 1,8 mln szt. narybku jesiennego świnki, 63 tys. szt. narybku jesiennego brzany (Augustyn 2004a).

Celem badań podjętych w dorzeczu Dunajca poniżej zespołu zbiorników wodnych Czorsztyn-Niedzica i Sromowce Wyżne była wstępna ocena wpływu nowo powstałych hydroelektrowni na karpiowate ryby rzeczne w Dunajcu. Wyniki tej pracy prezentowane były na III Konferencji „Karpiowate ryby reofilne” w 2004 r. w Warszawie.

2. TEREN BADAŃ

Rzeka Dunajec jest drugim co do wielkości karpackim dopływem Wisły (247,1 km). Wypływa z Tatr, przepływa przez Podhale, przecina przełomami Pieniny i Beskid Sądecki, po czym wpływa do Kotliny Sądeckiej, gdzie kończy się środkowy jej bieg. Na granicy Podhala i Pienin wybudowano,

napełnione w 1997 roku, dwa zbiorniki zaporowe (Rys. 1): zbiornik główny Czorsztyn-Niedzica o powierzchni 1226 ha i pojemności 231,9 mln m³ i zbiornik wyrównawczy przepływów w rzece, Sromowce Wyżne, o powierzchni 88 ha i pojemności 7,5 mln m³.



Rys. 1. Lokalizacja stanowisk badawczych w systemie rzeki Dunajec (Kontrolowane odcinki oznaczono elipsami: I – Pieniny, II – Beskidy, III – Poprad).

Fig. 1. Location of investigated sections in the Dunajec River system (Controlled sections are bounded by ellipses: I – Pieniny, II – Beskidy, III – Poprad).

Prace badawcze wykonano na dwóch odcinkach rzeki Dunajec poniżej kaskady zbiorników zaporowych (Rys. 1): w Pieninach (I), w Beskidach (II), i porównawczo w Popradzie (III), w którym nie wybudowano dotąd żadnych zapór.

Odcinek Dunajca w Pieninach obejmuje rzekę od korony zapory w Sromowcach Wyżnych do granicy Pienińskiego Parku Narodowego. Pieniny stanowią zwarte pasmo wzniesień zbudowanych z wapieni, margli,

piaskowców i zlepieńców, przez które malowniczym przełomem przedziera się Dunajec. Najwyższym szczytem Pienin są Trzy Korony (982 m n.p.m.). W odcinku tym zewidencjonowano ichtiofaunę na dwóch stanowiskach (Sromowce Wyżne, Sromowce Niżne). Długość odcinka to 11,2 km, przepływ (Q_{sr}) wynosi $23,4 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$.

Odcinek Dunajca w Beskidach obejmuje rzekę od ujścia potoku Grajcarek do ujścia potoku Ochotnica. W odcinku tym Dunajec płynie wąską kilometrowej szerokości doliną zwężającą się miejscami do 200 m o stromych i zalesionych zboczach między masywem Lubania (1211 m n.p.m.), a Pasmem Radziejowej (1262 m n.p.m.) w Beskidzie Sądeckim. Góry Beskidu Sądeckiego zbudowane są z fliszu karpackiego płaszczowiny magurskiej wykształconego w postaci gruboławicowych piaskowców z wkładkami łupków ilastych i zlepieńców. W odcinku tym zewidencjonowano ichtiofaunę na czterech stanowiskach (Szczawnica, Krościenko, Tylmanowa, Zabrzeż). Długość odcinka – 19,3 km, przepływ (Q_{sr}) w Krościenku wynosi – $31,1 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$.

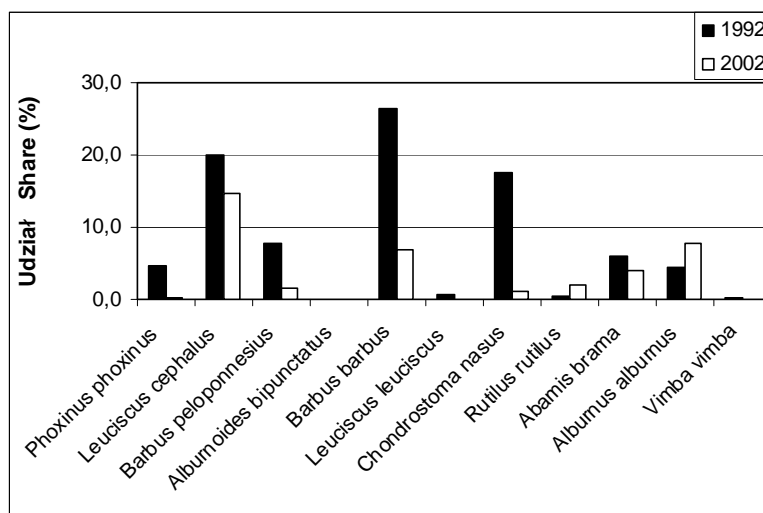
Odcinek rzeki Poprad obejmuje środkowy odcinek w granicach Państwa od ujścia potoku Łomniczanka do ujścia potoku Roztoka Ryterska. W odcinku tym zewidencjonowano ichtiofaunę na czterech stanowiskach (Łomnica, Piwniczna, Młodów, Rytro). Poprad wypływa na południowych stokach Tatr Wysokich w rejonie szczytu Krywań (2294 m n.p.m.). Po 155 km biegu uchodzi do Dunajca. Do Polski wpływa w rejonie Leluchowa, po czym rozcina góry Beskidu Sądeckiego malowniczym przełomem, by po 47 km, w okolicy Barcic, wpłynąć do Kotliny Sądeckiej. Powierzchnia całkowita zlewni wynosi 2081 km^2 , z czego 606 km^2 na terytorium Polski. Długość odcinka – 22,3 km, przepływ (Q_{sr}), w Starym Sączu wynosi $24,5 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$.

3. MATERIAŁ I METODY

Prezentowane w tym opracowaniu wyniki oparto na elektropołowach wykonanych w latach 2001–2002 przy użyciu agregatu stacjonarnego (220–230 V, 3–5 A) brodząc pod prąd wody. Metodyka badań i charakterystyka stanowisk podane są w pracy Augustyna i Eplera (2006). Strukturę ichtiofauny porównano ze stanem z lat 1989–1992 w odpowiednich odcinkach Dunajca (Włodek i Skóra 1992) i Popradu (Augustyn i inni 1996). Elektropołowę wykonano tą samą metodą i na tych samych stanowiskach, na których ewidencjonowano ichtiofaunę Dunajca i Popradu w okresie przed napełnieniem zbiornika Czorsztyńskiego. W badaniach z lat 1989–1992 nie dokonywano precyzyjnych pomiarów długości stanowisk, co uniemożliwiło obecnie wykonanie statystycznych testów zmian liczebności w poszczególnych gatunkach ryb.

4. WYNIKI

Na Dunajcu w Pieninach w 2002 r. na dwu stanowiskach złowiono 387 ryb karpiołatych o łącznej masie 56680 g (Tab. 1). Ryby te w strukturze ichtiofauny stanowią ilościowo 40,27% i wagowo 35,33%. Ilościowo dominuje ukleja (*Alburnus alburnus*) – 143 szt. (14,88%) i kleń (*Leuciscus cephalus*) – 134 szt. (19,94%), a pod względem biomasy; kleń – 24625 g (15,38%) i brzana (*Barbus barbus*) – 15025 g (9,37%). Porównując wyniki sprzed dziesięciu lat, w Pieninach stwierdzić należy spadki udziałów ilościowych 9 gatunków karpiołatych ryb, w tym: brzany o 19,6%, świnki (*Chondrostoma nasus*) o 16,4%, brzanki (*Barbus peloponnesius*) o 6,1%, klenia o 5,4%, strzebli potokowej (*Phoxinus phoxinus*) o 4,4% i leszcza (*Abramis brama*) o 1,2%. Ilościowe udziały wzrosły tylko w przypadku dwu gatunków ryb karpiołatych: uklei o 3,2% i płoci (*Rutilus rutilus*) o 1,7% (Rys. 2). Różnice te są statystycznie istotne (Test Wilcoxon, $n = 11$, $T = 10$, $p < 0,025$).



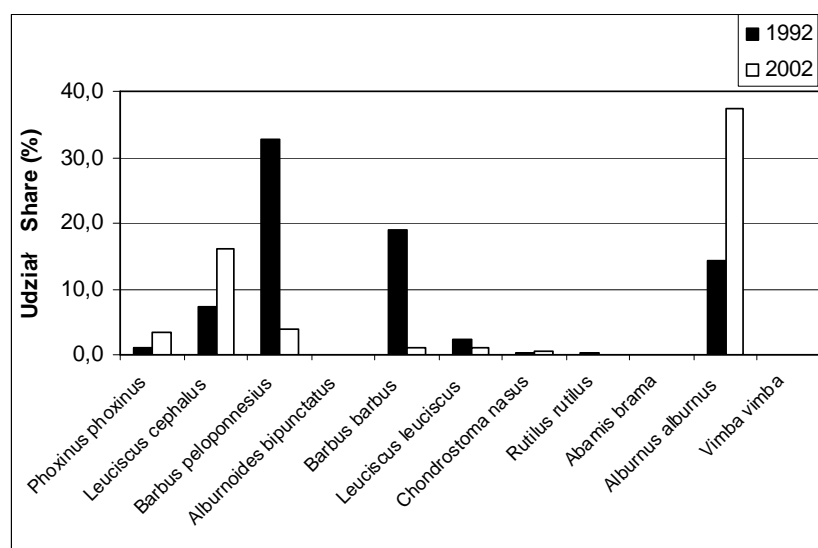
Rys. 2. Zmiany udziałów liczebności ryb karpiołatych w Dunajcu w Pieninach w okresie 1992 (Włodek i Skóra 1992) – 2002.

Fig. 2. Changes in the frequency of cyprinid fishes in the Dunajec River, Pieniny Region in period 1992 (Włodek and Skóra 1992) – 2002.

Na Dunajcu w przełomie przez Beskid Sądecki na 4 stanowiskach złowiono 1093 ryby karpiołate o łącznej masie 98175 g (Tab. 1). Ryby te w strukturze ichtiofauny stanowią 66,22% ilościowo i 49,39% wagowo. Ilościowo dominują ukleje – 622 szt. (37,54%), klenie – 241 szt. (14,54%) i brzanki – 123 szt. (7,42%), wagowo; klenie – 47230 g (23,76%), brzanki – 24645 g (12,4%) i brzany – 12755 g (6,42%). Porównując wyniki sprzed

dziesięciu lat w Beskidach stwierdzić należy spadki ilościowe 5 gatunków ryb: brzanki o 28,8%, brzany o 17,9% jelca (*Leuciscus leuciscus*) o 1,3%, płoci o 0,3% i zanik piekielnicy (z 0,1%).

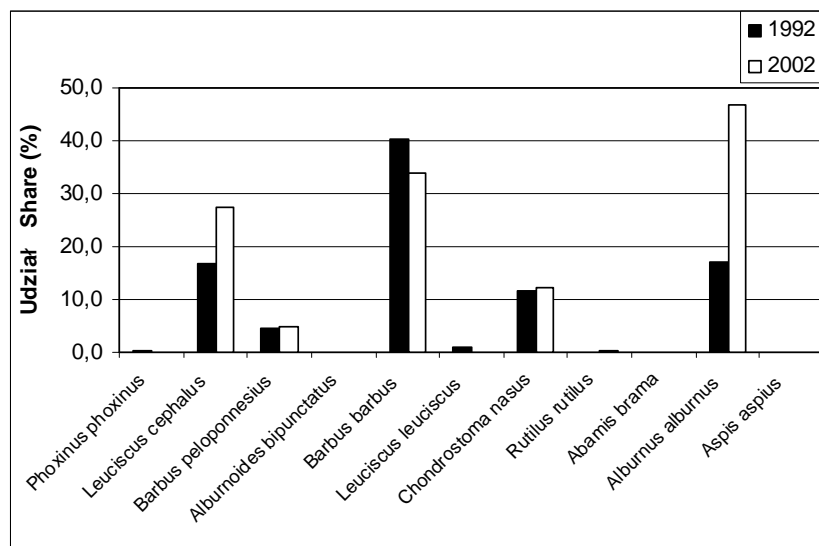
Wzrost ilościowy odnotowano u 4 gatunków ryb, w tym: uklei o 23,1%, klenia o 9,0% i strzebli potokowej o 2,4% (Rys. 3). Różnice te nie są statystycznie istotne (Test Wilcoxon, $n = 9$, $T = 21$, $p < 0,1$).



Rys. 3. Zmiany udziałów liczebności ryb karpiovatych w Dunajcu w Beskidach w okresie 1992 (Włodek i Skóra 1992) – 2002.

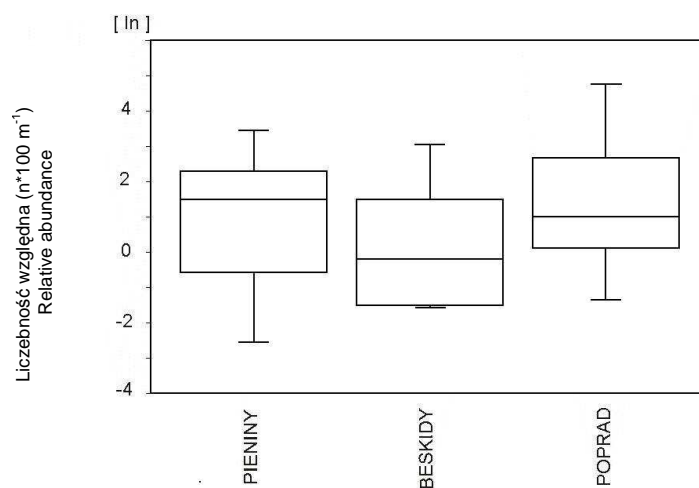
Fig. 3. Changes in the frequency of cyprinid fishes in the Dunajec River, Beskid Region in period 1992 (Włodek and Skóra 1992) – 2002.

W Popradzie na 4 stanowiskach stwierdzono 4986 ryb o łącznej masie 637294 g. Ryby karpioвате są tu absolutnymi dominantami: 90,33% ilościowych i 83,87% wagowych udziałów w ichtiofaunie. Podobnie jak w Dunajcu ilościowo dominują ukleje – 3273 szt. (57,29%) i klenie – 766 szt. (13,41%), a wagowo: brzany – 344460 g (45,15%) i klenie – 122340 g (16,04%). Porównując wyniki sprzed dziesięciu lat, stwierdzono w Popradzie spadki ilościowe 5 gatunków ryb, w tym: brzany o 6,4%, jelca o 1,1% i strzebli potokowej o 0,4%. Wzrost udziałów ilościowych odnotowano u uklei o 29,8%, i brzanki o 0,3% (Rys. 4). Różnice te również nie są statystycznie istotne (Test Wilcoxon, $n = 10$, $T = 21,5$, $p < 0,1$).



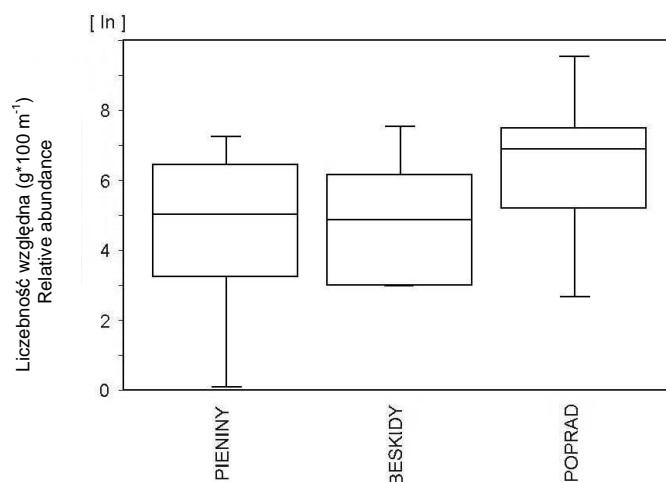
Rys. 4. Zmiany udziałów liczebności ryb karpiozatyh w Popradzie w okresie 1992–2002 (Włodek i Skóra 1992).

Fig. 4. Changes in the frequency of cyprinid fishes in the Poprad River in period 1992–2002 (Włodek and Skóra 1992).



Rys. 5. Względna liczebność (przeliczona na 100 m biegu rzeki) wg gatunków ryb stwierdzanych w poszczególnych badanych odcinkach (skala logarytmiczna).

Fig. 5. Relative abundance (estimated per 100 m of river course) of fish species recorded in the particular investigated sections (logarithmic scale).



Rys. 6. Względna masa (przeliczona na 100 m biegu rzeki) wg gatunków ryb stwierdzanych w poszczególnych badanych odcinkach (skala logarytmiczna).

Fig. 6. Relative abundance of weight (estimated per 100 m of river course) of fish species recorded in the particular investigated sections (logarithmic sale).

W Pieninach na jedno stanowisko połowowe przypadło średnio 193,5 szt. odłowionych ryb karpiowatych (względna liczebność na 100 m = 27,64) o łącznej masie 28340 g (względna liczebność na 100 m = 4048 g), na Dunajcu w Beskidach na jednym stanowisku odłowiono 273,25 ryby (względna liczebność na 100 m = 39,03), o łącznej masie 24543,7 g (względna liczebność na 100 m = 3.506,2 g), a w Popradzie na jednym stanowisku odłowiono 1246,2 ryby (względna liczebność na 100 m – 178,01) o łącznej masie 159323,5 g (względna liczebność na 100 m – 178,01). Różnice te w zakresie względnej liczebności ryb przeliczonych na 100 m biegu rzeki są statystycznie nieistotne (ANOVA; $F_{(2,30)} = 2.091$, $p > 0,1$) (Rys. 5). Jednak w zakresie względnej biomasy ryb wg stwierdzonych gatunków przeliczonych na 100 m biegu rzeki, wyniki są statystycznie istotne (ANOVA; $F_{(2,30)} = 3.491$, $p < 0,05$) (Rys. 6).

5. DYSKUSJA

Zmiany składu i struktury ichtiofauny w okresie ostatnich kilkunastu lat odnotowano niemal we wszystkich systemach rzecznych na całym świecie. Ich przyczyny związane są przede wszystkim z postępującą urbanizacją i industrializacją, a w konsekwencji z pogarszaniem się parametrów fizyko-chemicznych wód i warunków siedliskowych dla zamieszkujących je ryb (Nevers i Angermeier 1990, Penczak 1995, Bowen i inni 1998, Penczak i inni 1998, Penczak i Kruk 2000, Baras i Lucas 2001, Penczak 2001, Penczak i Sierakowska 2003, Kruk 2004, 2006,

2007). Antropogeniczne zmiany nie ominęły również dorzecza Dunajca (Bieniarz i Epler 1972, Starmach 1983/1984, 1989, 1998, Skóra i inni 1995, Włodek i Skóra 1992, Augustyn i inni 2003a, Augustyn 2004b, Jelonek i inni 2003a, 2003b, Kukuła 2003, Starmach i Jelonek 2003).

Poniżej zapór wodnych w Czorsztyń-Niedzicy i Sromowcach Wyżnych zmiany składu i struktury ichtiofauny Dunajca są bardzo podobne do stwierdzonych w Ropie poniżej zapory w Klimkówce (Augustyn i inni 2000b). W przeciągu 5 lat po napełnianiu zbiorników ze składu ichtiofauny Dunajca poniżej zapór wodnych zaniknęła piekielnica (*Alburnoides bipunctatus*), a 9 innych gatunków karpiowatych ryb rzecznych zmniejszyło znacznie swoje liczebności. Nie są to odosobnione przypadki. Badania w Warcie, Pilicy, Gwdzie i Narwi wykazały nawet 2–3-krotne zmniejszenie się liczby gatunków ryb w okresie 10–15 lat od napełnienia zbiorników zaporowych (Penczak i inni 1998, Głowacki i Penczak 2000, Penczak i Gomes 2000, Penczak i Kruk 2000, Penczak 2001). W South Fork River (Tennessee USA) liczba gatunków poniżej kaskady 2 zapór zmniejszyła się z 32 do 13 (Nevers i Angermeier 1990). Poniżej australijskich zapór w systemach rzek Murray i Darling stwierdzono zanik 12 gatunków ryb (Humpheries i Lake 2000). Spadek różnorodności gatunkowej poniżej tych zapór wyniósł od 22–55% (Gehrke i inni 1995).

Ryby rzeczne są najważniejszym elementem ekologicznej oceny rzek (Schiemer 2000). Czynnikiem redukującym ich populacje mogą być dobowe oscylacje przepływu wód zrzucanych przez hydroelektrownię. Główny zbiornik Czorsztyński posiada zbiornik wyrównawczy w Sromowcach Wyżnych, którego funkcją winno być redukcowanie zmian odpływu wód Dunajca wywołane pracą elektrowni. Tak się jednak nie dzieje w okresie spływu tratwami flisackimi Przełomem Pienińskim, ponieważ od maja do października każdego roku przepływy wód są regulowane w zakresie od $9 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ w nocy do $25\text{--}45 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ w dzień. W ciągu 10 minut dochodzi do zmian poziomu lustra wody w pionie do 60 cm i 2–6 m na ławicach żwirowych w poziomie. Tak szybkim zmianom nie są w stanie się przeciwstawić stadia juwenilne (narybek) ryb rzecznych, które ze względu na swoje małe rozmiary wybierają na swoje siedliska bardzo płytkie przybrzeżne strefy rzeki (Gaudin i Sempeski 2001). Warunkiem skuteczności naturalnej rekrutacji jest łatwa dostępność właściwych mikrosiedlisk (Bowen i inni 1998, Schiemer i inni 2003), odpowiednia jakość siedlisk pod względem optymalnych przepływów, temperatury i dostępności pokarmu (Flore i inni 2000, Langler i Smith 2001) oraz dostępność schronisk podczas wezbrań (Grift i inni 2003, Augustyn i inni 2006). Czynniki te zależą z kolei od stabilności poziomu wody. Nawet krótkotrwałe fluktuacje mogą prowadzić do poważnych zmian jakości siedliska (Cattanéo i inni 2001, Schiemer i inni 2001).

Konsekwencje przegradzania rzek są złożoną funkcją wielu zjawisk. W przypadku Dunajca poniżej kaskady Czorsztyńskiej zmiany dobowego

reżimu odpływu wód z hydroelektrowni mogą w krótkim czasie doprowadzić do całkowitej eliminacji reofilnych ryb karpowatych z ich naturalnego środowiska.

SUMMARY

The construction of a cascade of the Czorsztyn-Niedzica and Sromowce Wyżne water reservoirs changed the living conditions of fish upstream and downstream of them. The aim of the presented here results is a preliminary assessment of the impact of newly constructed hydropower stations on the cyprinid species in the Dunajec River. The results of electrofishing carried out in 2001–2002 were compared with those of 1992, before the filling of the Czorsztyn-Niedzica reservoir (Tab. 1). While comparing the results obtained in the Dunajec just downstream the hydropower stations (distance of 10 km) in the Pieniny Mts. decreases in the abundance of 9 cyprinid fish species, including barbel (*Barbus barbus*), by 19.6%, nase (*Chondrostoma nasus*), by 16.4%, spotted barbel (*Barbus peloponnesius*), by 6.1%, chub (*Leuciscus cephalus*), by 5.4%, minnow (*Phoxinus phoxinus*), by 4.4%, and bream (*Abramis brama*), by 1.2%, were observed. The percentages increased in the case of only two cyprinid species: bleak (*Alburnus alburnus*), by 3.2%, and roach (*Rutilus rutilus*), by 1.7% (Fig. 2).

In the Dunajec in the Beskidy Mts., 30 km downstream of the more downstream hydropower station, decreases in the abundance of five fish species, spotted barbel, by 28.8%, barbel, by 17.9%, dace (*Leuciscus leuciscus*), by 1.3%, roach, by 0.3%, and the extinction of spiralin (*Alburnoides bipunctatus*), were recorded. Abundance increase was noted in only four fish species, including bleak, by 23.1%, chub, by 9.0%, and minnow, by 2.4% (Fig. 3). In the unimpounded Poprad River abundance decreases in five fish species, including barbel, by 6.4%, dace, by 1.1%, and minnow, by 0.4%, and increases in bleak, by 29.8%, and spotted barbel, by 0.3% (Fig. 4), were observed.

Fluctuations of water level caused by the functioning of hydropower stations at Czorsztyn–Niedzica and Sromowce Wyżne cause a low efficiency of natural recruitment, which may soon result in the complete extinction of cyprinid fish species in their natural environment there.

LITERATURA

- Amirowicz A. 2001. Zagrożone gatunki ryb i minogów w ichtiofaunie województwa małopolskiego i śląskiego. Roczn. Nauk. PZW. Supl., 14, 249–296.
- Augustyn L. 2002. Sztuczny rozród świnki, *Chondrostoma nasus* (L.) i brzany, *Barbus barbus* (L.) z Popradu. ss. 29–36. (W: Wylegarnia 2001–2002, Red. Z. Okoniewski, E. Brzuska). Wyd. IRŚ Olsztyn.
- Augustyn L. 2004a. Restytucja karpowatych ryb rzecznych w górnym i środkowym Dunajcu. Arch. Ryb. Pol., 12. Supl. 2, 279–286.

- Augustyn L. 2004b. Ichtiofauna polskiej części Popradu. Arch. Ryb. Pol., 12. Supl. 2, 63–71.
- Augustyn L., Epler P. 2006. Ichtiofauna dorzecza Dunajca na początku XXI wieku. Wyd. PWSZ, Nowy Sącz, ss. 91.
- Augustyn L., Bartel R., Epler P. 2006. The influence of catastrophic floods on poststocking survival of reared brown trout (*Salmo trutta* m. *fario* L.) fry. Acta Sci. Pol. Piscaria, 5, 3–16.
- Augustyn L., Bartel R., Epler P. 2003a. Fish fauna of the Łososina River System. Roczn. Nauk. Zoot., 17, 591–595.
- Augustyn L., Bartel R., Epler P. 2003b. Wpływ nowo powstałego zbiornika zaporowego Klimkówka na ichtiofaunę dorzecza Ropy. Roczn. Nauk. Zoot. 17, 597–601.
- Augustyn L., Skóra K., Włodek J.M. 1996. Ichtiofauna dorzecza rzeki Poprad. Roczn. Nauk. PZW, 9, 5–22.
- Baras E., Lucas M.C. 2001. Impacts of man's modifications of river hydrology on the migration of freshwater fishes: a mechanistic perspective. Ecohydrology and Hydrobiology, 1, 291–304.
- Bartel R. 2001. Return of salmon back to Polish waters. Ecohydrology and Hydrobiology, 1, 377–392.
- Bartel R., Bieniarz K., Epler P. 2002. Fish passing through the turbines of Pomeranian River hydroelectric plants. Arch. Ryb. Pol., 10, (2), 275–280.
- Bieniarz K., Epler P. 1972. Ichthyofauna of certain rivers in Southern Poland. Acta Hydrobiol. 14, 419–444.
- Bowen Z.H., Freeman M.C., Bovee K.D. 1998. Evaluation of generalized habitat criteria for assessing impacts of altered flow decreases. Trans. Amer. Fish. Soc., 127, (3), 455–468.
- Cada G.F., Francfort J.E. 1995. Examining the benefits and costs of fish passage and protection measures. Hydrolog. Rev., 14, (1), 47–55.
- Cattanéo F., Carrel G., Lamorouroux N., Breil P. 2001. Relationship between hydrology and cyprinid reproductive success in the Lower Rhone at Montelimar, France. Arch. Hydrobiol., 151, 427–450.
- Flore L., Reckendorfer W., Keckeis H. 2000. Reaction field, and search volume of 0+ nase (*Chondrostoma nasus*): effects of body size and water velocity. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 57, (2), 342–350.
- Gaudin P., Sempeski P. 2001. The role of river bank habitat in the early life of fish: the example of grayling, *Thymallus thymallus*. Ecohydrology and Hydrobiology, 1, 203–208.
- Gehrke P.C., Brown P., Schiller C.B., Moffat D.B., Broce A.M. 1995. River regulation and fish communities in the Murray-Darling river system, Australia. Reg. Riv. Res. Manag., 42, 387–375.
- Głowacki Ł., Penczak T. 2000. Impoundment impact on fish in the Warta River: species richness and sample size in the rarefaction method. J. Fish Biol., 57, 99–108.
- Grift R.E., Buijse A.D., Van Densen W.L.T., Machiels M.A.M., Kranenbarg J., Klein Breteler J.G.P., Backx J.J.G.M. 2003. Suitable habitats for 0-group fish in rehabilitated floodplains along the lower River Rhine. Riv. Res. Appl., 19, (4), 353–374.

- Humpheries P., Lake P.S. 2000. Fish larvae and the management of regulated rivers. *Regul. Rivers: Res. Mgmt.*, 16, (5), 421–432.
- Jelonek M., Klich M., Żurek R. 2003a. Ichtiofauna Białej Tarnowskiej. *Suppl. ad Acta Hydrobiol.*, 6, 19–29.
- Jelonek M., Klich M., Żurek R. 2003b. Ichtiofauna Dunajca od zbiornika w Czchowie do ujścia do Wisły. *Suppl. ad Acta Hydrobiol.* 6, 115–124.
- Kruk A. 2004. Decline in migratory fish in the Warta River, Poland. *Ecohydrology and Hydrobiology*, 4, (2), 147–155.
- Kruk A. 2006. Self-organizing maps in revealing variation in non-obligatory riverine fish in long-term data. *Hydrobiologia*, 553, 1, 43–57.
- Kruk A. 2007. Role of habitat degradation in determining fish distribution and abundance along the lowland Warta River, Poland. *J. Appl. Ichth.* 23, (1), 9–18.
- Kukuła K. 2003. Structural changes in the ichthyofauna of the Carpathian tributaries of the Vistula caused by anthropogenic factors. *Suppl. ad Acta Hydrobiol.*, 4, 1–53.
- Langler G.J., Smith C. 2001. Effects of habitat enhancement on 0-group fishes in a lowland river. *Regul. Rivers: Res. Mgmt.*, 17, (6), 677–686.
- Nevers R.J., Angermeier P.L. 1990. Habitat alteration and its effects on native fishes in the upper Tennessee River system, East-Central U.S.A. *J. Fish. Biol.*, 37, 45–52.
- Penczak, T. 1994. Fish recruitment in the Warta River (1985–1992): Impoundment study. *Pol. Arch. Hydrobiol.*, 41, 293–300.
- Penczak T. 1995. Effects of removal and regeneration of bankside vegetation on fish population dynamics in the Warta River, Poland. *Hydrobiologia*, 303, 207–210.
- Penczak T. 1999. Fish production and food consumption in the Warta River (Poland): continued post-impoundment study (1990–1994). *Hydrobiologia*, 416, 107–123.
- Penczak T. 2001. Populations of fish in relation to riparian ecotone development in the Narew river catchment. *Ecohydrology and Hydrobiology*, 1, 163–176.
- Penczak T. 2004. Impact of impoundment (1985–2000) on fish assemblages in a large lowland river. *Ecohydrology and Hydrobiology*, 4, (2), 129–138.
- Penczak T., Kruk A. 2000. Threatened obligatory riverine fishes in human-modified Polish rivers. *Ecol. Freshw. Fish.*, 9, 109–117.
- Penczak T., Kruk A. 2005. Patternizing of impoundment impact (1985–2002) on fish assemblages in a lowland river using the Kohonen algorithm. *J. Appl. Ichthyol.*, 21, (3), 169–177.
- Penczak T., Głowacki Ł., Galicka W., Koszaliński H. 1998. A long-term study (1985–1995) of fish populations in the impounded Warta River, Poland. *Hydrobiologia*, 368, 157–173.
- Penczak T., Gomes L.C. 2000. Impact of engineering on fish diversity and community structure in the Gwda River basin, north Poland. *Pol. Arch. Hydrobiol.*, 47, 1, 131–141.
- Penczak T., Sierakowska K. 2003. Anglers' records as a tool for assessing changes in fish populations. *J. Appl. Ichthyol.*, 19, 250–254.
- Schiemer F. 2000. Fish as indicators for the assessment of the ecological integrity of large rivers. *Hydrobiologia*, 422/423, 271–278.
- Schiemer F., Flore L., Keckeis H. 2001. 0+ fish as indicators of the ecological status of large rivers. *Arch. Hydrobiol. (Suppl.)*, 135, 115–116.

- Schiemer F., Keckeis H., Kamler E. 2003. The early life history stages of riverine fish: ecophysiological and environmental bottlenecks. *Comp. Biochem. Physiol.* A, 133, 439–449.
- Skóra K., Włodek J.M., Augustyn L., Nawrocki J. 1995. Ichthyofauna of the Biała Dunajcowa River catchment area. *Rocz. Nauk. PZW*, 7, 19–37.
- Starmach J. 1983/1984. Fish zones of the River Dunajec upper catchment basin. *Acta Hydrobiol.*, 25/26, 415–427.
- Starmach J. 1989. Wpływ eutrofizacji wód górnego Dunajca na wybrane gatunki ryb. ss. 58–62 (W: „Dunajec wczoraj–dziś–jutro” Red. J. Starmach. Sympozjum Naukowe, Niedzica 15 czerwca 1989), Wyd. SGGW-AR Warszawa.
- Starmach J. 1998. Ichthyofauna of the River Dunajec in the region of the Czorsztyn-Niedzica and Sromowce Wyżne dam reservoir (southern Poland). *Acta Hydrobiol.*, 40, 199–205.
- Starmach J., Jelonek M. 2003. Ocena stanu ichtiofauny i środowiska wodnego Zbiornika Czorsztyńskiego. *Supl. ad Acta Hydrobiol.* 6, 65–88.
- Włodek J.M., Skóra S. 1992. Struktura gatunkowa ichtiofauny Dunajca w latach 1988–1992 i jej porównanie ze stanem sprzed 25 lat. ss. 27–50. (W: Stan aktualny i perspektywy ichtiofauny Dunajca. Materiały Konferencji Naukowej). ZO PZW Nowy Sącz, 20–21 października 1992.

