

MICHAŁ CIEPŁUCHA, ANDRZEJ KRUK*, GRZEGORZ ZIEBA,
LIDIA MARSZAŁ, DAGMARA BŁOŃSKA, SZYMON TYBULCZUK,
MARIUSZ TSZYDEL, TADEUSZ PENCZAK

**REGENERACJA ICHTIOFAUNY RZEKI WARTY:
WERYFIKACJA KATEGORII ZAGROŻENIA GATUNKÓW RYB**

RECOVERY OF FISH FAUNA IN THE WARTA RIVER:
VERIFICATION OF THE THREAT CATEGORIES OF FISH SPECIES

Katedra Ekologii i Zoologii Kęgowców
Wydział Biologii i Ochrony Środowiska, Uniwersytet Łódzki
ul. Banacha 12/16, 90-237 Łódź

ABSTRACT

Fish stability of occurrence and biomass in the Warta River (right side tributary of the Odra River, Poland) were compared between two sampling periods: 1996–1998 and 2011–2012. Increases in the above mentioned population parameters, resulting from improved water quality, were recorded for many species, including lithophils (spirlin *Alburnoides bipunctatus*, asp *Aspius aspius*, nase *Chondrostoma nasus*, barbel *Barbus barbus*, chub *Leuciscus cephalus* and Ukrainian brook lamprey *Eudontomyzon mariae*) and many remaining rheophils. Diadromous species either declined (European eel *Anguilla anguilla*) or were absent (as vimba *Vimba vimba*). Categories of species threat for the Warta River were verified. Critically endangered species were European eel and nase, and vimba was considered extinct at least in the upper Warta.

Key words: lowland river, recovered fish assemblages, regeneration of ichthyofauna, improved water purity, lithophils, rheophils.

* Autor do korespondencji: a.kruk@biol.uni.lodz.pl

1. WSTĘP

Modyfikacje rzek i strumieni w znacznej mierze powiązane były z rozprzestrzenieniem się rewolucji przemysłowej. Gwałtowny rozwój miast i przemysłu skutkował zrzutami do rzek znacznych ilości toksycznych ścieków, często nieoczyszczonych albo tylko wstępnie oczyszczonych (Kostrzewa i Penczak 2002, Jurajda i inni 2010, Antal i inni 2013). Rzeki przegrodzono zaporami, w znacznym stopniu uniemożliwiając organizmom wodnym przemieszczanie się (Arrignon 1988, Petts i inni 1989, Park i inni 2003). Koryta rzek regulowano, redukując zróżnicowanie warunków abiotycznych (Copp 1990, Backiel i inni 2000, Hajós 2001).

Z powyższych względów XX wiek był również czasem, kiedy odnotowano bardzo daleko posunięte zmiany w zespołach ryb rzecznych, w tym: 1) drastyczne spadki dominacji gatunków prądolubnych i migrujących, 2) silne wzrosty dominacji gatunków eurytopowych, a w skrajnie zdegradowanych ciekach – gatunków stagnofilnych, 3) zastąpienie kilku gatunków współdominujących przez jeden albo dwa gatunki o bardzo wysokim udziale w liczebności całkowitej (Penczak i inni 1999, 2006a, 2010, Kostrzewa i Penczak 2002).

Powyższe zmiany dotyczyły również zespołów ryb rzeki Warty i to już pod koniec XIX wieku, kiedy to w okolicy Poznania odnotowano znaczne straty w rybstanie wskutek prac regulacyjnych mających na celu zwężenie koryta Warty z około 300 do 60 metrów (Szmyt 1904). Dokładne opisanie zmian w zespołach ryb było jednak możliwe dopiero od lat 60. XX w., dzięki wystandaryzowanym elektropułom ryb prowadzonym przez Katedrę Ekologii i Zoologii Kręgowców Uniwersytetu Łódzkiego (Penczak 1969, Przybylski i inni 1993, Kruk i inni 2000, Cieplucha i inni 2014). Ichtyofauna Warty była tematem również wielu wcześniejszych publikacji (Wałęcki 1864, Grotrian 1896, 1907, Szmyt 1904, Kornaszewski 1907, Schulz 1912, Kulmatycki 1936, Kaj 1958). Doniesienia te jednak zwykle odnoszą się do różnych fragmentów Warty, a ponadto nie mają charakteru ilościowego, a jedynie jakościowy. W dodatku nawet dane o charakterze jakościowym podane są w sposób bardzo uogólniony, tj. dotyczą miejsc odnotowania obecności danego gatunku albo przedstawiają wspólną listę gatunków dla Warty i jej dopływów, co właściwie uniemożliwiło jakiegokolwiek porównania ilościowe, nawet oparte tylko na stałości występowania gatunków. Druga połowa XX w. zaowocowała doniesieniami o zmianach w ichtyofaunie Warty mającymi charakter ilościowy (Jaskowski 1962, Wiśniewolski 1987, Mastyński 1992). W pracy Jaskowskiego (1962) po raz pierwszy przedstawiono występowanie gatunków ryb i minogów wzdłuż biegu całej Warty oraz w jej dopływach, w pracy Wiśniewolskiego (1987) ukazano zaniki populacji ryb poławianych gospodarczo w Warcie będące przyczyną upadku spółdzielni rybackich, natomiast Mastyński (1992) dodatkowo przedstawił wyniki odłowów kontrolnych w Wielkopolsce

w latach 1969–1990. Wyniki tych prac, z uwagi na inną metodykę pozyskiwania danych (odłowy sieciowe, relacje ustne), w niniejszej pracy zostaną wykorzystane tylko w ujęciu opisowym.

Pod koniec XX wieku jakość wód powierzchniowych w Polsce zaczęła się poprawiać. Pierwszą przyczyną było bankructwo po 1989 r. wielu zakładów zanieczyszczających rzeki, a kolejną – porządkowanie gospodarki ściekowej z wykorzystaniem coraz liczniejszych i nowocześniejszych oczyszczalni ścieków (Szatkowska-Konon 2006, Lewicki i inni 2011). Niemniej, podczas poboru prób ryb wzdłuż Warty w kilka lat po 1989 r. nie odnotowano odbudowy ichtiofauny (Kruk i inni 2000, 2001, Kruk 2004, 2006). Ponieważ jednak ostatnio pojawiły się doniesienia o znacznej regeneracji zespołów ryb w rzekach nizinnych Polski (Penczak i inni 2006b, 2010, 2012), celem niniejszego opracowania jest analiza różnic w zespołach ryb Warty pomiędzy badaniami prowadzonymi w latach 1996–1998 i 2011–2012 (Kruk i inni 2000, Ciepłucha i inni 2014) oraz weryfikacja kategorii zagrożenia wybranych gatunków na podstawie ww. badań własnych i literatury.

2. TEREN BADAŃ

Rzeka Warta jest głównym, prawobrzeżnym dopływem Odry. Pod względem długości (795,2 km) jest trzecią (drugą płynącą w pełni w granicach Polski), a pod względem wielkości przepływu – czwartą rzeką na terytorium Polski (Czarnecka 2005). Powierzchnia jej zlewni wynosi 54519,6 km² (Czarnecka 2005). Analizami objęto odcinek rzeki pomiędzy Częstochową i ujściem Warty, tj. pominięto położony najwyżej fragment Warty, ponieważ górne odcinki cieków charakteryzują się dużą niestabilnością warunków abiotycznych, a wskutek tego również zespołów organizmów (Hoffsten 2003, Love i inni 2008, Matono i inni 2012).

3. MATERIAŁ I METODY

Niniejsze opracowanie oparto na danych wyjściowych pochodzących z elektropołów Kruka i innych (2000) oraz Ciepłuchy i innych (2014), przeprowadzonych w latach 1996–1998 i 2011–2012. Uwzględniono stanowiska badań poniżej Częstochowy, tj. o numerach 10–71 z pierwszej ww. pracy i 10–73 – z drugiej. Tym samym analizowano dane odpowiednio z 62 i 64 stanowisk. Wyniki elektropołów podano dla 500 m linii brzegowej. Dokładną charakterystykę metod i stanowisk podają Kruk i inni (2000) oraz Ciepłucha i inni (2014). Wyniki porównań ichtiofauny w czasie z uwzględnieniem wcześniejszych badań (Penczak 1969, Przybylski i inni 1993), prowadzonych w górnej i środkowej Warcie, dostępne są w kilku innych publikacjach (Kruk i inni 2001, Kruk 2004, 2006, Przybylski i inni 2004).

Dla każdego gatunku określono stałość występowania (W):

$$W [\%] = 100 \times N_i / N_j$$

N_i – liczba prób ryb, w których stwierdzono gatunek i ,

N_j – łączna liczba prób ryb (stanowisk).

Aspekt ilościowy uwzględniono poprzez podanie, jaka część W odnosi się do prób, w których odnotowano min. 200 g danego gatunku.

4. WYNIKI I DISKUSJA

Na analizowanym odcinku Warty stwierdzono 29 gatunków ryb i minogów w latach 1996–1998 oraz 35 gatunków w latach 2011–2012. Poniżej przedstawiono zmiany parametrów populacyjnych wybranych gatunków, w szczególności litofilnych i reofilnych, z uwzględnieniem kategorii zagrożenia według kryteriów określonych przez Międzynarodową Unię Ochrony Przyrody (ang. *International Union for Conservation of Nature*, IUCN) (Głowaciński 2001). Jeśli nie podano inaczej, to informacje o występowaniu danego gatunku w dopływach Warty oparte są na następujących publikacjach: Koszaliński i inni (1989), Penczak i inni (1998, 1999, 2003, 2004, 2006a, 2008, 2010, 2012), Dębowski i inni (2000), Kostrzewa i inni (2001), Przybylski i inni (2004), Kruk i inni (2006, 2009, 2010), Galicka i inni (2010) oraz Grabowska i inni (2014).

Piekielnica (*Alburnoides bipunctatus*) w Warcie stwierdzana była tylko powyżej Zbiornika Jeziorsko (Kruk i inni 2000, Ciepłucha i inni 2014), jakkolwiek w 2011–2012 – czterokrotnie częściej (Rys. 1). Po 1990 r. stwierdzono jej obecność w Widawce i Piławie (dopływ Gwdy) (Penczak i inni 1998, 2008, Kruk i inni 2006), a liczebne populacje – również w systemie Drawy i środkowej Prośnie (Chełkowski i inni 1996, 1997, Dębowski i inni 2000, Penczak i inni 2003). Nie stwierdzono natomiast piekielnicy w systemie Liswarty, systemie Obry ani w Noteci (Penczak i inni 1999, 2006a, Kostrzewa i inni 2001, Grabowska i inni 2014).

Rys. 1. Stałość występowania (%) i biomasa gatunków ryb i minogów w elektropułowach na Warcie pomiędzy Częstochową i ujściem do Odry w latach 1996–1998 i 2011–2012. Odsetek stanowisk badań, na których biomasa danego gatunku wynosiła: (1) ≥ 200 g zaznaczono linią czarną, (2) < 200 g zaznaczono linią szarą (wartości określone dla 500 m linii brzegowej).

Fig. 1. Stability of occurrence (%) and biomass of fish and lamprey species in electrocatches in the Warta River between the City of Częstochowa and the outlet to the Odra River in 1996–1998 and 2011–2012. The percentage of sampling sites with the biomass of a given species of: (1) ≥ 200 g – black line, (2) < 200 g – grey line (values per 500 m of bank line).

Tabela 1. Kategorie zagrożeń (IUCN 2001) dla wybranych gatunków ryb i minogów w górnej Warcie (Kruk i inni 2001), systemie Odry (*Witkowski i inni 2007, **Witkowski i inni 2009), Polsce (Witkowski i inni 2009) oraz w Warcie (obecne badania); *EX* – wymarły (*EX^G* – wymarły w górnej Warcie), *CR* – skrajnie zagrożony, *EN* – zagrożony, *VU* – narażony, *NT* – bliski zagrożenia, *LC* – najmniejszej troski, *CD* – zależny od ochrony.

Table 1. Threat categories (IUCN 2001) for selected fish and lamprey species in the upper Warta River (Kruk et al. 2001), Oder River system (*Witkowski et al. 2007, **Witkowski et al. 2009), Poland (Witkowski et al. 2009) and Warta River (present study); *EX* – extinct (*EX^G* – extinct in the upper Warta), *CR* – critically endangered, *EN* – endangered, *VU* – vulnerable, *NT* – near threatened, *LC* – least concern, *CD* – conservation dependent.

Gatunek / Species	Górna Warta \ Upper Warta	System Odry \ Oder River system	Polska \ Poland	Warta – sugerowana \ suggested
<i>Anguilla anguilla</i>	CR	CD**	CD	CR
<i>Lota lota</i>	VU	VU**	VU	NT
<i>Vimba vimba</i>	CR	CR* CR/CD**	CR/CD	EX ^G
<i>Alburnoides bipunctatus</i>	–	CR* EN**	EN	EN
<i>Aspius aspius</i>	–	LC	NT	NT
<i>Chondrostoma nasus</i>	EN	CR* EN**	EN	CR
<i>Barbus barbus</i>	VU	EN* VU**	VU	VU
<i>Leuciscus cephalus</i>	VU	LC	LC	LC
<i>Leuciscus leuciscus</i>	NT?	NT	NT	NT
<i>Leuciscus idus</i>	–	LC	LC	LC
<i>Alburnus alburnus</i>	CR	LC	LC	LC
<i>Cobitis taenia</i>	–	LC**	LC	LC
<i>Barbatula barbatula</i>	–	LC**	LC	LC
<i>Gobio gobio</i>	LC	LC	LC	LC
<i>Romanogobio albipinnatus</i>	–	NT	VU	NT
<i>Eudontomyzon mariae</i>	–	VU**	VU	VU
<i>Rhodeus sericeus</i>	–	NT* VU**	VU	NT

Piekielnicę w systemie Odry zaliczano raz do gatunków skrajnie zagrożonych (*CR*) (Witkowski i inni 2007), a innym razem do gatunków zagrożonych (*EN*) (Witkowski i inni 2009) (Tab. 1). Ta druga klasyfikacja wydaje się bardziej trafna w świetle danych literaturowych oraz niniejszych badań.

Boleń (*Aspius aspius*) w obydwu porównywanych terminach był stwierdzany najczęściej w dolnym biegu Warty (Kruk i inni 2000, Cieplucha i inni 2014). Jego stałość występowania wzrosła o 2/3 (Rys. 1). Po 1990 r. był stwierdzany ponadto na pojedynczych stanowiskach

w Widawce, Noteci, Gwdzie i Obrze (Penczak i inni 1999, 2006a, 2008, Kruk i inni 2006). Choć w systemie Odry został zakwalifikowany do gatunków najmniejszej troski (*LC*) (Witkowski i inni 2007, 2009), to jednak w systemie Warty należy rozważyć przypisanie go do gatunków bliskich zagrożenia (*NT*), podobnie jak to ma miejsce w skali kraju (Witkowski i inni 1999, 2009) (Tab. 1).

Certe (*Vimba vimba*) w ilości nawet kilku ton rocznie odławiała w Warcie na początku II połowy XX wieku Wielkopolska Spółdzielnia Pracy w Poznaniu (Jaskowski 1962, Wiśniewolski 1987). Po 1980 r. doniesienia o złowieniu certy w systemie Warty należą do rzadkości. W dolnej części systemu odnotowano jej obecność w Warcie, Noteci, Gwdzie, Drawie i Płocicznej (Koszaliński i inni 1989, Chełkowski i inni 1996, 1997, Hliwa i inni 1999, Andrzejewski i Mastyński 2000, Dębowski i inni 2000), natomiast w górnej części dorzecza ostatni raz złowiono ją w liczbie kilku osobników w Widawce w 1981 i 1982 r. (Jakubowski i inni 1988). W systemie Odry certy zakwalifikowano jako skrajnie zagrożoną (*CR*) i zależną od ochrony (*CD*) (Witkowski i inni 2007, 2009), choć w części systemu Warty powyżej zapory zbiornika Jeziorsko należy uznać ją za gatunek wymarły (*EX*) (Tab. 1).

Świnke (*Chondrostoma nasus*) w Warcie stwierdzono tylko w górnym biegu na jednym stanowisku w terminie 1996–1998 oraz na pięciu w terminie 2011–2012 (Kruk i inni 2000, Ciepłucha i inni 2014). W dopływach po 1980 r. stwierdzano pojedyncze osobniki w dolnej Widawce i w Welnie (Jakubowski i inni 1988, Mastyński 1992). Nie stwierdzono jej natomiast w pozostałych dopływach, nawet w systemie Gwdy i Drwęcycy oraz w powtórzonych w latach 2002–2004 elektropołowach w systemie Widawki. W pozostałej części systemu Odry świnka również występuje sporadycznie (Witkowski i inni 2007). Odłowienie świnki w ramach niniejszych badań w 2012 r. w liczbie kilku osobników, w tym o masie 1050, 850 i 726 g może wskazywać na niewielką poprawę, co niemniej nie daje jakichkolwiek podstaw do zmiany kategorii „gatunek skrajnie zagrożony (*CR*)” przypisanej śwince zarówno w skali Warty (Kruk 2004), jak i w skali całego systemu Odry (Witkowski i inni 2007) (Tab. 1). Należy jednak zauważyć, że Witkowski i inni (2009) uznali świnkę w systemie Odry jako zagrożoną (*EN*).

Brzana (*Barbus barbus*) obecna była w elektropołowach w terminie 1996–1998 tylko w górnej Warcie, natomiast w terminie 2011–2012 młodociane osobniki stwierdzano również w dolnym biegu (Kruk i inni 2000, Ciepłucha i inni 2014). W pierwszym z porównywanych terminów była obecna w co dziesiątej próbie, natomiast w drugim – w co trzeciej (Rys. 1). Po 1990 r. była łowiona w dopływach Warty sporadycznie albo wcale (Kruk 2004, Przybylski i inni 2004). Występowanie pojedynczych osobników stwierdzano w Widawce, Welnie, Gwdzie, Drawie i Płocicznej, natomiast nie odnotowano jej w Noteci oraz w systemach Neru, Proсны i Obry. W Liswarcie podczas badań prowadzonych w latach 1996–1998

złowiono jednego młodocianego osobnika, czego nie udało się powtórzyć w latach 2012–2013 (Kostrzewa i inni 2001, Grabowska i inni 2014). Ponadto, w latach 1996–1997 stwierdzono obecność brzany w kanale wylotowym z elektrowni wodnej Zbiornika Jeziorsko (Mastyński i inni 1997), najprawdopodobniej wskutek braku możliwości kontynuowania wędrówki w górę rzeki. Dotychczas w górnej Warcie, gdzie sytuacja była najkorzystniejsza, brzana była uznawana za gatunek narażony (VU) (Kruk i inni 2001, Kruk 2004). Wyraźny wzrost parametrów populacyjnych odnotowany w niniejszym opracowaniu w Warcie pozwala rozciągnąć tę kategorię na całą rzekę (Tab. 1). Odnotowane wzrosty dają nadzieję na przypisanie brzanie w niedalekiej przyszłości niższej kategorii zagrożenia. W skali systemu Odry brzana także posiada kategorię VU (Witkowski i inni 2009), choć nieznacznie wcześniej uznawana była za gatunek zagrożony (EM) (Witkowski i inni 2007).

Stażność występowania **klenia** (*Leuciscus cephalus*) niemal podwoiła się (Rys. 1). Kleń w latach 1996–1998 był obecny w Warcie w 48% prób, przy czym należy zaznaczyć, że nie stwierdzano go na znacznych odcinkach: powyżej Liswarty oraz pomiędzy Zbiornikiem Jeziorsko a ujściem Proсны (Kruk i inni 2000). W latach 2011–2012 występował wzdłuż całego analizowanego w tej pracy biegu Warty (Cieplucha i inni 2014). Obecnie pod względem stałości występowania kleń jest gatunkiem reofilnym o najwyższym udziale w biomacie całkowitej (Cieplucha i inni 2014) i najpospolitszym karpiozawym litofilem w systemie Odry (Witkowski i inni 2007). W tym ostatnim został zaliczony do gatunków najmniejszej troski (LC) (Witkowski i inni 2007, 2009), co wydaje się trafne, pomimo że wcześniej, po spadkach odnotowanych pod koniec XX w., zakwalifikowano go w Warcie do kategorii gatunków narażonych (VU) (Kruk i inni 2001) (Tab. 1).

Stażność występowania **minoga ukraińskiego** (*Eudontomyzon mariae*) wzrosła czterokrotnie (Rys. 1). Był on łowiony głównie w górnej Warcie (Kruk i inni 2000, Cieplucha i inni 2014). W badaniach prowadzonych w systemie Warty po 1990 r. stwierdzano ten gatunek w Widawce i jej dopływach (w tych drugich w 39% prób), dopływach Neru oraz systemie Proсны, poniżej której w systemie Warty nie notowano jego obecności. Minóg ukraiński w systemie Warty jest klasyfikowany jako narażony (VU) (Witkowski i inni 2009), co jest zbieżne z powyższymi danymi (Tab. 1).

Wzrosty liczebności i biomasy odnotowano także dla innych gatunków reofilnych.

Jelec (*Leuciscus leuciscus*) łowiony był w latach 2011–2012 wzdłuż całej Warty, o ponad połowę częściej niż w latach 1996–1998 (Rys. 1). Wtedy stwierdzano go w górnej Warcie powyżej Zbiornika Jeziorsko i od Aglomeracji Poznańskiej do ujścia Warty; na odcinku pomiędzy Zbiornikiem Jeziorsko a Aglomeracją Poznańską niemal zupełnie go nie łowiono (Kruk i inni 2000, Cieplucha i inni 2014). Jelec po 1990 r. był łowiony również w wielu dopływach górnej i dolnej Warty (systemy

Liswarty, Widawki, Proсны, Noteci i Obry), a jego udział – podobnie jak w Warcie – zwykle nie przekraczał 2–5% (w dopływach Proсны wynosił 11,5%). Pomimo znacznej poprawy jakości wody i regularnego prowadzenia elektropołówów, w systemie Neru stwierdzono jego obecność na jednym stanowisku dopiero w 2008 r., a w 2010 r. – ponownie jego brak (Kostrzewa i Penczak 2002, Galicka i inni 2010, Kruk i inni 2010, Penczak i inni 2012). Obecnie w pozostałej części systemu Odry obecność tego gatunku odnotowywana jest często (Witkowski i inni 2007). W świetle powyższych informacji przypisanie go do kategorii „gatunek bliski zagrożenia (NT)” w systemie Odry wydaje się trafne (Witkowski i inni 2007, 2009) (Tab. 1).

Jaź (*Leuciscus idus*) łowiony był w latach 2011–2012 wzdłuż całej Warty, o ponad połowę częściej niż w latach 1996–1998 (Rys. 1). Jest on najodporniejszym gatunkiem należącym do rodzaju *Leuciscus*. Duża jego liczebność była stwierdzana w najbardziej zmodyfikowanym przez człowieka środkowym biegu Warty (Kruk 2007b), co potwierdzono również w ostatnim terminie badań. W systemie Warty nie stwierdzono jego obecności tylko w dopływach Neru i w systemie Drawy (Kostrzewa 1999, Dębowski i inni 2000, Kruk i inni 2010). W systemie Odry jaź został zaliczony do gatunków najmniejszej troski (LC) (Witkowski i inni 2007, 2009), co jest w pełni uzasadnione w świetle powyższych informacji (Tab. 1).

Miętus (*Lota lota*) w Warcie występuje niemal na całej długości, pomimo że w latach 90. XX w. jego stałość występowania była prawie o połowę niższa (Rys. 1), głównie ze względu na sporadyczną obecność w środkowym biegu (Kruk i inni 2000). Pod koniec XX w. znaczne spadki stałości występowania miętusa poza górną Wartą stwierdzono również w Widawce i Grabi (ze 100 do 45%) oraz w systemie Gwdy (z 32 do 13%) (Jakubowski i inni 1988, Kruk i inni 2006, Kruk 2007a, Penczak i inni 2008), natomiast spadek dominacji miętusa z 19 do 0,2% odnotowano w Łomnicy, dopływie Liswarty (Kostrzewa i inni 2001). Niemniej, obecność miętusa w systemie Warty stwierdzano we wszystkich większych dopływach poza Obrą, w tym w 82% prób w Prośnie i w 70% prób w systemie Drawy, oraz od 2005 r. – regularnie w dolnym Nerze.

W Polsce gatunek ten był klasyfikowany jako narażony (VU), w tym w Warcie i systemie Odry z uwagi na kryterium A1, tj. zmniejszenie się populacji w przynajmniej 20% w ciągu 10 lat lub trzech pokoleń (Witkowski i inni 1999, 2009, Kruk i inni 2001). Obecne wyniki pozwalają obniżyć kategorię zagrożenia do NT – gatunek niższego ryzyka, ale bliski zagrożenia (Tab. 1).

Zmiany odnotowano również dla gatunków psammofilnych, w szczególności kielbia i kielbia białopłetwego.

Stażność występowania **kielbia** (*Gobio gobio*) wzrosła z 50% do 94% przy bardzo wyraźnym wzroście biomasy na stanowiskach badań (Rys. 1). Wzrost tych parametrów odnosi się przede wszystkim do środkowej i dolnej

Warty – pomiędzy Zbiornikiem Jeziorsko i ujściem Warty (Kruk i inni 2000, Cieplucha i inni 2014). Kiełb należy do jednych z najszerzej rozprzestrzenionych ryb w dorzeczu Odry. Był najczęściej łowiony w systemie Drawy (86% stanowisk w Drawie) (Dębowski i inni 2000), Prośnie (82%) (Penczak i inni 2003), systemie Liswarty (73% stanowisk w Liswarcie) (Grabowska i inni 2014), natomiast w pozostałych częściach systemu Warty jego średnia stałość występowania nie przekraczała 50%. W skali systemu Odry traktowany jest jako gatunek najmniejszej troski (LC) (Witkowski i inni 2007, 2009), co jest zbieżne z sytuacją odnotowaną w Warcie w niniejszych badaniach (Tab. 1).

Kiełb białopłetwy (*Romanogobio albipinnatus*) po raz pierwszy był stwierdzony w systemie Odry w połowie lat 90. XX wieku (Błachuta i inni 1994, Rothe 1998, 1999), a w Warcie – w terminie 2011–2012 w dolnym biegu (we wszystkich próbach pomiędzy Obrzyckiem i ujściem Noteci) (Cieplucha i inni 2014) (Rys. 1). Ponadto, łowiono go tylko w przyujściowym odcinku Proсны i w Wełnie (Penczak i inni 2003, Fronczak 2007). Zaklasyfikowanie kiełbia białopłetwego do kategorii zagrożeń nie jest proste, ponieważ dotychczas mógł być mylony z kiełbem, a zatem dane o jego nieobecności mogły wynikać z błędów w identyfikacji. W skali systemu Odry zaproponowano przypisanie go do gatunków bliskich zagrożenia (NT) (Witkowski i inni 2009) (Tab. 1), jednak zwarte występowanie kiełbia białopłetwego w Warcie tylko na odcinku o długości poniżej 100 km rodzi wątpliwość co do poprawności tej klasyfikacji. Z drugiej strony, o ile rzeczywista niewielka powierzchnia zasiedlenia zgodna jest z kryteriami pozwalającymi przypisać go do wyższych kategorii zagrożenia, o tyle brak danych na temat spadków parametrów populacyjnych nie daje podstaw do zmiany klasyfikacji (Głowaciński 2001).

W przypadku trzeciego psammofila, **śliza** (*Barbatula barbatula*) odnotowano znikome wzrosty analizowanych parametrów (Rys. 1). W obydwu analizowanych terminach występował on głównie w górnej Warcie powyżej Zbiornika Jeziorsko (Kruk i inni 2000, Cieplucha i inni 2014). Był łowiony w systemie Warty w systemach wszystkich badanych dopływów poza Notecią i systemem Drawy. Jego powszechna obecność zarówno w naturalnych, jak i uregulowanych odcinkach strumieni (Kruk i inni 2003, 2006, 2009, 2010, Penczak i inni 2004) pozwala zaklasyfikować go do gatunków najmniejszej troski (LC) (Tab. 1). Nie został on uwzględniony wśród gatunków zagrożonych w Polsce, w tym w skali systemu Odry (Głowaciński 2001, Witkowski i inni 2009).

W przypadku **uklei** (*Alburnus alburnus*) odnotowano wzrost zarówno stałości występowania, jak i biomasy na stanowiskach badań (Rys. 1). Choć powszechnie uważana jest ona za gatunek pospolity, w latach 90. XX w. w górnej Warcie stwierdzono istotne spadki jej parametrów populacyjnych. Były one o tyle trudne do wyjaśnienia, że ukleję łowiono wtedy w znacznie większych ilościach w bardziej zmodyfikowanym środkowym

i dolnym biegu (Kruk i inni 2000). Podobne silne spadki parametrów populacyjnych uklei w latach 80. i 90. XX wieku odnotowano także w Widawce i Pilicy (Jakubowski i inni 1988, Penczak i inni 1996). Choć w Widawce w latach 2002–2004 wykazano nadal wyjątkowo małą liczebność uklei (Kruk i inni 2006), odnotowane w Warcie w latach 2011–2012 istotne wzrosty jej parametrów populacyjnych wskazują na bardzo wyraźną poprawę sytuacji. Obecnie należy ukleję zakwalifikować do gatunków najniższej troski (*LC*), podobnie jak proponowali Witkowski i inni (2009) dla systemu Odry, choć ok. 20 lat temu w górnej Warcie ukleja spełniała kryterium A1 dla gatunków skrajnie zagrożonych (*CR*), tj. spadek populacji określany na przynajmniej 80% w ostatnich dziesięciu latach lub trzech pokoleniach (Kruk i inni 2001) (Tab. 1).

Stażność występowania **węgorza** (*Anguilla anguilla*) spadła dwukrotnie (z 6 do 3%) (Rys. 1), co stanowi kontynuację niekorzystnego trendu obserwowanego od kilku dekad (Wiśniewolski 1987, Kruk 2004). Obecność węgorza, najprawdopodobniej z powodu braku możliwości kontynuowania przez niego wędrówki wstępującej, stwierdzono w kanale wylotowym elektrowni wodnej Zbiornika Jeziorsko (Mastyński i inni 1997). O negatywnym wpływie zbiornika świadczą również wysoce istotne spadki liczebności węgorza nie tylko w górnej Warcie (Kruk 2004), ale również w systemie Widawki (Kruk 2007a). Spadek stałości występowania tego gatunku z 39 do 17% stwierdzono w systemie Gwdy pomiędzy latami 1983–1985 i 2006–2007 (Penczak i inni 2008). Warto zauważyć, że węgorza odnotowano w systemie górnej Warty również w dopływach Liswarty (Kostrzewa i inni 2001, Grabowska i inni 2014), natomiast w systemie dolnej Warty – w Noteci oraz systemach Gwdy, Drawy i Obry (Penczak i inni 1999, 2006a, 2008, Dębowski i inni 2000). Tylko w systemie Drawy jego występowanie było powszechne (89% prób) (Dębowski i inni 2000).

W skali całej Polski i w skali systemu Odry węgorz uważany jest za gatunek zależny od działań ochronnych (*CD*) (Witkowski i inni 1999). Z przeprowadzonych badań już w latach 90. XX wieku wynikało, że w Warcie niewątpliwie jest on gatunkiem skrajnie zagrożonym (*CR*) z uwagi na kryterium A1, tj. zmniejszenie się populacji w przynajmniej 80% w ciągu 10 lat lub trzech pokoleń (Kruk i inni 2001, Kruk 2004) (Tab. 1). Od tamtego czasu sytuacja nie uległa istotnej zmianie.

Dla **kozy** (*Cobitis taenia*) odnotowano jedne z najsilniejszych wzrostów analizowanych parametrów populacyjnych. Jej stałość występowania wzrosła o jeden rząd wielkości, czemu towarzyszył również wyraźny wzrost biomasy (Rys. 1). W latach 1996–1998 koza była stwierdzana sporadycznie w środkowym i dolnym biegu Warty, a w latach 2011–2012 obecna była tam w niemal wszystkich próbach (Kruk i inni 2000, Ciepłucha i inni 2014). W obydwu terminach nie odnotowano jej w górnej Warcie. Istotny wzrost jej liczebności stwierdzono w systemie Widawki pomiędzy terminami 1963–1966 i 2002–2004, natomiast w systemie Gwdy – prawie dwukrotny

spadek stałości występowania do poziomu 9% w ciągu dekady (między terminami 1995–1997 i 2006–2007) (Penczak i inni 1998, 2008, Kruk 2007a). W systemie Warty koza występuje bardzo nierównomiernie. Nie odnotowano jej obecności w systemie Liswarty oraz w Noteci, sporadycznie była łowiona w Widawce i Obrze, natomiast w dużej liczbie stwierdzano ją w Grabi (dopływie Widawki), górnym Nerze, systemie dolnej Proсны i systemie Drawy. W systemie Odry jest klasyfikowana jako gatunek najmniejszej troski (LC) (Witkowski i inni 2009) (Tab. 1). Stwierdzone silne wzrosty parametrów populacyjnych (Rys. 1) oraz występowanie kozy w dolnym biegu Warty w ilości kilku, a nawet kilkunastu kilogramów wzdłuż 500 m linii brzegowej (Cieplucha i inni 2014) w pełni uzasadniają taką klasyfikację.

Wzrosty parametrów populacyjnych odnotowano w Warcie również dla gatunków stagnofilnych, w szczególności fitofilnej **różanki** (*Rhodeus sericeus*) i **wzdregi** (*Scardinius erythrophthalmus*) oraz ariadnofilnego **ciernika** (*Gasterosteus aculeatus*) (Rys. 1). Każdy z tych gatunków był stwierdzany w dolnym biegu w ponad 2/3 prób, czemu zapewne sprzyjało powszechne występowanie ostróg, a między nimi – stref stagnującej wody (Cieplucha i inni 2014). Na szczególną uwagę zasługuje różanka, której w latach 1996–1998 w ogóle nie stwierdzono w Warcie, a która w latach 2011–2012 była obecna w górnym i dolnym biegu (Kruk i inni 2000, Cieplucha i inni 2014). Podobnie, w Liswarcie w latach 1996–1998 nie stwierdzono jej obecności, a w latach 2012–2013 złowiono ją na jednym stanowisku (Kostrzewa i inni 2001, Grabowska i inni 2014). Nie odnotowano jej w Widawce, systemie Neru oraz Prośnie. W pozostałych systemach była stwierdzana sporadycznie poza systemem Drawy, gdzie jej stałość występowania przekraczała 50%. W systemie Odry różanka została zakwalifikowana do gatunków bliskich zagrożenia (NT) (Witkowski i inni 2007), a potem do gatunków narażonych (VU) (Witkowski i inni 2009). Pierwsza ww. kategoria jest obecnie bardziej trafna dla Warty (Tab. 1).

Powyżej opisane zmiany w ichtiofaunie Warty świadczą o odwróceniu silnego trendu pogarszania się stanu zespołów ryb notowanego w II połowie ubiegłego wieku. Należy podkreślić, że dalsza regeneracja ichtiofauny Warty jest możliwa, tak jak to pokazują przykłady innych dużych rzek europejskich (Gameson i Wheeler 1977, Arthington i Welcomme 1995, Neumann 2002, Wilken 2006), i że w znacznej mierze zależy ona nie tylko od redukcji poziomu zanieczyszczenia wody, ale również od uwzględnienia aspektów geomorfologicznych i hydrologicznych. Istnieje potrzeba dalszej dbałości o jakość wód Warty i jej dopływów, ponieważ stabilność zespołów ryb należy postrzegać w kontekście całego systemu rzecznoego, w którym zmienność liczebności poszczególnych populacji jest łagodzona przez możliwość przemieszczania się między nimi osobników. Ta możliwość ma ogromne znaczenie w przypadku poprawy jakości środowiska po okresie silnej degradacji (Penczak i inni 2014), kiedy to niedobór źródeł

rekolonizatorów albo brak możliwości swobodnego przemieszczania się potencjalnych rekolonizatorów może znacznie opóźnić odbudowę zespołów ryb. Ów problem wydaje się dotyczyć głównie środkowego odcinka Warty, którego dopływy nadal są pod silną antropopresją (Piechowiak 2007) i który dodatkowo jest oddzielony od górnej Warty przez Zbiornik Jeziorsko.

W celu zminimalizowania negatywnego wpływu Zbiornika Jeziorsko na ichtiofaunę Warty należy podjąć działania mające na celu udroźnienie Warty poprzez budowę przepławek dla ryb w sąsiedztwie zapory. Dodatkowo, rytm zrzutu wody ze zbiornika, dotychczas skutkujący degradacją pierwotnie najbardziej produktywnej strefy ekotonowej (Penczak i inni 1998), powinien być podporządkowany nie tylko celom ekonomicznym, ale również ekologicznym.

Ważne jest przywrócenie w rzece zróżnicowania siedlisk dostępnych dla ryb poprzez odtwarzanie tarlisk (w tym dostarczanie do rzeki gruboziarnistego substratu), odtwarzanie połączeń ze starorzeczami, meandrów, odnóg oraz – z użyciem naturalnych materiałów – kryjówek przed drapieżnikami i kłusownikami. Warto podkreślić, że renaturyzacja rzeki daje o wiele bardziej pozytywne i trwałe skutki niż, najczęściej mało efektywne, zarybianie rzeki silnie zmodyfikowanej chemicznie i strukturalnie.

Niemniej, Warta już obecnie z dużym prawdopodobieństwem może być wykorzystywana jako część korytarza ekologicznego prowadzącego z Bałtyku poprzez Odrę, Noteć do systemów Drawy i Gwdy (Witkowski i inni 2004). Należy jednak zwrócić uwagę na plany inwestycji związanych z rozwojem dróg wodnych do celów żeglugi śródlądowej. Z dużym prawdopodobieństwem mogą one stać w sprzeczności z renaturyzacją struktury koryta w dolnym biegu Warty. Ponadto, należy pamiętać, że transport wodny wskutek wzmożonego falowania przyczynia się do destabilizacji funkcjonowania stref ekotonowych (Nielsen i inni 1986).

PODZIĘKOWANIA

Badania zrealizowano w ramach projektu NCN nr N N304 305140 nt. „Zagrożenia i długoterminowe zmiany (1963–2013) w ichtiofaunie Warty wskutek stresów antropogenicznych i oddziaływania gatunków inwazyjnych”. Badania przeprowadzono z wykorzystaniem Terenowej Stacji Przyrodniczej UŁ w Pęczniewie. Autorzy dziękują dr. Bartoszowi Janicowi, dr. Dariuszowi Pietraszewskiemu, mgr. Maciejowi Jażdżewskiemu oraz mgr. Bartłomiejowi Skoniecznemu za pomoc w badaniach terenowych, oraz Zarządowi Głównemu i Zarządom Okręgów nadwarciańskich Polskiego Związku Wędkarskiego za kompleksowe wsparcie w realizacji badań.

5. SUMMARY

The study was conducted along the whole Warta River (right side tributary of the Odra River, Poland) except for the most upstream stretch between the sources and the city of Częstochowa. Results of one-run electrocatches performed in 1996–1998 (Kruk et al. 2000) were compared with those from 2011–2012 (Cieplucha et al. 2014) in order to assess the changes in ichthyofauna of the river resulting from improvement in water quality. A total of 29 fish and lamprey species were recorded in the former sampling term, while 35 species in the latter. Diadromous species either declined (European eel *Anguilla anguilla*) or were absent (as vimba *Vimba vimba*), which should be linked, among others, to the existence of the Jeziorsko dam reservoir in the middle course of the river. Increases in the stability of occurrence and/or biomass were recorded for many species, including burbot *Lota lota*, bitterling *Rhodeus sericeus* and lithophilous spirlin *Alburnoides bipunctatus*, asp *Aspius aspius*, nase *Chondrostoma nasus*, barbel *Barbus barbus*, chub *Leuciscus cephalus* and Ukrainian brook lamprey *Eudontomyzon mariae* (Fig. 1). Categories of species threat were verified. In this respect, the following categories for the Warta River are suggested: European eel (formerly *CD* in the Odra system) – *CR*, vimba (*CR* and *CD*) – *EX* at least in the upper Warta, nase (*CR* or *EN*) – *CR*, spirlin (*CR* or *EN*) – *EN*, asp (*LC*) – *NT*, burbot (*VU*) – *NT*, bitterling (*NT* or *VU*) – *NT* (Explanation: *EX* – extinct; *CE* – critically endangered; *EN* – endangered; *VU* – vulnerable; *NT* – near threatened; *LC* – least concern) (Tab. 1). The above changes recorded in the fish fauna of the Warta River indicate that the previous strong negative trend, manifesting itself in declines in rheophils and in the increase in the dominance of roach and perch, was reversed.

7. LITERATURA

- Andrzejewski W., Mastyański J. 2000. Vimba (*Vimba vimba* L.) in the river basin of middle Warta and Noteć. Scientific Papers of Agricultural University of Poznań, Animal Science, 2, 3–9.
- Antal L., Halasi-Kovács B., Nagy S.A. 2013. Changes in fish assemblage in the Hungarian section of River Szamos/Someş after a massive cyanide and heavy metal pollution. North-West. J. Zool., 9, 131–138.
- Arrignon J. 1988. Fish and their environment in large European river ecosystems. La Loire. Sciences de l'Eau, 7, 21–34.
- Arthington A.H., Welcomme R.L. 1995. The condition of large river systems of the world. ss. 44–75 (W: Condition of the world's aquatic habitats. Proceedings of the World Fisheries Congress. Red. N.B. Armantrout). Oxford & IBH Publishing Co. Pvt. Ltd., New Delhi.

- Backiel T., Wiśniewolski W., Borzęcka I., Buras P., Szlakowski J., Woźniewski M. 2000. Fish assemblages in semi-natural and regulated large river stretches. Pol. Arch. Hydrobiol., 47, 29–44.
- Błachuta J., Kotusz J., Witkowski A. 1994. Kiełb białopłetwy, *Gobio albipinnatus* Lukasch, 1933, (Cyprinidae), w dorzeczu Odry. Przegl. Zool., 38, 309–315.
- Chełkowski Z., Chełkowska B., Antoszek O. 1997. Cyclostomes and fishes of the drainage basin of the River Płociczna. Acta Ichthyol. Pisc., 27, 79–111.
- Chełkowski Z., Chełkowska B., Antoszek O., Gancarczyk J. 1996. Cyclostomates and fishes of the Drawa River within the limits of the Drawieński National Park. Acta Ichthyol. Pisc., 26, 3–33.
- Cieplucha M., Kruk A., Zięba G., Marszał L., Tszedel M., Tybulczuk S., Rachalewska D., Pietraszewski D., Janic B., Galicka W. 2014. Ichtiofauna rzeki Warty. Rocz. Nauk. PZW, 27, 147–184.
- Copp G.H. 1990. Effect of regulation on 0+ fish recruitment in the Great Ouse, a lowland river. Regul. Rivers Res. Manage., 5, 251–263.
- Czarnecka H. (Red.) 2005. Atlas podziału hydrograficznego Polski. Część 2. Zestawienia zlewni. Seria Atlasy Instytutu Meteorologii i Gospodarki Wodnej. Wydawnictwa IMGW, Warszawa,
- Dębowski P., Terlecki J., Gancarczyk J., Martyniak A., Kozłowski J., Wziątek B., Hliwa P. 2000. Ichtiofauna rzek Drawieńskiego Parku Narodowego. Rocz. Nauk. PZW, 13, 87–107.
- Fronczak K. 2007. Leśne kompleksy promocyjne. Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, Warszawa, ss. 308.
- Galicka W., Grabowska J., Kruk A., Penczak T., Marszał L., Tszedel M., Tybulczuk S., Pietraszewski D. 2010. Ichtiofauna Neru w mieście Łodzi – stan obecny i zmiany w ostatniej dekadzie. Acta Univ. Lodz., Folia Biol. Oecol., Suppl., 55–67.
- Gameson A.L.H., Wheeler A. 1977. Restoration and recovery of the Thames Estuary. ss. 72–101 (W: Recovery and restoration of damaged ecosystems. Red. J. Cairns, K.L. Dickson, E.E. Herricks). The University Press of Virginia, Charlottesville, VA.
- Głowaciński Z. (Red.) 2001. Polska czerwona księga zwierząt. Kręgowce. Państwowe Wydawnictwo Rolnicze i Leśne, Warszawa, ss. 449.
- Grabowska J., Marszał L., Janic B., Pietraszewski D., Rachalewska D., Zięba G., Tybulczuk S. 2014. Monitoring ichtiofauny systemu rzecznoego Liswarty: kontynuacja w latach 2012–2013. Rocz. Nauk. PZW, 27, 23–50.
- Grottrian R. 1896. Die Fischereiverhältnisse der Warthe. Fischerei Zeitung, 19–22, 194–222.
- Grottrian R. 1907. Fischereikarte der Provinz Posen, Posen.
- Hajós B. 2001. Regulation of water courses in the 21st century. Gewässerregulierung im XXI. Jahrhundert, 5–42.
- Hliwa P., Martyniak A., Wziątek B., Dębowski P., Kozłowski J. 1999. Struktura wiekowa i tempo wzrostu certy *Vimba vimba* (L.) występującej w obrębie Drawieńskiego Parku Narodowego. ss. 249–503 (W: Funkcjonowanie i ochrona ekosystemów wodnych na obszarach chronionych. Red. B. Zdanowski, M. Kamiński, A. Martyniak). Wydawnictwa Instytutu Rybactwa Śródlądowego, Olsztyn.

- Hoffsten P.O. 2003. Effects of an extraordinarily harsh winter on macro-invertebrates and fish in boreal streams. *Arch. Hydrobiol.*, 157, 505–523.
- IUCN 2001. IUCN Red List Categories. Version 3.1. Prepared by the IUCN Species Survival Commission. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- Jakubowski H., Mann R.H.K., Penczak T. 1988. Zmiany w rybostronie rzeki Widawki od 1963 do 1982 r. *Acta Univ. Lodz., Folia Limnol.*, 3, 67–83.
- Jaskowski J. 1962. Materiały do znajomości ichtiofauny Warty i jej dopływów. *Fragm. Faun.*, 28, 449–499.
- Jurajda P., Janáč M., Valová Z., Streck G. 2010. Fish community in the chronically polluted middle Elbe River. *Folia Zool.*, 59, 157–168.
- Kaj J. 1958. Sieć tarlisk ochronnych w dorzeczu Warty. *Ochr. Przyr.*, Kraków, 25.
- Kornaszewski A. 1907. Vom Stör in der Warthe. *Fischerei Zeitung (Neudamm)*, 10, 734, Posen.
- Kostrzewa J. 1999. Szansa dla Neru. *Aura*, 12, 16–17.
- Kostrzewa J., Penczak T. 2002. Stan ichtiofauny dorzecza Neru i perspektywy jej restytucji. ss. 100–102 (W: Raport o stanie środowiska w województwie łódzkim w 2001 roku). Biblioteka Monitoringu Środowiska, Łódź.
- Kostrzewa J., Penczak T., Koszaliński H., Marszał L., Kruk A., Tłoczek K. 2001. Ichtyofauna dorzecza Liswarty. *Rocz. Nauk. PZW*, 14, 19–38.
- Koszaliński H., Penczak T., Galicka W., Lobon-Cervia J., Jakucewicz H. 1989. Ichtyofauna dorzecza Gwdy. *Rocz. Nauk. PZW*, 2, 71–99.
- Kruk A. 2004. Decline in migratory fish in the Warta River, Poland. *Ecohydrol. Hydrobiol.*, 4, 147–155.
- Kruk A. 2006. Self-organizing maps in revealing variation in non-obligatory riverine fish in long-term data. *Hydrobiologia*, 553, 43–57.
- Kruk A. 2007a. Long-term changes in fish assemblages of the Widawka and Grabia Rivers (Poland): Pattern recognition with a Kohonen artificial neural network. *Ann. Limnol. – Int. J. Lim.*, 43, 253–269.
- Kruk A. 2007b. Role of habitat degradation in determining fish distribution and abundance along the lowland Warta River, Poland. *J. Appl. Ichthyol.*, 23, 9–18.
- Kruk A., Penczak T., Galicka W., Koszaliński H., Tłoczek K., Kostrzewa J., Marszał L. 2000. Ichtyofauna rzeki Warty. *Rocz. Nauk. PZW*, 13, 35–67.
- Kruk A., Penczak T., Przybylski M. 2001. Wieloletnie zmiany w ichtiofaunie górnego biegu Warty. *Rocz. Nauk. PZW*, 14/Supl., 189–211.
- Kruk A., Szymczak M., Szychalski P. 2003. Ichtyofauna miasta Łodzi. Część I. Dorzecza Jasienia i Łódki. *Rocz. Nauk. PZW*, 16, 79–96.
- Kruk A., Penczak T., Zięba G., Koszaliński H., Marszał L., Tybulczuk S., Galicka W. 2006. Ichtyofauna systemu Widawki. Część I. Widawka. *Rocz. Nauk. PZW*, 19, 85–101.
- Kruk A., Penczak T., Zięba G., Marszał L., Koszaliński H., Tybulczuk S., Grabowska J., Cieplucha M., Galicka W. 2009. Ichtyofauna systemu Widawki. Część II. Dopływy. *Rocz. Nauk. PZW*, 22, 59–86.
- Kruk A., Galicka W., Tsydel M., Tybulczuk S., Pietraszewski D., Marszał L., Błońska D., Cieplucha M. 2010. Ichtyofauna strumieni w systemie Neru w mieście Łodzi. *Acta Univ. Lodz., Folia Biol. Oecol., Suppl.*, 69–87.
- Kulmatycki W. 1936. Hydrografia i rybostron rzek województwa łódzkiego. *Czas. Przyr. Ilustr.*, 109, 123–150.

- Lewicki Z., Konopczyński W., Demidowicz M., Susek P., Szenfeld M. (Red.) 2011. Stan środowiska w województwie lubuskim w latach 2009–2010. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Zielona Góra–Gorzów Wielkopolski.
- Love J.W., Taylor C.M., Warren Jr M.P. 2008. Effects of summer drought on fish and macroinvertebrate assemblage properties in upland Ouachita mountain streams, USA. *Am. Midl. Nat.*, 160, 265–277.
- Mastyński J. 1992. Ichtiofauna środkowego biegu Warty i jej zmiany wywołane zanieczyszczeniami w latach 1960–1990. Wydawnictwo UAM, Seria Biol., 49, 209–220.
- Mastyński J., Andrzejewski W., Czarnecki M., Iwaszkiewicz M. 1997. Wstępne wyniki badań oddziaływania elektrowni wodnej Jeziorsko na ryby. *Komun. Ryb.*, 4, 11–13.
- Matono P., Bernardo J.M., Oberdorff T., Ilhéu M. 2012. Effects of natural hydrological variability on fish assemblages in small Mediterranean streams: Implications for ecological assessment. *Ecol. Indicators*, 23, 467–481.
- Neumann D. 2002. Ecological rehabilitation of a degraded large river system – Considerations based on case studies of macrozoobenthos and fish in the Lower Rhine and its catchment area. *Int. Rev. Hydrobiol.*, 87, 139–150.
- Nielsen L.A., Sheehan R.J., Orth D.J. 1986. Impacts of navigation on riverine fish production in the United States. *Pol. Arch. Hydrobiol.*, 33, 277–294.
- Park Y.S., Chang J., Lek S., Cao W., Brosse S. 2003. Conservation strategies for endemic fish species threatened by the Three Gorges Dam. *Conserv. Biol.*, 17, 1748–1758.
- Penczak T. 1969. Ichtiofauna rzek Wyżyny Łódzkiej i terenów przyległych. Część I c. Hydrografia i rybostan Warty i dopływów. *Acta Hydrobiol.*, 11, 69–118.
- Penczak T., Marszał L., Kruk A., Koszaliński H., Kostrzewa J., Zaczyński A. 1996. Monitoring ichtiofauny dorzecza Pilicy. Część II. Pilica. *Rocz. Nauk. PZW*, 9, 91–104.
- Penczak T., Kruk A., Koszaliński H., Marszał L., Kostrzewa J. 1998. Monitoring ichtiofauny dorzecza Gwdy. *Rocz. Nauk. PZW*, 11, 5–28.
- Penczak T., Kostrzewa J., Marszał L., Koszaliński H., Kruk A. 1999. Ichtiofauna rzeki Noteć. *Rocz. Nauk. PZW*, 12, 81–94.
- Penczak T., Kruk A., Kostrzewa J., Zięba G., Koszaliński H., Marszał L., Tybulczuk S. 2003. Ichtiofauna systemu rzeki Proсны. Część I. Proсна. *Rocz. Nauk. PZW*, 16, 65–78.
- Penczak T., Kruk A., Marszał L., Zięba G., Kostrzewa J., Koszaliński H., Tybulczuk S. 2004. Ichtiofauna systemu rzeki Proсны. Część II. Dopływy Proсны. *Rocz. Nauk. PZW*, 17, 55–76.
- Penczak T., Kruk A., Marszał L., Zięba G., Koszaliński H., Tybulczuk S., Grabowska J., Głowacki Ł., Pietraszewski D., Galicka W. 2006a. Ichtiofauna systemu rzeki Obry. *Rocz. Nauk. PZW*, 19, 5–24.
- Penczak T., Kruk A., Zięba G., Marszał L., Koszaliński H., Tybulczuk S., Galicka W. 2006b. Ichtiofauna dorzecza Pilicy w piątej dekadzie badań. Część I. Pilica. *Rocz. Nauk. PZW*, 19, 103–122.
- Penczak T., Kruk A., Marszał L., Zięba G., Galicka W., Tszydel M., Tybulczuk S., Pietraszewski D. 2008. Monitoring ichtiofauny systemu rzeki Gwdy: trzecia dekada badań. *Rocz. Nauk. PZW*, 21, 61–89.

- Penczak T., Kruk A., Grabowska J., Śliwińska A., Koszaliński H., Zięba G., Tybulczuk S., Galicka W., Marszał L. 2010. Wpływ stopniowej poprawy jakości wody w rzece Ner na regenerację ichtiofauny. *Rocz. Nauk. PZW*, 23, 97–117.
- Penczak T., Kruk A., Marszał L., Galicka W., Tybulczuk S., Tszydel M. 2012. Regeneracja ichtiofauny Bzury i Neru po ograniczeniu dopływu zanieczyszczeń przemysłowych. *Rocz. Nauk. PZW*, 25, 85–93.
- Penczak T., Kruk A., Głowacki Ł., Galicka W. 2014. The role of streams of different sizes in recovery of fish fauna in the Pilica River catchment. *River Res. Appl.*, 30, 1034–1047.
- Petts G.E., Möller H., Roux A.L. 1989. Historical change of large alluvial rivers: western Europe. Wiley, Chichester, New York, p. 355.
- Piechowiak K. (Red.) 2007. Charakterystyka regionu wodnego Warty i identyfikacja istotnych problemów gospodarki wodnej. Regionalny Zarząd Gospodarki Wodnej w Poznaniu, Poznań.
- Przybylski M., Frankiewicz P., Bańbura J. 1993. Ichtyofauna dorzecza górnej Warty. *Rocz. Nauk. PZW*, 6, 49–78.
- Przybylski M., Boroń A., Kruk A. 2004. Growth of barbel, *Barbus barbus* (L.) in the upper Warta River, Odra River system. *Ecohydrol. Hydrobiol.*, 4, 183–190.
- Rothe U. 1998. Erstnachweis des Weissflossengründings (*Gobio albipinnatus* Lukasz, 1933) in Ostdeutschland. *Beitr. Tierw. Mark*, 13, 47–52.
- Rothe U. 1999. Zur Fischfauna der Lausitzer Neisse. *Beitr. Tierw. Mark*, 14, 49–70.
- Schulz C. 1912. Studien über die Posener Wirbeltierfauna. *Versam. Deutsch. Phil. Schulm., Posen*.
- Szatkowska-Konon H. (Red.) 2006. Stan środowiska w Polsce na tle celów i priorytetów Unii Europejskiej. Raport wskaźnikowy 2004. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa.
- Szmyt J. 1904. Rybactwo w Wielkopolsce. *Kraków, Okólnik Rybacki*, 72, 266–272.
- Wałęcki A. 1864. Materiały do fauny ichtiologicznej Polski. 2. Systematyczny przegląd ryb krajowych. Drukarnia Gazety Polskiej, Warszawa.
- Wilken R.D. 2006. The recovered Rhine and its history. ss. 47–87 (W: *The Rhine*. Red. T.P. Knepper). Springer Verlag, Berlin.
- Wiśniewolski W. 1987. Gospodarcze połowy ryb w Wiśle, Odrze i Warcie w latach 1953-1978. *Rocz. Nauk Roln.*, 101, 71–114.
- Witkowski A., Błachuta J., Kotusz J., Heese T. 1999. Czerwona lista słodkowodnej ichtiofauny Polski. *Chrońmy Przyr. Ojcz.*, 4, 5–19.
- Witkowski A., Bartel R., Kolman R., Wiśniewolski W. 2004. Realizacja programu restytucji ryb wędrownych w dorzeczach Wisły i Odry. *Arch. Ryb. Pol.*, 12, Supl. 2, 309–325.
- Witkowski A., Penczak T., Kotusz J., Przybylski M., Kruk A., Błachuta J. 2007. Reofilne ryby karpowate dorzecza Odry. *Rocz. Nauk. PZW*, 20, 5–33.
- Witkowski A., Kotusz J., Przybylski M. 2009. Stopień zagrożenia słodkowodnej ichtiofauny Polski: Czerwona lista minogów i ryb – stan 2009. *Chrońmy Przyr. Ojcz.*, 65, 33–52.

Deklaracja autorów o udziale w przygotowaniu publikacji:

A – przygotowanie projektu badań i programu pracy: MC 30%, AK 50%, GZ 10%, TP 10%; B – zbieranie danych i prowadzenie badań: MC 30%, AK 20%, GZ 10%, LM 8%, DB 8%, ST 8%, MT 8%, TP 8%; C – przeprowadzenie analiz: MC 80%, AK 20%; D – interpretacja wyników: MC 60%, AK 20%, GZ 5%, LM 5%, DB 5%, TP 5%; E – opracowanie manuskryptu: MC 35%, AK 20%, GZ 10%, LM 10%, DB 10%, ST 5%, MT 5%, TP 5%; F – wyszukiwanie literatury: MC 60%, AK 20%, GZ 5%, LM 5%, DB 5%, TP 5%. Pomiędzy żadnymi współautorami nie istnieje konflikt interesów. Praca nie posiada autorów nieujawnionych.

