

Czynniki sprzyjające i szkodliwe dla rozwoju i utrzymania populacji ryb w wodach płynących

Wiesław WISNIEWOLSKI

Instytut Rybactwa Śródlądowego im. Stanisława Sakowicza w Olsztynie
Zakład Rybactwa Rzecznego w Żabieńcu
ul. Główna 48, 05-500 Piaseczno
e-mail: wieslaw.wisniewolski@wp.pl

Abstrakt – Praca przygotowana została w oparciu o przegląd literatury i wyniki własnych badań. Omówiono w niej znaczenie ekologicznej ciągłości ekosystemów rzecznych, naturalnego zróżnicowania siedliskowego ich środowisk oraz migracji ryb, co warunkuje występowanie bogatych zespołów ichtiofauny. Wskazano na zagrożenia i skutki jakie w odniesieniu do tej grupy zwierząt niosą antropogeniczne przekształcenia środowisk rzecznych. Do tych oddziaływań zaliczono przegradzanie i regulację rzek, budowę elektrowni wodnych, będące tego następstwem zmiany cyklu hydrologicznego rzek, pobór kruszywa, zanieczyszczanie wody oraz nadmierną, selektywną eksploatację połowową. Wskazano na możliwości przeciwdziałania skutkom tych niekorzystnych przekształceń. Służy temu budowa przepławek dla ryb, wprowadzanie na elektrowniach wodnych odpowiednich zabezpieczeń, przywracanie zróżnicowania siedliskowego ekosystemu rzeki i jej naturalnego cyklu hydrologicznego, uporządkowanie gospodarki wodno-ściekowej, ochrona ryb i wspieranie populacji gatunków zagrożonych poprzez zarybianie oraz kontrolowana, wyważona eksploatacja połowowa.

Słowa kluczowe: rzeki, ciągłość ekologiczna, różnorodność siedliskowa, ichtiofauna, wędrowki, wpływ przegradzania i regulacji, elektrowni wodnych, poboru kruszywa, zmian cyklu hydrologicznego, zanieczyszczeń, eksploatacji połowowej, sposoby przeciwdziałania niekorzystnym zmianom.

1. Wstęp

Dynamiczny postęp cywilizacyjny, który dokonał się w XIX i XX wieku, wraz z niespotykanym w dotychczasowej historii ludzkości rozwojem myśli technicznej, przyniósł radykalną poprawę poziomu życia społeczeństw zurbanizowanych rejonów kuli ziemskiej. W ślad za cywilizacyjnym postępem pojawił się jednak problem głębokich antropogenicznych przekształceń środowiska przyrodniczego. W szczególny sposób odnosi się to do ekosystemów wód płynących. Zanieczyszczanie, regulacje oraz przegradzanie rzek doprowadziły do tego, że powszechne stało się zjawisko ustępowania z zespołu ichtiofauny gatunków ryb o specyficznych wysokich wymaganiach lub drastyczne zmniejszenie dotychczasowej liczebności ich populacji (Bless 1978, Penczak 1988a, Penczak i in. 1996, Witkowski 1996). Wiele z nich znalazło się na krawędzi katastrofy ekologicznej (Buras i in. 2001, Wiśniewolski 1985, 1987, 1992a, Wiśniewolski i in. 2001a). W licznych odcinkach rzek i utworzonych na ich biegu zbiornikach zaporowych, odnotowywano okresową bądź całkowitą zagładę zasiedlających je

zespołów ryb (Bontemps 1970, Denzer 1966, Morawska 1968, Penczak 1968a, 1988b, Wiśniewolski 2000a).

Odczuwane przez społeczeństwo negatywne skutki tych przeobrażeń doprowadziły do tego, że po okresie fascynacji techniką doszła do głosu świadomość potrzeby ochrony środowiska przyrodniczego i zrozumienie, że od jego dobrej jakości zależna jest egzystencja człowieka. Stąd poczynając od drugiej połowy XX wieku obserwuje się podejmowane działania na rzecz odwracania niekorzystnych zmian, które dokonały się w środowiskach wód płynących i przywracania im wysokich walorów przyrodniczych (Bless 1985, Gebler 1991, Krüger i in. 1993, Seehorn 1992, Wiśniewolski 1997). W działaniach tych szczególne znaczenie przypisuje się ichtiofaunie, bowiem gatunkowa oraz ilościowa struktura zespołu ryb traktowana jest jako najlepszy biologiczny wskaźnik, informujący o kondycji ekosystemu wodnego. Decyduje o tym fakt, że w obrazie zespołu ichtiofauny znajdują odzwierciedlenie nie tylko chwilowe, incydentalne zdarzenia, lecz zapisują się w nim trudno dostrzegalne w krótkim okresie zmiany, dokonujące się w skali wielolecia (Bauch 1958, Denzer 1966, Jokiel i Backiel 1960, Wiśniewolski 1987). Spośród wielu uwarunkowań decydujących o strukturze i kondycji zespołu ichtiofauny jako najważniejsze omówić należy te, które wynikają z zależności tej grupy zwierząt od specyficznych, silnie zróżnicowanych warunków środowiska wodnego.

2. Materiał i metoda

Praca stanowi syntezę wyników zaczerpniętych z krajowej i zagranicznej literatury, traktującej o różnorodnych oddziaływaniach na ichtiofaunę ekosystemów rzecznych antropogenicznych przekształceń, zachodzących w tych środowiskach za sprawą ludzkiej działalności. Omówione są one na tle obserwacji własnych, dokonywanych przy okazji badań poświęconych ocenom:

- stanu ichtiofauny i rybactwa wybranych rzek i zbiorników zaporowych,
- oddziaływania poprzecznej zabudowy rzek na populacje ryb oraz poszukiwania możliwości minimalizowania negatywnych skutków tych oddziaływań.

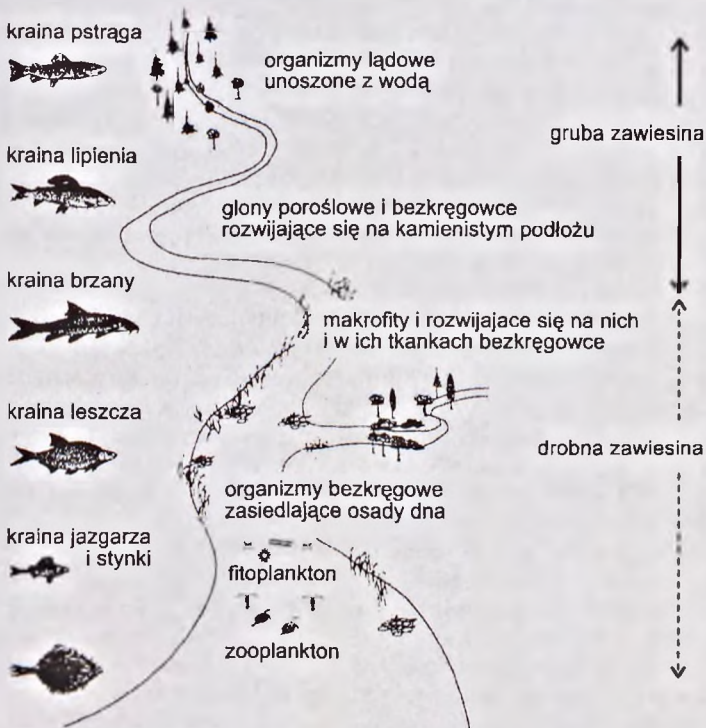
3. Rzeka jako jeden ekosystem

Zmiany dokonujące się w środowisku ekosystemów rzek w miarę posuwania się w dół ich biegu, a więc spowolnienie szybkości prądu, wzrost temperatury wody i spadek jej przezroczystości, znajdują swe odbicie w strukturze zespołów ichtiofauny zasiedlającej poszczególne odcinki rzeki. Prawidłowości te dostrzegano od dawna, bowiem już w drugiej połowie XIX wieku zaczęto podejmować próby dzielenia rzek na pewne fragmenty, „krainy rybne”, zasiedlane przez różne zespoły ichtiofauny. Kluczem tego podziału były bytujące w nich gatunki ryb, stąd w zależności od ich dominującej roli wyróżniono krainy: pstrąga, lipienia, brzana, leszcza, zaś w strefie mieszania się wód słodkich z morskimi również stynki (Frič 1872, Borne 1877, Nowicki 1882).

Z czasem na bazie tego podziału, uzupełniając informacje o charakterystykę takich parametrów jak szybkość prądu, temperatura wody i zakres jej wahań, natlenienie, charakter dna, porost roślin wodnych oraz baza pokarmowa, opracowano metodę bonitacji wartości rybackiej wód płynących (Léger 1910). Rozwinięta następnie przez Huet'a (1946, 1949, 1954), modyfikowana i dyskutowana była między innymi przez Starmacha (1964), Backiela (1964), Lassleben'a (1977) i Kölbing'a (1978).

Dalszym krokiem na drodze poznania funkcjonowania ekosystemów rzecznych stało się sformułowanie teorii ekologicznej ciągłości ekosystemu rzeki (tzw. river continuum). Według niej rzeka jest jednym ekosystemem, rozciągającym się wzdłuż jej całego biegu, w którym ulegają stopniowym zmianom warunki fizyczne i żywność, co z kolei pociąga za sobą przekształcenia struktury gatunkowej zespołów flory i fauny (Vannote i in. 1980, Zalewski i Naiman 1982, Zalewski 1986). Na podobnych założeniach, jednak w oparciu o ichtiofaunę jako podstawowe kryterium, bazuje opracowana na kontynencie północnoamerykańskim metoda wskaźnika integralności biotycznej (IBI = Index of Biotic Integrity). Wartość środowiska rzecznego opisywana jest w niej poprzez system ocen charakteryzujących stan zespołów zasiedlającej je ichtiofauny (Karr 1981, Karr i in. 1986, Oberdorff i Hughes 1992).

Z powyższych rozważań wyłania się obraz biologicznej jedności ekosystemu rzeki (ryc. 1). Zmiany warunków środowiskowych następują łagodnie (stopniowo), wraz z biegiem rzecznej koryta co sprawia, że równie płynnie zmienia się struktura gatunkowa zespołu ichtiofauny, czemu sprzyja duża ruchliwość tej grupy zwierząt, podejmujących rozległe wędrówki w obrębie rzecznej systemu.



Ryc. 1. Schematyczne przedstawienie różnicowania się warunków środowiskowych oraz zespołów flory i fauny wzdłuż biegu naturalnej rzeki (wg Vannote et al. 1980 – zmienione).

4. Wędrówki życiową koniecznością ichtiofauny

Wędrówki i przemieszczanie się wodnych organizmów, będące wyrazem realizacji ich życiowych funkcji, stanowiły i stanowią przedmiot szeroko rozwiniętych badań naukowych zmierzających do poznania biologicznych uwarunkowań funkcjonowania ekosystemów rzecznych. Ruchliwość ryb brana jest w nich pod uwagę nie tylko jako jeden z ważniejszych elementów gospodarki rybacko-wędkarskiej, lecz przede wszystkim jako element ich ekologii. Nieliczne są gatunki o mało ruchliwym trybie życia, bytujące jedynie na wąskim, izolowanym obszarze. Ogromna większość ryb odbywa bliższe lub dalsze wędrówki, odgrywające w realizacji ich cyklu życiowego niezwykle istotną rolę. Za jedną z najważniejszych przyczyn tych zachowań uważa się powszechnie potrzebę odbycia tarła (Bartel 1988, Bontemps 1969, Jokiel 1958, Wilkońska 1967, Wiśniewolski 1992a), jednak faktycznie posiadają one znacznie szersze znaczenie.

Dokonując klasyfikacji wędrówek ryb można je ogólnie podzielić na bierne i czynne. W pierwszych do przemieszczania wykorzystywany jest prąd wody i dotyczą one głównie stadiów młodocianych takich jak np. ikra i wylęg miętusa, ciosy, czy węgorza (Balon i Havlena 1964, Gorbač 1972, Koncevaja 1972, Schmidt 1923). W ten sam sposób, w trakcie żerowania, porywany i znoszony jest w dół rzeki np. wylęg strzebli potokowej, głowacza i śliza (Bless 1985, 1990, 1992). Wędrówki czynne różnią się od nich natomiast tym, że ryby pod wpływem bodźców wewnętrznych, przy określonych warunkach środowiska, przemieszczają się samodzielnie przeciw prądowi lub z prądem wody (Bartel i Bontemps 1989, Bontemps 1969). W trakcie tego ryby mogą się grupować i wówczas mamy do czynienia z wędrówkami koncentrującymi, bądź też rozpraszającymi, a wówczas są to wędrówki dyspersyjne (Bless 1992, Bontemps 1969, Penczalska 1962, Pliszka 1951, Steinmann i in. 1937, Sulimov i Chizinskaja 1977).

Najbardziej znanymi wędrówkami koncentrującymi są ciągi tarłowe łososi i węgorzy. Należą do nich również masowe ciągi wstępujących do rzek młodych węgorzy (Opuszyński 1979 za Bertin'em 1956, Sobocki 1997), a także migracje niektórych ryb (np. leszcz, płoć, jaź, sum), poszukujących dogodnych miejsc rozrodu czy zimowania (Brylińska i Bryliński 1970, Schiemer 1985). Liczne koncentracje tarłowe obserwowane są nawet u drobnych gatunków, takich jak ciernik, czy minóg strumieniowy (König 1969).

Swoiste, niezwykle istotne znaczenie dla rzecznej ichtiofauny, posiadają wędrówki kompensacyjne oraz losowe. Podejmowane są one w następstwie nagłych przyborów porywających ryby z prądem wody w dół rzeki, lub pogorszenia się warunków środowiskowych w stopniu zagrażającym życiu ryb. Mogą być nimi przeciągające się zmętnienie wody i brak pokarmu (Tesch 1983), jej niskie stany (Bayley i Osborne 1993), bądź zanieczyszczenia (Przybylski 1993). Ryby masowo opuszczają wówczas zagrożony rejon, dążąc do czystych odcinków rzek lub wstępując do dopływów. Dopiero po ustąpieniu zagrożenia powracają do miejsc pierwotnego bytowania.

W przypadku możliwości swobodnej migracji proces ponownego zasiedlenia przez ryby opuszczonych odcinków rzek może przebiegać niezwykle szybko. Schiemenz i Kothke (1956) donoszą, że w zanieczyszczonej Elbie zimą 1953/1954 wyginęła pod lodem ichtiofauna na 130 kilometrowym odcinku tej rzeki. Latem 1954 roku podczas silnego przyboru wody zaobserwowano masowy ciąg ryb z dołu rzeki, który spowodował zasiedlenie w ciągu zaledwie dwóch tygodni wyrybionych rejonów. Podobnie w ciągu jednego roku obserwowano ponowne zasiedlenie Zbiornika Włocławskiego po masowych śnieżeniach z 1986 roku (Wiśniewolski 2000a). Cytowani wcześniej Bayley i Osborne (1993) podają przykład wyschniętych w następstwie suszy

cieków, które po jej ustąpieniu w przeciągu roku zostały ponownie w sposób naturalny zasiedlone przez ichtiofaunę. Przytoczone przykłady wskazują w świetle doświadczeń wykazanego metodą znakowania zjawiska powracania ryb do miejsc ich złowienia (Kołder 1965, Nabiątek 1984), że migracje stanowią naturalny mechanizm zabezpieczający populacje ryb przed wyginięciem na zasiedlanym obszarze.

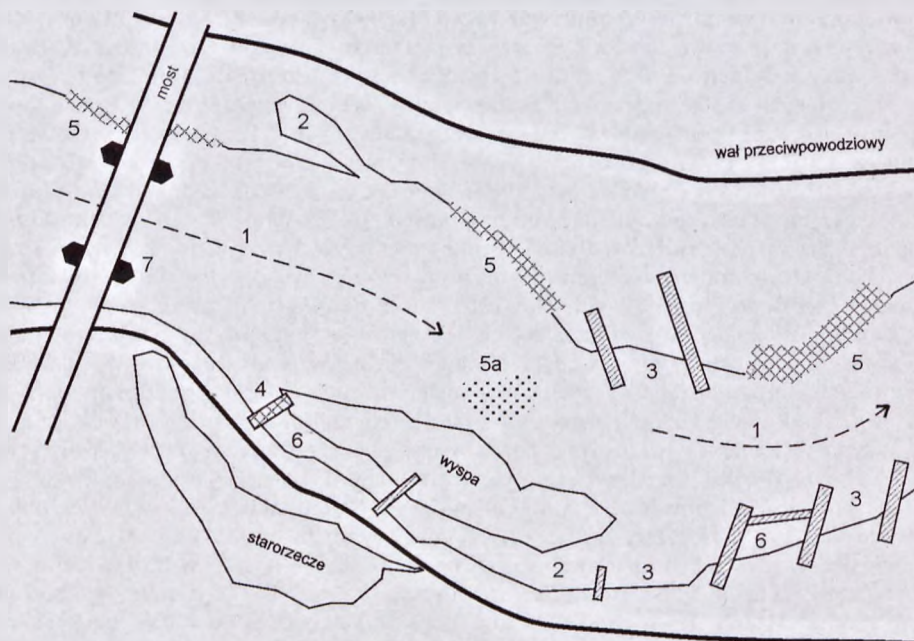
Temu celowi oraz rozszerzaniu zasięgu występowania gatunku służą także wędrówki dyspersyjne (np. wzrostowe, pokarmowe). Podejmowane są one w poszukiwaniu pokarmu, bądź nowych siedlisk, gdy dotychczasowe ze względu na zwiększające się rozmiary ryb lub wzrastającą liczebność ich populacji stają się zbyt ciasne. Zjawisko zajmowania przez napływające z rzeki ryby siedlisk w nowo utworzonych zbiornikach zaporowych może być przyczyną znacznej zmiany wydajności rybackiej w pierwszych latach po utworzeniu tych akwenów (Backiel i in. 1956), jak również po zdarzających się kataklizmach ekologicznych (Wiśniewolski 2000a). Dzięki temu możliwe jest także ponowne zasiedlanie zdegradowanych rzek, przez szczątkowe populacje ichtiofauny, które zachowały się wyspowo w niezanieczyszczonych odcinkach rzek lub ich dopływów (Bless 1985, Penczak i in. 2000). Ryby rozpraszają się na znacznym obszarze wędrując indywidualnie, jak również w większych skupieniach. W wodach słodkich wędrówki te nie są na ogół zbyt odległe choć bywa i tak, że gatunki uważane powszechnie za osiadłe przemieszczają się wiele dziesiątków kilometrów (Bontemps 1966, Pliszka 1951, Steinmann i in. 1937).

Pomimo istniejącej klasyfikacji wędrówek nie zawsze można jednoznacznie określić wywołującą je przyczynę. Często nie są to tylko względy rozrodu, czy poszukiwania pokarmu, bowiem na tarliskach obserwowano osobniki jeszcze niedojrzałe płciowo, zaś na żerowiskach część ryb miała puste żołądki (Pliszka 1951). Okresem szczególnego nasilenia wędrówek jest wiosna, zaś w przypadku ryb łososiowatych jesień, kiedy to ryby przemieszczają się w górę cieku, powracając następnie w jego niższe partie. Wędrują duże i małe gatunki ryb. W rzekach niemieckich na odległość do 300 km przemieszczało się 23,7% znakowanych brzan, podczas gdy reszta z nich podejmowała krótkie, lokalne wędrówki. Podobnie świnki w 22% podejmowały wędrówkę na odległość 100–140 km (Steinmann i in. 1937). Leszcze znakowane w Bugu, w latach 1964–1965, łowione były w Narwi i Zbiorniku Zegrzyńskim, a także w Wiśle około 80 km od miejsca znakowania (Bontemps 1966). Wpuszczane do Zbiornika Zegrzyńskiego topygi w 42% były łowione poza zbiornikiem, w Narwi, Bugu i Wiśle, natomiast spośród wpuszczonych do tego zbiornika karpia, poza nim odłowiono tylko 0,6% znakowanych ryb. Rekordzista złowiony jednak został w Wiśle koło Kieżmarka, niedaleko ujścia tej rzeki do Bałtyku (Wiśniewolski 1992b). W syberyjskiej rzece Ob szczupaki oraz jazie migrowały z różnych powodów na odległość 400–600 km (Szmidt 1950). Wśród małych gatunków ryb przemieszczanie na odległość kilkunastu kilometrów obserwowano między innymi u ciernika i głowacza białopłetwego (König 1969, Bless 1990).

Jednakże nie tylko ryby podejmują migracje. Gebler (1991) donosi za Meijeringiem o masowej migracji kielży w łakowym strumieniu, natomiast w potokach Szwecji tego typu migracje obserwowano w odniesieniu do larw jętek (Olsson i Söderström 1978, Williams 1977). Tak więc odbywanie wędrówek jest koniecznością życiową nie tylko w odniesieniu do ichtiofauny rzecznej, lecz również innych przedstawicieli fauny zasiedlającej te ekosystemy wodne.

5. Różnorodność siedliskowa a obfitość ichtiofauny

W badaniach podjętych przed z górą pięćdziesięciu laty Mikulski i Tarwid (1951) rozważali problem prawdopodobnego wpływu regulacji Wisły na niektóre żerowiska ryb związane z bentosem. Zwrócili przy tym uwagę na odmienności warunków siedliskowych różnych fragmentów ekosystemu rzeki i ich wartość w odniesieniu do ichtiofauny. Wyniki te wykorzystał Backiel (1993) do scharakteryzowania siedlisk i żerowisk ryb. Przytoczona za tym autorem rycina 2 obrazuje schemat



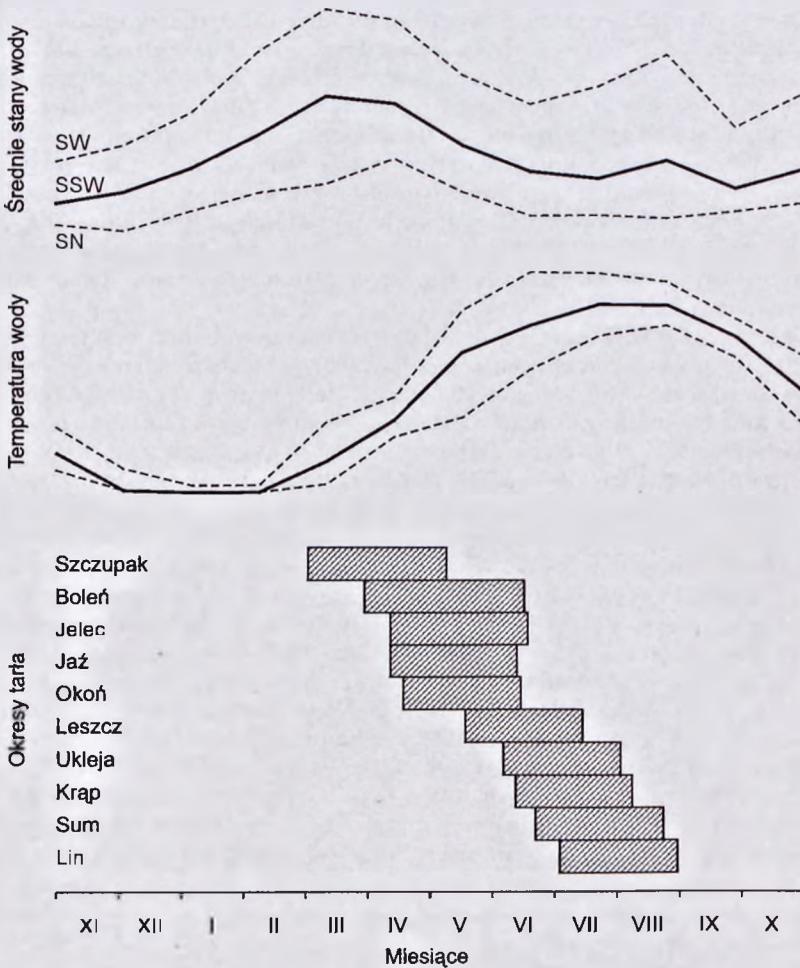
Ryc. 2. Schemat zróżnicowania siedlisk i żerowisk ryb w umiarkowanie uregulowanym odcinku dużej rzeki (wg Backiel 1993). 1 – nurt, niosący organizmy planktonowe i wymyte z brzegów i dna; 2 – naturalne lub sztuczne zastoiska otwarte, będące dogodnymi tarliskami; 3 – przestrzenie między ostrogami; 4 – faszynowo-kamienne przetamowania; 5 – brzegi umocnione faszyną i kamieniami; 5a – „rafy”, czyli kamienno-żwirowe dno; 6 – zaistoiska zamknięte; 7 – filary.

zróżnicowania siedlisk i żerowisk ryb w umiarkowanie uregulowanym odcinku dużej rzeki, gdzie do regulacji użyto ostróg kamienno-faszynowych i takich samych umocnień fragmentów brzegów. Zwraca uwagę różnorodność środowisk występujących w ekosystemie rzeki. Obok strefy nurtu, niosącego organizmy planktonowe oraz różne ładowe (wymyte z brzegów lub trafiające do wody z powietrza), występują obmywane prądem wody rozległe partie piaszczystego dna. Na niektórych odcinkach rzeki usiane jest ono żwirem i kamieniami. Te tzw. „rafy” stanowią odrębne, specyficzne siedliska niezbędne dla bytowania i rozrodu prądolubnych (reofilnych) gatunków ryb (boleń, brzana, kleń, jelec, certa, jaz). Podobne siedliska powstają przy usypanych z kamienia łamanego ostrogach i podłużnych tamach. Jeszcze innymi siedliskami są boczne odnogi, starorzecza i spokojne miejsca za wyspami i tamami, gdzie osiadają tworzące żyzne podłoże namuły. Te bujnie porośnięte podwodną

roślinnością środowiska, wykorzystywane są do rozrodu, wychowu młodzieży a także żerowania przez takie gatunki jak leszcz, krąp, płoć, lin, wzdręga, karaś, okoń, sandacz, szczupak i sum. W okresie niskich wód część tych siedlisk traci kontakt z nurtem rzeki, co stwarza specyficzne warunki zagrażające nawet bytowaniu ryb (przegrzewanie się wody i silne ubytki tlenu). Odmiennymi mikrośrodkami są odcinki przy brzegach porośniętych wikliną i drzewami. Często są one podmywane a na wymytych korzeniach oraz zwalonych do wody pniach i gałęziach rozwija się specyficzna fauna organizmów bezkręgowych. Są to miejsca żerowania oraz kryjówek takich gatunków jak np. jaź, kleń i szczupak. Podchodzi tutaj leszcz, trzymający się zwykle nurtowej części koryta, w tworzących się pod brzegami dołach znajdują kryjówki sandacza i suma.

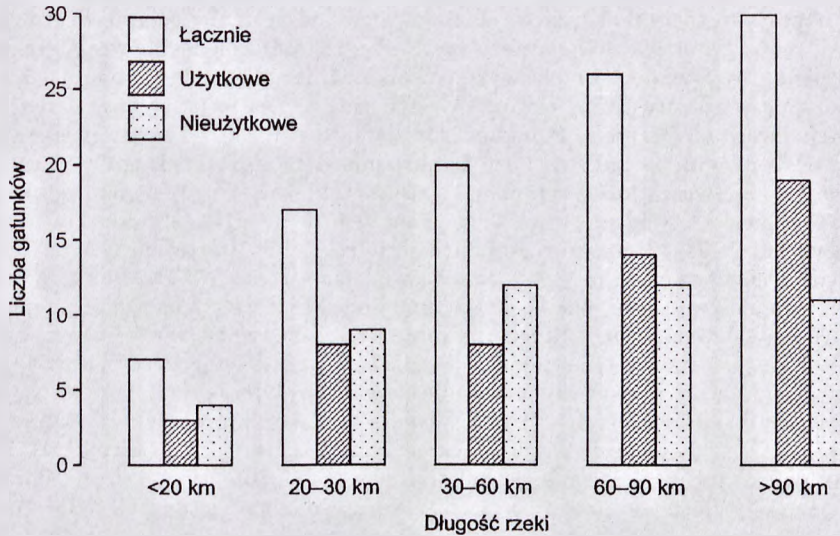
Przedstawione zróżnicowanie środowiskowe ekosystemu rzeki wskazuje jak bardzo ważne jest utrzymanie stałych połączeń nurtu ze starorzeczami oraz zapewnienie rybnom możliwości swobodnego wstępowania do dopływów. Lokalne migracje ichtiofauny pomiędzy opisanymi mikrośrodkami są okresowo intensywne, a możliwość odbywania tych wędrówek decyduje o bogactwie gatunkowym oraz obfitości ichtiofauny (Backiel 1958, Bless 1978, Penczak 1968b, Schiemer 1985). O obfitości ichtiofauny nie decyduje przy tym jedynie wartość pojedynczych siedlisk, lecz przede wszystkim ich rozmaitość i dostępność, zapewniające warunki rozwoju gatunkom o różnych wymaganiach środowiskowych (Jungwirth 1998). Wyraźnie widoczne to jest na przykładzie ekosystemów Biebrzy, Narwi i Wisły. W starorzeczach Biebrzy stale połączonych z nurtem rejestrowano na powierzchni 1 hektara 2806 sztuk ryb i ich biomasę 200-220 kg, w starorzeczach całkowicie odciętych 1180 sztuk i 89,5 kg, natomiast w strefie dolnego i środkowego biegu tej rzeki 1814 sztuk i 170 kg ha⁻¹ (Witkowski i Błachuta 1984). W Narwi okolic Uhowa na odcinku długości 1 km znaleziono w nurcie rzeki 662 ryby o łącznej masie 37,5 kg, zaś z takiego samego odcinka starorzecza 1744 ryby, które ważyły 107,6 kg (Sych i in. 1990). W płockiej Wiśle wzdłuż 1 km odcinka linii brzegu wylawiano, w starorzeczu 521 ryb o masie 19,8 kg, w strefie brzegowej nurtu 637 ryb o masie 8,5 kg, natomiast w nurcie na opasce z kamienia łamanego 802 ryby o łącznej masie 14,8 kg (Backiel i in. 1998).

Obserwowane zróżnicowanie zagęszczenia ryb w różnych strefach ekosystemu rzeki wiążąc bezsprzecznie należy z odmiennymi wymaganiami środowiskowymi poszczególnych gatunków. Odnoszą się one zarówno do preferencji przepływu wody, jej natlenienia i temperatury, charakterystycznych miejsc rozrodu i żerowania, przy czym nie bez znaczenia pozostaje tutaj cykl hydrologiczny rzeki. Dla większości gatunków tworzących zespół rzecznej ichtiofauny kluczowe znaczenie posiadają tereny zalewowe oraz obficie zarośnięte roślinnością wodną płytkie strefy rzeczno-ekosystemu (Backiel 1958, Bless 1978, Sych 1955). Utrzymanie tych środowisk, a więc bogactwa ichtiofauny, uzależnione jest od zachowania naturalnego cyklu hydrologicznego rzeki, którego cechą są okresowe wylewy jej wód poza koryto (Balon 1964, Backiel i in. 1978). Negatywnych przykładów w tym względzie dostarcza Elba, w której likwidacja w następstwie regulacji lenitycznych środowisk doprowadziła do ustąpienia z zespołu ichtiofauny suma i lina (Bauch 1958). Występowanie w rzece takich stagnofilnych gatunków jak wzdręga, lin i karaś, uzależnione jest od obecności starorzeczy oraz podobnych im zastoiskowych środowisk. Silnie uzależnione są od nich także leszcz, krąp i płoć. Podobnie podstawowe znaczenie dla występowania szczupaka posiada zachowanie obszarów nadrzecznych łąk, zalewanych wiosennym przyborem (Backiel i in. 1978, Sakowicz 1951). Wyraźnie widoczne jest powiązanie okresu tarła tej drapieżnej ryby z wczesnowiosennym przyborem wód, podobnie jak z wiosennoletnim przyborem rozrodu leszcza, uklei, krapia, suma i lina (ryc. 3).



Ryc. 3. Przybliżone okresy tarła niektórych gatunków ryb na tle średnich stanów i średnich temperatur wody w Wiśle, km 513, lata 1976–1980 (wg Backiel i Wiśniewski 1997).

Nie mniej ważne znaczenie dla możliwości rozwoju zespołu ichtiofauny reprezentowanego przez liczne gatunki, posiada również pojemność środowiska, czyli wielkość rzeczno-ekosystemu. Wynika to z przedstawionego wcześniej zróżnicowania siedliskowego oraz dostępnej dla ryb przestrzeni życiowej – większa rzeka, większe bogactwo mikrosiedlisk. Na podstawie danych literaturowych (Penczak 1989, Penczak i in. 1991, Błachuta i in. 1993) przedstawiono jak zmienia się bogactwo gatunkowe ichtiofauny występującej w rzekach o różnej wielkości i różnym stopniu antropogenicznych przekształceń (ryc. 4). Wraz ze wzrostem długości rzeki, a więc pojemności wodnego środowiska, wyraźnie rośnie całkowita liczba zasiedlających ją gatunków. Istotny jest przy tym fakt, że w rzekach od długości powyżej 30 km wzrost ten powodowany jest przede wszystkim przyrostem liczby gatunków ryb użytkowych, czyli tych poławianych przez człowieka. Wskazuje to na różne znaczenie tych cieków ocenianych w aspekcie potrzeb ochrony ichtiofauny oraz możliwości ich rybacko-wędkarskiego użytkowania. Przy czym nawet małe rzeki, będące



Ryc. 4. Bogactwo gatunkowe zespołu ichtiofauny w zależności od wielkości rzeki.

główną ostoją drobnych gatunków ryb chronionych, okresowo wykorzystywane są jako miejsca rozrodu gatunków użytkowych. Pełnią one rolę miejsc odchowu młodzieży gatunków użytkowych i nieużytkowych, skąd w miarę dorastania spływają one w głębsze partie ich dolnego biegu oraz do rzeki głównej (Bless 1978, Jens i in. 1997, Kennedy i Pitcher 1975).

Zachowanie bogatego, naturalnego zróżnicowania środowiskowego ekosystemu rzeki i swobodnego dostępu do poszczególnych siedlisk stanowi tym samym warunek występowania licznej ichtiofauny a także możliwości odbudowy jej zespołów.

6. Przegradzanie, regulacje i zanieczyszczenie rzek oraz nadmierne połowy zagrożeniem dla ichtiofauny

Negatywne skutki jakie w odniesieniu do ichtiofauny rzecznej noszą przegradzanie rzek i ich regulacja, wynikają z ruchliwości tej grupy zwierząt wykorzystujących różne siedliska ekosystemu rzeki do realizacji poszczególnych faz swego cyklu życiowego. Przegradzające koryta rzeczne jazy, zapory i stopnie wodne sprawiają, że w spiętrzonej odcinku rzeki zachodzą w wodzie procesy fizyko-chemiczne i biologiczne, wpływające na zmianę warunków bytowania ryb, co wyrażane jest przekształceniem struktury gatunkowej ichtiofauny (Holčík 1966, Vostradovsky i Tichy 1999, Wundsch 1949). Reofilne gatunki rzeczne (np. pstrąg potokowy, lipień, brzana, świnka, kleń, jelec, boleń, jaź), ustępują a ich miejsce zajmują ryby typowe dla wód wolno płynących i stojących (leszcz, płóc, krąp, okoń i inne), które mogą nawet w pewnych sytuacjach opanowywać rzekę powyżej zalewu i konkurować z rodzimymi gatunkami ryb reofilnych (Starmach 1994, Wajdowicz 1964, Wiśniewolski 1995). Najważniejszym jest jednak fakt, że budowla dzieli rzekę utrudniając lub wręcz uniemożliwiając rybam i innym organizmom swobodną migrację wzdłuż jej koryta. Prowadzi to do ograniczenia liczebności, zaś w skrajnych przypadkach nawet do wyginięcia całych populacji, gdy odcięte zostaną położone powyżej przegrody tarliska (Backiel 1993, Bauch 1958, König 1969, Nolte 1968, Wiśniewolski 1987, 1992a).

Za negatywny przykład takich oddziaływań w odniesieniu do ryb wędrownych posłużyć może regulacja dolnej Wisły oraz przegrodzenie jej biegu we Włocławku. Historycznie w systemie tej rzeki występowały populacje jesiotra zachodniego, łosia atlantyckiego, troci, certy, węgorza i ciosy oraz będącego przedstawicielem krągłoustych minoga rzeczny. Ponadto sporadycznie pojawiały się w tej rzece parposz, aloza oraz minóg morski. Poza katadromicznym węgorzem, spływającym na tarło do morza, wszystkie wymienione gatunki należą do grupy anadromicznych tzn. wstępujących z wód morskich i przymorskich do rzek w celu odbycia rozrodu (Wiśniewolski 2001). Załamanie populacji jesiotra i ciosy nastąpiło w następstwie regulacji ujściowego odcinka Wisły, przeprowadzonej w końcu XIX wieku. Wykonano wówczas nowe koryto, odcinając jazami dotychczasowe połączenie z tej rzeki z Zalewem Wiślanym. Łosoś, który nigdy nie był liczny, zachował się w Wiśle jeszcze do lat pięćdziesiątych XX wieku. Natomiast na liczne w tej rzece populacje troci i certy, decydująco wpłynęło wybudowanie zapory we Włocławku. Przerwana wówczas została wędrówka tych ryb na główne tarliska, które zlokalizowane były w podkarpackich dopływach Wisły (Backiel 1983, Backiel i Bontemps 1994). Sytuacji nie poprawiło wybudowanie w zaporze przepławki dla ryb. Z części dorzecza Wisły powyżej Włocławka troć i certa zniknęły z ewidencji sieciowych połowów, natomiast w systemie całej rzeki ich połowy dramatycznie spadły. O ile jeszcze w odniesieniu do troci dzięki systematycznemu zarybianiu materiałem wyhodowanym w stawach (stadium spływające do morza smolt), udało się utrzymać populację tej ryby w Wiśle Dolnej na poziomie umożliwiającym gospodarczą eksploatację gatunku, w odniesieniu do certy nastąpiło załamanie populacji tej ryby w całym systemie rzeczny (Backiel 1983, Wiśniewolski 1987, 1992a). Wymownym tego przykładem są wysokości połowów gospodarczych tych gatunków przed i po wybudowaniu zapory (tabela I).

Tabela I. Wysokości połowów gospodarczych troci i certy w Wiśle przed i po wybudowaniu zapory we Włocławku (wg Wiśniewolski 1987, 2001).

Okres	Powyżej zapory	Poniżej zapory
Troć		
Do 1968 r.	14,7	33,5
Po 1968 r.	0,0	12,9
Certa		
Do 1968 r.	10,8	153,1
Po 1968 r.	0,5	35,6 ¹ 7,9 ²

¹ Lata 1968–1977

² Lata 1978–1987

Już wybudowanie tylko jednego stopnia na Wiśle koło Włocławka miało zatem jednoznacznie negatywny wpływ na bytujące w tej rzece populacje troci i certy, przyczyniając się do drastycznego ograniczenia liczebności tych wędrownych gatunków.

Ograniczająco na możliwości migrowania ryb oddziałują nie tylko tak duże piętrzenia jak to na Wiśle we Włocławku. W odniesieniu do większości gatunków ryb rzecznych, przeszkodą nie do pokonania stają się już piętrzenia o wysokości kilkudziesięciu centymetrów (Gebler 1991, Jens i in. 1997, Jungwirth i Pelikan

1989). Decydują o tym możliwości poszczególnych gatunków ryb przeciwstawiania się sile prądu wody oraz pokonywania przeszkody skokiem. Dla małych ryb nie do pokonania okazują się nawet jednolite progi betonowe o wysokości 20–30 cm (Bless 1985, König 1969). Podobną przeszkodą stają się również biegnące z dużym spadkiem gładkościenne przepusty rurowe (Gebler 1991, König 1969).

Dużym zagrożeniem dla ryb spływających w dół rzeki są również zlokalizowane na trasie ich wędrówki elektrownie wodne (Bartel i Bontemps 1989, Bartel i in. 1996, 1998, Juszczak 1951). Ryby wpływają do komory turbin gdzie są kaleczone a część ich również zabijana przez obracające się łopatki turbin. Doświadczalnie stwierdzono, że w zależności od wysokości piętrzenia i typu turbiny w stanie nieuszkodzonym przechodziło przez turbiny od 40,1% do 87,1% ryb (Bieniarz i Epler 1977). Spośród ryb przechodzących przez turbiny elektrowni Zbiornika Rożnowskiego uszkodzonych było od 15,7% do 46,2% osobników (Juszczak 1951). W sposób szczególny zagrożone są niszczeniem przez turbiny spływające na tarło dorosłe węgorze, które ze względu na swą długość uszkodzane są prawie w 100% (Lundbeck 1927).

Zagrożeniem, którego negatywne skutki w odniesieniu do ichtiofauny dostrzegane są dopiero po dłuższym czasie jest regulacja rzecznych koryt. Po regulacji rzeki Eckstockau długość jej koryta zmniejszyła się o jedną trzecią a dodatkowo zabudowano ją licznymi poprzecznymi progami o wysokości 30 cm. Pomimo nie pogorszenia się czystości wody, po czterech latach od przeprowadzonej regulacji stwierdzono zubożenie ichtiofauny, z której zniknęły koza, szczupak oraz płoć (König 1969). W poddanych regulacji potokach pstrągowych znika zróżnicowanie siedliskowe stwarzające pstrągowi potokowemu możliwości znalezienia kryjówek. W efekcie liczebność tych ryb drastycznie się zmniejsza (Rudek 1974). Również o negatywnych skutkach regulacji rzek dla ich rybostanu informują m.in. Backiel (1993), Penczak i in. (1991), Wiśniewolski (1987). W uregulowanych małych rzekach, podlegających na dodatek wpływom zanieczyszczeń, spotyka się sytuacje że ichtiofauna tworzona bywa przez dwa psamofilne gatunki kielbia i śliza (Błachuta i in. 1993), bądź w ponad 80% dominacje liczebności przyjmują ryby ciernikowate (Penczak i in. 1991). Sytuacja taka utrzymuje się nawet wówczas gdy rzeka zasila stawy rybne i jesienią w wyniku odłowów jej ichtiofauna zostaje znacznie wzbogacona rybami ze stawów. Elektropolowy kontrolne wykazały, że tam gdzie jesienią była obfitość ryb, wiosną sytuacja powracała do „normalnego” dla rzeki stanu. Ryby wywędrowywały nie znajdując w zdegradowanym, płytkim korycie możliwości znalezienia miejsc ukrycia (Błachuta i in. 1993). Stanowi to konsekwencję przeprowadzonej regulacji i wyprostowania koryta rzeki. W odcinkach uregulowanych bogactwo i gatunkowa obfitość ryb są bardzo małe, podczas gdy w sąsiednich, urozmaiconych (nieuregulowanych) odcinkach ichtiofauna jest bogata i obfita (Backiel i Penczak 1989). Regulacja rzeki prowadzi bowiem do zniszczenia naturalnej struktury dna. Hydraulika przepływu rzeki po jej regulacji radykalnie się zmienia, zaś przepływ staje się bardziej jednorodny. Pociąga to za sobą zubożenie rzecznej zespołu flory i fauny. Pojawiające się często nagłe przybory wody niszczą strukturę dna do tego stopnia, że nigdy nie powraca zasiedlający je zespół bentoniczny. Likwidacja przybrzeżnych obszarów bagiennych i zalewiskowych powoduje jeszcze wzrost kulminacji splywu jednostkowego (Bless 1978, Kuhn 1976, Żelazo 1997).

Problemem bagatelizowanym często w odniesieniu do ichtiofauny jest pobór kruszywa z koryt rzecznych. Praktykowany zazwyczaj jako element prac regulacyjnych w oczywisty sposób burzy naturalny układ w rzece. Powoduje zniszczenie tarlisk, kryjówek oraz żerowisk ryb w okolicy wydobywania (Klausewitz i in. 1973, Wiśniewolski 2000b). Usunięcie z potoku dużych głazów i kamieni prowadzi do drastycznego spadku liczebności pstrąga potokowego, który traci swoje kryjówki (Rudek

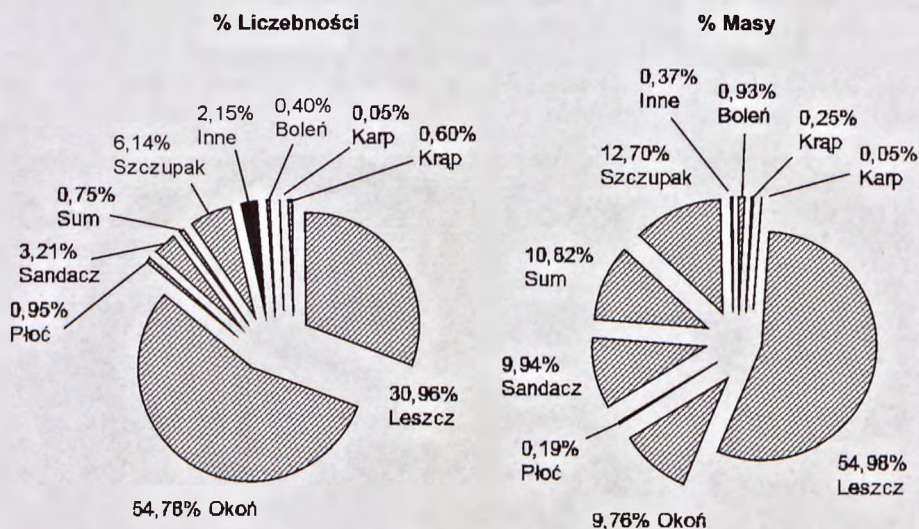
1974). Do tego samego prowadzi zniszczenie podczas tych prac podwodnej roślinności a także nadbrzeżnych zadrzewień. Niszczony są w ten sposób nie tylko siedliska ryb i fauny bezkręgowej, lecz również naturalna ochrona brzegów koryta rzecznego przed erozją (Lohmeyer i Krause 1975). Spada liczebność takich drobnych gatunków jak głowacz białołety, śliz i strzebla potokowa, lecz również odbija się to na pogłowie ryb użytkowych. Nadmierne wydobywanie żwiru z koryta Dunaju doprowadziło do zniszczenia wielu tarlisk gatunków reofilnych i w następstwie spadku liczebności brzozy i świnki (Reichenbach-Klinke 1968).

Niszczony tarlisk i żerowisk nie następuje tylko w sposób mechaniczny, lecz również poprzez ich zamulenie. Zawiesina podrywana podczas prac w korycie, osiadając na złożonej ikrze powoduje jej bardzo wysoką śmiertelność (Campbell 1954, Shapovalov 1937, Shapovalov i Berrian 1940). Zwiększająca się i utrzymująca przez dłuższy czas wysoka koncentracja zawiesiny w wodzie (zmętnienie), może mieć wpływ na zdrowotność ryb, a także na ich zwiększoną śmiertelność (Griffin 1938, Herbert i Merckens 1961). Przejściowo występująca zawiesina bywa nieszkodliwa dla ryb nawet w ilościach powyżej paru tysięcy mg dm^{-3} , ale lokalnie ogranicza ich żerowanie oraz zasoby pokarmowe (Liepolt 1961), zaś w okresie tarła powoduje obumieranie złożonej ikry. Długotrwale występująca zawiesina przyczynia się natomiast do obniżenia stanu pogłowia ryb i pogorszenia warunków gospodarki rybackiej (Herbert i Richards 1963). Wydobywanie piasku w rejonie zimowania ryb powoduje ich niepokoienie a nawet może doprowadzić do opuszczenia przez nie żerowisk, co przyczynia się do ich zwiększonej śmiertelności. W specyficznych warunkach atmosferycznych, to jest przy wysokiej temperaturze wody i niskiej zawartości rozpuszczonego w niej tlenu, wydobywanie kruszywa w miejscach z nagromadzonymi grubymi warstwami organicznych osadów dennych, prowadzić może do gwałtownego wyczerpywania tlenu w wodzie i powstawania przyduszy. W efekcie następuje śnięcie ryb, które w szczególnie niekorzystnych warunkach przybierać może masowy charakter – tak jak miało to miejsce w 1986 roku w Zbiorniku Włocławskim (Wiśniewolski 2000a). Szkodliwe dla ichtiofauny jest również składowanie wydobywanego surowca w strefie brzegowej rzeki. Na skutek tego zasypywane są bowiem połączenia z bocznymi odnogami i starorzeczami a bywa i tak, że środowiska te bywają całkowicie niszczone (Wiśniewolski 1998). Zubaża to różnorodność siedliskową niezbędną dla zachowania gatunkowego bogactwa zespołów ryb, w tym gatunków objętych całkowitą ochroną.

Czynnikiem decydującym o możliwości bytowania ichtiofauny oraz prowadzenia gospodarki rybacko-wędkarskiej jest odpowiednia jakość wody. Wymagania poszczególnych gatunków ryb różnią się znacznie w tym względzie przede wszystkim z uwagi na zawartość rozpuszczonego w wodzie tlenu i jej temperaturę. Istnieje wiele udokumentowanych przykładów negatywnego wpływu zanieczyszczenia rzek, które doprowadziło do wyginięcia tak poszczególnych gatunków, jak również całych zespołów ryb, a także zaniku rybactwa (Bless 1978, Denzer 1966, Kuhn 1976, Morawska 1968, Nolte 1968, Penczak 1968a, Wiśniewolski 1987). W wielu odcinkach rzek, w których pomimo zanieczyszczenia wody zachowały się zespoły ichtiofauny, ryby nabrały nieprzyjemnego zapachu i smaku dyskwalifikujących ich przydatność konsumpcyjną (Backiel i Penczak 1989, Kołder 1961, Morawska 1968). Stało się tak za sprawą kumulacji w ich organizmie szkodliwych związków, zwłaszcza ropopochodnych, fenoli oraz metali ciężkich (Bontemps i Backiel 1988, Kuhn 1976, Wiśniewolski 1987). W wodach zeutrofizowanych organicznymi zanieczyszczeniami problemem stał się masowy rozwój sinic, których wydzielane do wody toksyny kumulowane są również w tkankach ryb (Persson 1983). Obok zachodzących w dłuższym przedziale czasu przeobrażeń struktury gatunkowego składu zespołu rzecznej ichtiofauny,

dostrzegalne od razu zmiany przydatności konsumpcyjnej stanowią ważną informację o stanie ryb. Sygnalizują wystąpienie skażenia środowiska i jego oddziaływanie na ryby, zanim jeszcze osiągnie ono letalne wartości i doprowadzi do wystąpienia śnięć (Bontemps i Backiel 1988, Morawska 1968). Dbałość o uporządkowanie gospodarki wodno-ściekowej i zachowanie odpowiedniej jakości wód, warunkuje więc możliwości ochrony przyrodniczych walorów środowiska wodnego, w tym ichtiofauny, prowadzenia gospodarki rybacko-wędkarskiej a także bezpiecznego korzystania przez człowieka z pożytku jakim są ryby.

Jest to problem bardzo ważny bowiem pomimo upadku tradycyjnego rybactwa rzeczno-jeziornego, duże ilości ryb pozyskiwane są nadal z rzek i zbiorników zaporowych systemem połowów wędkarskich. Wydajność rejestrowanych w nich połowów wędkarskich, w przypadku zbiorników zaporowych sięgać może niezwykle wysokich wartości 360 kg ha^{-1} (Wołos i in. 1999, 2000, 2001). W rzekach połowy te są dużo niższe, choć i tutaj uzyskiwane wydajności mogą być wysokie jak np. odnotowywane w Wiśle, które sięgały rzędu 50 kg ha^{-1} (Wołos i in. 2000). Przy tak wysokim poziomie połowów wędkarskich groźnym zjawiskiem jest ich wysoka wybiórczość. Ukierunkowane na wybrane gatunki, stanowią poważne zagrożenie przyczyniając się do znacznego redukcji ich liczebności. W wędkarskich połowach na zbiornikach zaporowych Uglickim i Iwankowskim leszcz stanowił 59,0–79,2% i 66,5–78,0% ich całkowitej masy (Nikanorov 1980). W szczególnym stopniu problem nasilonego wylawiania dotyczy ryb drapieżnych, które stanowią mogą 50% i więcej całkowitej masy połowów, tak jak np. obserwowano w Zbiorniku Zegrzyńskim (ryc. 5 wg. Wiśniewolski i in. 2001b). Zagrożenie takie sygnalizowane jest przez wielu autorów



Ryc. 5. Struktura gatunkowa połowów wędkarzy korzystających ze stanic nad Zbiornikiem Zegrzyńskim w sezonach letnich 2000 i 2001.

(Bieniarz i in. 1990, Bieniarz i Epler 1993, Sych (red.) 1991, Wajdowicz 1979, Wołos i in. 2000, Wrona i Guziur 2000). Przy obserwowanej wysokiej wydajności połowów wędkarskich ich szczególne ukierunkowanie na ryby drapieżne może być przyczyną niszczenia równowagi ekologicznej wodnego ekosystemu i jego degradacji.

7. Możliwości przeciwdziałania skutkom przegradzania i regulacji rzek

Negatywne oddziaływanie zabudowy rzek na ichtiofaunę sprawiło, że już dawno dostrzeżono potrzebę przeciwdziałania temu zjawisku, stąd rozwinęło się budownictwo urządzeń umożliwiających rybnom pokonanie przeszkody. Według niektórych danych początki tego budownictwa sięgają nawet drugiej połowy XVII wieku, jednakże jego rozkwit datuje się na przełom i początek XX stulecia. Znalazło to swój wyraz w odpowiednich postanowieniach prawnych. I tak już w 1874 roku, w Prusach ustawa rybacka nakazywała budowę przejść dla ryb przy powstających przegradach i zaporach (Bless 1978). Podobnie stanowiła nasza przedwojenna ustawa o rybnactwie śródlądowym z 1932 roku. Obecnie sprawy te reguluje ustawa Prawo Wodne (Dz.U. nr 115 z 2001r, poz. 1229), ustawa Prawo ochrony środowiska (Dz.U. nr 62 z 2001r, poz. 627) oraz ustawa z dnia 18 kwietnia 1985 r. o rybnactwie śródlądowym (Dz.U. nr 66 z 1999r, poz. 750 wraz z późniejszymi zmianami).

Urządzenia umożliwiające pokonywanie przez faunę wodną piętrzenia, tzw. przepławki, mają za zadanie redukcję szybkości przepływu wody do wartości odpowiadających możliwościom pokonywania siły prądu zarówno przez zasiedlającą rzekę ryby, jak również organizmy bezkręgowce. Spotykane są różne rozwiązania konstrukcyjne przepławk (Adam i in. 1994, Gebler 1991, Wiśniewolski 1997). Do niedawna najczęściej stosowanym typem były przepławki komorowe oraz przepławki Denila. W obydwu rozwiązaniach przepławkę stanowi betonowe, rzadziej drewniane, pochylone koryto, w którym wbudowane są w różny sposób poprzeczne przegrody (ryc. 6 – przepławka komorowa), lub umieszczone na obwodzie koryta listwy (ryc. 7 – przepławka Denila). Obserwowane często ich wadliwe, nieskuteczne działanie inspirowało poszukiwanie innych rozwiązań. Jednym z nich są tzw. przepławki szczelinowe (ryc. 8), które stanowią modyfikację tradycyjnej przepławki komorowej. Jedno lub dwustronnie położone szczeliny, otwarte na całej wysokości przegrody, uniezależniają w znacznym stopniu funkcjonowanie przepławki od poziomu



Ryc. 6. Przepławka typu komorowego (fot. W. Wiśniewolski).



Ryc. 7. Przeplawka typu Denila (fot. PZW).



Ryc. 8. Przeplawka typu szczelinowego (fot. PZW).

w niej wody, ułatwiając zarazem przemieszczanie się ryb. Rozwiązanie to według dotychczasowych obserwacji charakteryzuje się lepszą skutecznością działania, niż przepławki Denila i tradycyjne komorowe (Gebler 1991).

Poznawanie ekologicznego znaczenia i funkcjonowania ekosystemów rzecznych oraz biologii zasiedlającej je fauny, doprowadziły do opracowania nowych, ekologicznych rozwiązań przejść dla ryb, będących odwzorowaniem naturalnych warunków panujących w korycie rzeczonym. Rzeczą zmienną jest, iż koncepcje te narodziły się w krajach wysoko zurbanizowanych, gdzie na skutek regulacji i zabudowy rzek, doprowadzono do biologicznej dewastacji tych środowisk (Gebler 1991, Jungwirth i Pelikan 1989, Knauss 1980, Whittaker i Jäger 1986). Wynikało to z faktu drastycznego zmniejszenia się liczebności ichtiofauny oraz zaniku wielu gatunków ryb, w dotkniętych niekorzystnymi przeobrażeniami systemach rzecznych.

Sposób konstruowania tych ekologicznych rozwiązań inspirowało naturalne ukształtowanie przełomowych fragmentów rzecznego koryta. Wzorując się na ich budowie i określonej doświadczalnie charakterystyce przepływu wody, sformułowano warunki, którym odpowiadać musi wykonywane przejście. Ma więc ono:

- umożliwiać swobodną migrację rzecznej fauny,
- komponować się z naturalnym otoczeniem,
- przeciwdziałać erozji koryta, a także pełnić inne hydrotechniczne funkcje, np. piętrzenia wody (Adam i in. 1994, Gebler 1991).

Jako podstawowe kryterium przyjęto możliwość pokonywania przez ryby prądu wody. Wprawdzie obserwowano, że w ekstremalnych sytuacjach niektóre ryby, zwłaszcza łososiowate, mogły na krótkich odcinkach pokonywać prąd wody o sile nawet powyżej 4 m s^{-1} (Jens i in. 1997 za różnymi autorami), to jednak dokładne badania wykazały znacznie mniejsze możliwości ryb w tym względzie, niż pierwotnie sądzono (Stahlberg i Peckmann 1986). Obecnie przyjmuje się dla ryb maksymalne szybkości przepływu wody wynoszące:

- pstrągi i inne łososiowate $2,0 \text{ m s}^{-1}$,
- reofilne ryby karpowate $1,5 \text{ m s}^{-1}$,
- pozostałe gatunki, ryby młode i małe $1,0 \text{ m s}^{-1}$ (Gebler 1991).

Podawane wartości maksymalnej prędkości prądu wody przeliczone na warunki swobodnego, grawitacyjnego przepływu, odpowiadają różnicy poziomu dna (powierzchni lustra wody) pomiędzy sąsiadującymi ze sobą komorami przepławki – przejścia, która nie może przekraczać:

- pstrągi i inne łososiowate $0,20 \text{ m}$
- reofilne ryby karpowate $0,11 \text{ m}$
- pozostałe gatunki i ryby młode $0,05 \text{ m}$ (Wiśniewolski 1997).

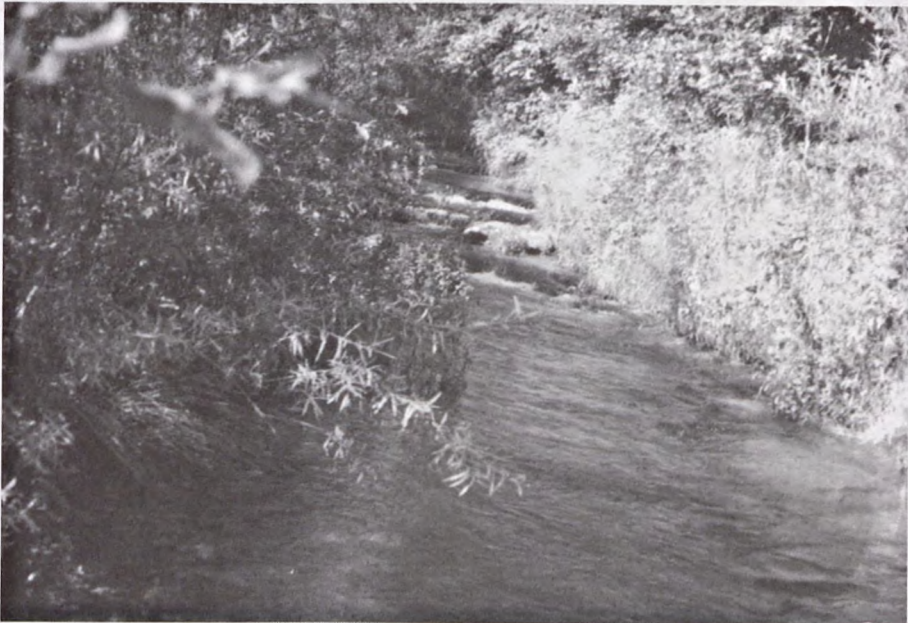
Ryby przemieszczają się stosownie do swych możliwości pokonywania prądu wody. Zawsze wybierają silniejszy strumień prądu do momentu, gdy jego siła zaczyna przekraczać maksymalne dla gatunku wartości (Schiemenz 1950, 1959, Weaver 1963). Duże, silniejsze osobniki wybierają silniejszy nurt, słabsi pływacy, gatunki mniejsze oraz młode ryby preferują spokojniejsze partie wody, nierzadko w bezpośredniej bliskości brzegów. Bardzo istotne dla możliwości wędrówki jest zróżnicowanie warunków przepływu w przepławce, pozwalające rybom na wybór strug wody o odpowiadającej im prędkości oraz zachowanie w strukturze dna systemu szczelin i przesmyków, które wykorzystywane są przez małe ryby (Adam i in. 1994, Gebler 1991).

Możliwości pokonywania przez ryby przeszkody skokiem są zazwyczaj mocno przeceniane. Najbardziej w tym względzie znane są możliwości łososi i pstrągów, oceniane odpowiednio na $1,0$ – $1,7$ metra oraz $0,7$ – $0,8 \text{ m}$ (Frischholz 1924, Stuart 1962). Obserwacje wykazały, że ryby do pokonania przeszkody wybierają zatopione przelewy i szczeliny. Tylko w sytuacji gdy nie mogą tym sposobem pokonać przeszkody

decydują się na oddanie skoku (Gebler 1991). Jednak nie wszystkie gatunki mogą w ten sposób pokonać przeszkodę. Większość ryb rzecznych nie posiada zgoła takich umiejętności, względnie są one bardzo ograniczone (Jungwirth i Pelikan 1989, Jens i in. 1997). Tym samym szczególnego znaczenia nabiera zachowanie w podłożu tworzącym dno przepławki systemu luk i szczelin. Nawet 20 cm wysokości betonowy próg pozbawiony szczelin staje się przeszkodą nie do pokonania dla takich małych gatunków jak np. głowacz, śliz czy ciernik (König 1969).

Scharakteryzowane przyczyny biologiczne i środowiskowe inspirujące podejmowanie przez ryby wędrówek oraz określone możliwości pokonywania znajdujących się na ich drodze przeszkód, stanowią podstawę konstrukcyjnych założeń budowlanych współcześnie tzw. przepławk ekologicznych (Adam i in. 1994, Gebler 1991, Jens 1981, Jens i in. 1997, Krüger i in. 1993). Ich wspólną cechą jest luźna konstrukcja, zachowująca system luk i szczelin. Urządzenia te konstruowane mogą być w formie:

- obejść naśladowujących naturalne, omijające przeszkodę strumienie (ryc. 9),
- bystrotoków (ramp), stanowiących odwzorowanie ustatych głazami i kamieniami przełomowych odcinków rzeki (ryc. 10),
- kombinacji bystrotoku i przepławki komorowej (przepławka ryglowa), gdzie przegrody oddzielające poszczególne komory wykonane są z luźno ustawionych głazów, pomiędzy którymi pozostawiony jest system różnej szerokości szczelin (ryc. 11).



Ryc. 9. Przepławka w formie obejścia naśladowującego naturalny potok (fot. W. Wiśniewski).

Wymienione przepławki ekologiczne wykonywane mogą być jako urządzenia samodzielne, lub zintegrowane z jazem piętrzącym. Ich lokalizacja względem głównej strugi przepływu rzeki oraz ilość stale przepływającej przez nie wody, mają decydujące znaczenie dla możliwości znalezienia przez ryby wejścia do przepławki. Istotne znaczenie ma przy tym zachowanie ekologicznego połączenia dna przepławki z dnem.



Ryc. 10. Przeplawka w formie bystrotoku posadowionego na całej szerokości rzeki i zastępującego próg piętrzący (fot. W. Wiśniewski).



Ryc. 11. Przeplawka ryglowa, będąca kombinacją bystrotoku i przeplawki komorowej (fot. W. Wiśniewski).

rzeki na dolnym i górnym stanowisku. Natomiast sama konstrukcja, zwłaszcza nachylenie przepławki, decydują o sile przepływającego nią prądu wody i możliwości pokonania przez ryby urządzenia. Kapitalne znaczenie dla możliwości migracji fauny posiada przy tym luźna konstrukcja dna przepławki. Wykonywane jest ono z narzutu kamieni o zróżnicowanej średnicy tworzących system luk i szczelin, w których szybkość przepływu wody jest kilkakrotnie niższa od podawanych wcześniej dopuszczonych maksymalnych wartości odnotowanych na koronach progów przepławki (Adam i in. 1994, Gebler 1991, Jens 1997).

Przepławki są urządzeniami przywracającymi utraconą w wyniku poprzecznej zabudowy ciągłość ekologiczną ekosystemu rzeki. Istnieje wiele przykładów skutecznego funkcjonowania przepławek (Eberstaller i in. 1998, Gebler 1991, Mader i in. 1998, Sakowicz i Żarnecki 1954, Steiner 1998). Istnieją też liczne przykłady ich złego funkcjonowania (Pelz 1985, Sakowicz i Żarnecki 1954, Tichij 1928, Wiśniewolski 1992a). Wynikać może ono nie tylko z wad konstrukcji lecz również być konsekwencją zniszczenia ekologicznej ciągłości ekosystemu rzeki.

Przypadki złego funkcjonowania przepławek mogą prowadzić do niebezpieczeństwa formułowania skrajnych wniosków o niecelowości budowy tych urządzeń. Przykładem tego są obserwacje Pelz'a (1985), badającego efektywność funkcjonowania przepławek w systemie Moseli, która zabudowana kaskadą stopni wodnych tylko na pewnych odcinkach zachowuje swój rzeczny charakter. Podnoszony jest przy tym argument, że ryby po pokonaniu przepławki nie znajdują lepszych warunków, bowiem warunki w poszczególnych piętrzonych odcinkach rzeki są takie same. Pogląd ten spotyka się z krytyką (Gebler 1991, Eberstaller i in. 1998), w której zwraca się uwagę iż formułując powyższy wniosek zignorowano fakt istnienia ekologicznej ciągłości rzeczno-ekosystemu i roli jaką dla utrzymania biologicznej różnorodności zespołów fauny rzecznej, zwłaszcza reofilnych gatunków, pełnią niespiętrzone odcinki oraz uchodzące do rzeki głównej nawet jej najdrobniejsze dopływy. Uzasadnień podważających przytaczany wniosek o niecelowości budowy przepławek, dostarczają również obserwacje funkcjonowania dwóch przepławek ekologicznych zlokalizowanych na kanale „Marchfeldkanal”, omijającym jedną z zapór austriackiego odcinka Dunaju. W 1995 roku z przepławek tych skorzystało 31335 i 57278 osobników ryb należących do 34 gatunków (Mader i in. 1998).

Przywracanie ekologicznej ciągłości ekosystemów rzecznych stanowi niezbędny warunek możliwości ochrony oraz zachowania biologicznej różnorodności zasiedlających je zespołów reofilnych organizmów. Jednym ze środków służących realizacji tego celu jest budowa przepławek dostosowanych swą konstrukcją do możliwości biologicznych gatunków tworzących zespół rzecznej fauny. Wskazując na obowiązek budowy przepławek należy zdecydowanie podkreślić, że chociaż przepławki są rozwiązaniem, bez którego nie jest możliwa realizacja celów ochrony, nawet najlepiej funkcjonująca przepławka nie zrekompensuje warunków niespiętrzonej rzeki. Dlatego podejmując decyzję o przegrodzeniu rzeki zawsze należy rozważyć jakie skutki niesie będzie to w odniesieniu do środowiska. W przypadku występowania szczególnie cennych walorów przyrodniczych należy zrezygnować z jej przegrodzenia. Jeśli przemawiają za nim inne ważne względy, zawsze zamiast jednego wysokiego piętrzenia przedkładać należy budowę kilku niskich progów. Ich konstrukcja musi umożliwiać swobodne wędrówki rzecznej fauny, względnie wyposażone być one muszą w prawidłowo wykonaną przepławkę. Tylko rzadko występują warunki uzasadniające rezygnację z budowy przepławki.

Na piętrzeniach posiadających elektrownie wodne oprócz budowy przepławki nie mniej ważną kwestią pozostaje wykonanie zabezpieczeń uniemożliwiających niszczenie ryb w komorze turbin. Duże znaczenie ma w tym względzie wybór odpowiedniego typu

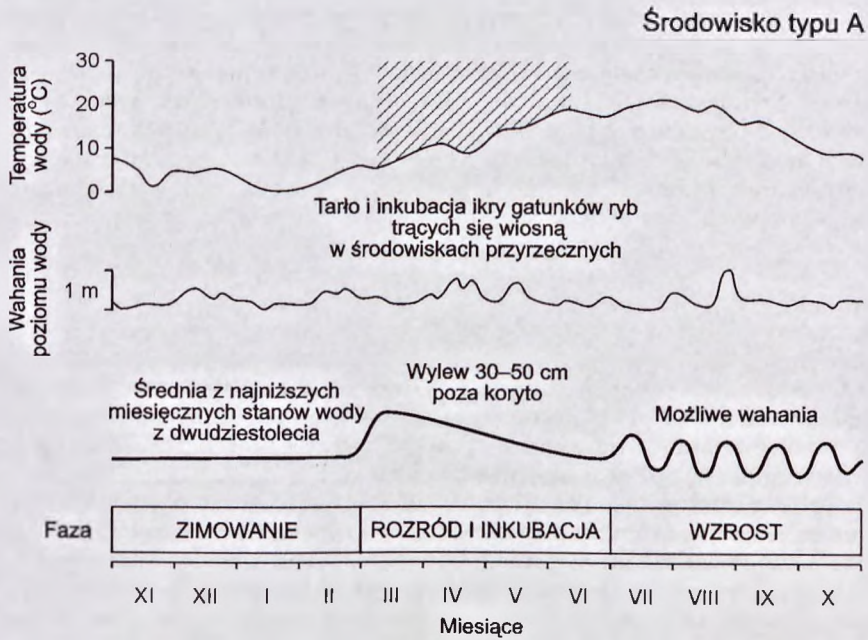
turbiny. Stwierdzono, że przy jej prędkości poniżej 100 obrotów na minutę uszkodzonych było poniżej 35% dostających się do jej kanału węgorzy, przy obrotach 125 na minutę straty sięgały 40 do 60% ryb, natomiast przy obrotach 150 na minutę uszkodzonych było 50 do 90% wpływających ryb (Jens i in. 1997). Istotne znaczenie posiada również rozstaw łopatek turbiny, im rzadziej osadzone tym straty mniejsze. Przesłanką wynikającą z tych obserwacji jest konieczność stosowania turbin wolnoobrotowych o dużym rozstawie łopatek. Wynika z nich również wniosek, że kilka elektrowni wodnych znajdujących się na drodze migracji ryb, doprowadzić może do zniszczenia większości spływającej populacji. W sposób szczególnie zagrożone są więc przesyłki elektrownie wodne spływające smolty łososia i troci oraz dorosłe węgorze.

Zastosowanie wolnoobrotowych turbin nie rozwiązuje jednak problemu, dlatego niezbędne jest wykonywanie jeszcze innych zabezpieczeń. Powszechnie stosowane są więc kraty zamykające wlot do kanału turbin a dodatkowo używane bywają również bariery elektryczne, które odstraszałyby ryby. Zastosowanie kraty o rozstępie 20 mm zamiast powszechnie stosowanej o rozstępie 60 mm, powoduje na piętrze o wysokości 4 m spadek sprawności turbiny zaledwie o 0,3% (Jens 1987). Nie są więc uzasadnione obawy przed stosowaniem zabezpieczeń w postaci gęstych krat. Zwrócić jednak należy uwagę na to aby kratę lokalizować tak, aby siła prądu przy niej nie przekraczała podanych wcześniej krytycznych wartości pokonywania przez ryby prądu wody. Jeśli tego nie uwzględnimy ryby nie mogąc przezwyciężyć siły prądu wody, ginęły będą na kracie. Korzystne będzie odsunięcie kraty od wlotu do kanału turbin, jak również skośne poprowadzenie od brzegu w kierunku przepławki. Ważnym zabezpieczeniem będzie z tych względów dodatkowe zastosowanie bariery elektrycznej, odstraszającej ryby od kraty. Aby bariera elektryczna działała skutecznie musi być jednak zlokalizowana w strefie słabego prądu wody, gdyż tylko wówczas ryby będą miały dość czasu aby zareagować na działanie prądu i uciec ze strefy jego oddziaływania (Jens i in. 1997).

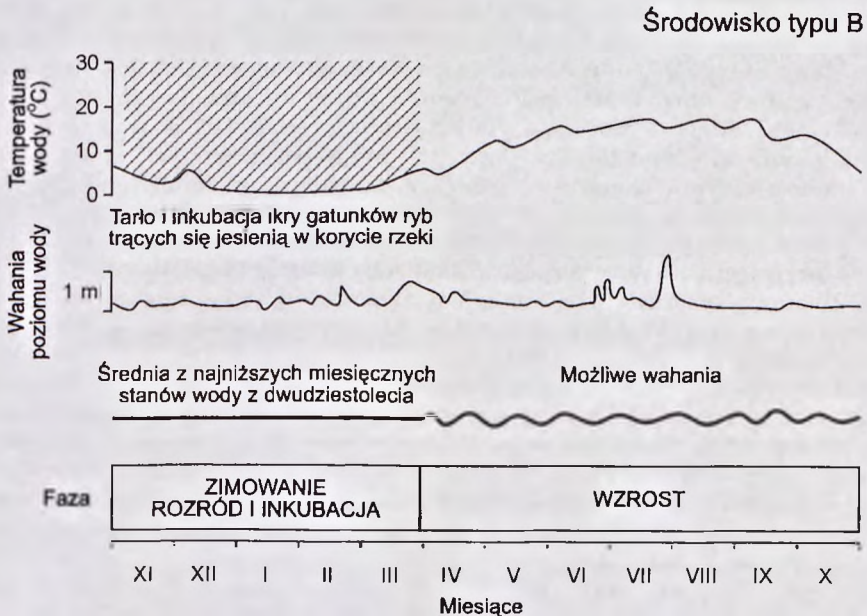
Uniemożliwienie rybom wpływania do kanału turbin nie rozwiązuje jednak problemu migracji w dół rzeki. Rozwiązania te spełniają swą ekologiczną funkcję dopiero wówczas, gdy przy ich pomocy ryby kierowane być mogą do przepławki lub swobodnego przelewu, które będą spłyną bezpiecznie poniżej piętrzenia. Ma to kluczowe znaczenie dla możliwości ochrony populacji ryb wędrownych.

Przywrócenie szlaków migracyjnych ichtiofauny w górę i w dół rzeczno-ekosystemu posiada kapitalne, trudne do przecenienia znaczenie. Nie mniej ważne jest jednak aby towarzyszyła temu odbudowa zróżnicowania siedliskowego zniszczonego w następstwie przeprowadzonej wcześniej regulacji. Oznacza to przywrócenie stałych połączeń ze starorzeczami, bocznymi odnogami oraz dostępu ryb do dopływów oraz terenów zalewowych. Działaniom tym towarzyszyć musi powrót do naturalnego cyklu hydrologicznego rzeki, co w sposób szczególnie odnosi się do skanalizowanych odcinków rzek pozostających pod wpływem wybudowanych na nich zbiorników zaporowych. Niezbędne będzie w takim przypadku takie alimentowanie wody, aby w okresie wiosennego rozrodu ryb występowały wezbrania zalewujące przyrzeczne mikrosiedliska (ryc. 12). Dotyczy to także okresu niskich stanów, podczas których minimalny przepływ w korycie zabezpieczać musi potrzeby ryb – np. rozrodu, zimowania (ryc. 13).

Przy podejmowanych działaniach służących ochronie i przywróceniu zagrożonych gatunków oraz całych zespołów rzeczno-ichtiofauny, bezdyskusyjną kwestią pozostaje potrzeba dbałości o zachowanie właściwej dla życia tych zwierząt jakości wody. Dla osiągnięcia tego celu niezbędne jest zatem uporządkowanie gospodarki wodno-ściekowej w skali całych dorzeczy. Zachowanie drożnych ekologicznie i zróżnicowanych siedliskowo ekosystemów rzecznych, niosących czyste wody, stanowi



Ryc. 12. Przykład sterowania poziomem wody w rzece, zabezpieczający potrzeby wiosennego rozrodu ryb na terenach zalewowych i w środowiskach przyrzecznych (wg Backiel i in. 1978).



Ryc. 13. Przykład sterowania poziomem wody w rzece, zabezpieczający potrzeby rozrodu ryb w korycie oraz ich zimowania (wg Backiel i in. 1978).

warunek powodzenia ochrony i restytucji zespołów rzecznej ichtiofauny. Towarzyszyć temu jednak musi wzmocniona ochrona miejsc rozrodu i wychowu młodych pokoleń oraz rozsądna eksploatacja połowowa. Wprowadzane w niej ograniczenia, zwłaszcza w odniesieniu do gatunków ryb reofilnych i drapieżnych, wynikać muszą z prowadzonej ewidencji wędkarskich połowów, uwzględniającą ich strukturę gatunkową oraz wysokość. Informacje uzyskane tą drogą stanowią podstawę ustalania zakresu ochrony poszczególnych gatunków oraz wprowadzanych względem nich limitów połowowych oraz potrzeb zarybiania.

8. Wnioski

Omówione środowiskowe uwarunkowania rozwoju rzecznej ichtiofauny oraz skutków jakie niosą w odniesieniu do tej grupy zwierząt, zakłócające funkcjonowanie ekosystemów rzecznych antropogeniczne oddziaływania, sygnalizują zaledwie skalę problemu oraz wynikających z niego potrzeb ochronnych. Najważniejsze z nich sformułować można następująco:

1. Rzeka rozpatrywana pod względem biologicznym stanowi jeden ekosystem, w którym zmiany następują łagodnie wraz z biegiem rzecznego koryta i równie płynnie zmienia się struktura gatunkowa zespołu ichtiofauny.

2. Migracje stanowią naturalny mechanizm zabezpieczający populacje ryb oraz innych przedstawicieli wodnej fauny przed wyginieniem na zasiedlanym obszarze.

3. Zachowanie bogatego, naturalnego zróżnicowania środowiskowego ekosystemu rzeki i swobodnego dostępu do poszczególnych siedlisk, stanowi warunek występowania licznej, bogatej pod względem gatunków ichtiofauny, a także możliwości odbudowy jej zespołów.

4. Przegradzanie rzek oraz budowa elektrowni wodnych stanowią ogromne zagrożenie dla istnienia rzecznej ichtiofauny, zwłaszcza populacji ryb wędrownych.

5. Regulacja rzek prowadzi do niszczenia naturalnego zróżnicowania siedliskowego ekosystemu rzeki i w konsekwencji do drastycznego obniżenia liczebności oraz bogactwa gatunkowego zasiedlających ją zespołów ichtiofauny.

6. Nadmierny pobór kruszywa z koryta rzeki prowadzi do niszczenia siedlisk, żerowisk i tarlisk ichtiofauny, w efekcie zaś do spadku liczebności pogłowia rzecznych gatunków ryb. Następuje to zarówno w drodze niszczenia mechanicznego, jak również oddziaływania na faunę wodną długotrwałego zmętnienia wody.

7. Odpowiednia jakość wody jest warunkiem zachowania liczego, zróżnicowanego pod względem gatunków zespołu ichtiofauny.

8. Zmiany przydatności konsumpcyjnej stanowią ważną informację o stanie ryb, sygnalizującą wystąpienie skażenia środowiska i jego oddziaływania na ryby, zanim jeszcze osiągnie ono wartości letalne.

9. Połowy wędkarskie ze względu na swą wysokość oraz szczególnie ukierunkowanie na pozyskiwanie niektórych gatunków ryb, stanowią mogące poważne zagrożenie i przyczyniać się do znacznego redukowania ich pogłowia. Szczególnie zagrożone są nimi gatunki drapieżne oraz reofilne.

10. Urządzeniami, które łagodzić mogą negatywne skutki przegradzenia i regulacji rzek są przepławki. Konstrukcja ich musi jednak umożliwiać pokonanie urządzenia przez wszystkie gatunki tworzące zespół ichtiofauny.

11. Wykonanie przepławki, pozwalającej zachować ciągłość ekologiczną rzeczno-ekosystemu, nie rekompensuje warunków panujących w niespiętrzonej rzece. Stąd decyzje o jej przegradzeniu zawsze poprzedzone być muszą dogłębną analizą biologicznych skutków tego przedsięwzięcia.

12. Ponieważ turbiny elektrowni wodnych stanowią duże zagrożenie dla ichtiofauny, konieczne jest stosowanie zabezpieczeń (gęste kraty, bariery elektryczne), uniemożliwiających wpływanie ryb do komory turbin i kierujących ryby do przepławki lub swobodnego przelewu przez koronę niskiego piętrzenia, co gwarantuje zachowanie migracji w dół rzeki.

13. Przez elektrownie wodne szczególnie zagrożone są dorosłe osobniki oraz spływająca młodzież (smolty) ryb wędrownych.

14. Przywracaniu ciągłości ekologicznej ekosystemów rzecznych, czemu służy budowa przepławek, towarzyszyć musi odtwarzanie zróżnicowania środowiskowego rzek oraz ich naturalnego cyklu hydrologicznego. W parze z tym muszą iść: dbałość o dobrą jakość wody, ochrona ryb i ich rozrodu, wspieranie drogą zarybiania gatunków zagrożonych oraz kontrolowana, wyważona eksploatacja połowowa.

Literatura

- Adam B., Bosse R., Dumont U., Gebler R.J., Geitner V., Hass H., Krüger F., Rapp R., Sanzin W., Schaa W., Schwevers U. i Steinberg L. 1994. Fischaufstiegsanlagen. DVWK Merkbl. z. Wasserwirtsch. 144 ss.
- Backiel T. 1958. Stosunki narybkowe w płytkich środowiskach środkowej Wisły. Roczn. Nauk Rol., 75, B, 2, 313–362.
- Backiel T. 1964. Populacje ryb w systemie rzeki Drwęcy. Roczn. Nauk. Rol. 84, B, 2, 193–211.
- Backiel T. 1993. Ichtyofauna dużych rzek – trendy i możliwości ochrony. W: L. Tomiałojć (red.) Ochrona przyrody i środowiska w dolinach nizinnych rzek Polski. Wydawnictwo Instytutu Ochrony Przyrody PAN Kraków, 39–48.
- Backiel T. i Bontemps S. 1994. Ocena wpływu projektowanej Kaskady Dolnej Wisły na środowisko przyrodnicze. Ichtyofauna i rybactwo. Narodowa Fundacja Ochrony Środowiska, Warszawa.
- Backiel T., Kossakowski J., Rudnicki A. 1956. Gospodarstwo rybactwa na zbiornikach zaporowych. Roczn. Nauk Rol., B, 71, 1, 65–138.
- Backiel T., Nabiałek J. i Wiśniewolski W. 1978. Studium wymagań środowiskowych ichtiofauny rzek objętych planową gospodarką rybacko-wędkarską. Manuskrypt. Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej, Warszawa, 31 ss.
- Backiel T. i Penczak T. 1989. The fish and fisheries in the Vistula River and its tributary, the Pilica River. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci., 106, 488–503.
- Backiel T. i Wiśniewolski W. 1997. Zad. II. 3. Ocena stanu ichtiofauny. W: J. Matuszkiewicz (red.) Przyrodnicze podstawy opracowania optymalnej koncepcji zagospodarowania obszaru międzywala doliny Wisły na odcinku od ujścia Pilicy do ujścia Narwi. Manuskrypt. Instytut Geografii i Zagospodarowania Przestrzennego PAN, Warszawa, 31 ss.
- Backiel T., Wiśniewolski W., Borzęcka I., Buras P., Szlakowski J. i Woźniewski M. 1998. Zadanie II.4. – Charakterystyka ichtiofauny. W: J. Matuszkiewicz (red.) Przyrodnicze podstawy opracowania optymalnej koncepcji zagospodarowania obszaru międzywala doliny Wisły na odcinku od ujścia Narwi do stopnia Włocławek. Manuskrypt. Instytut Geografii i Zagospodarowania Przestrzennego PAN, Warszawa, 21 ss.
- Balon E.K. 1964. Verzeichnis und ökologische Charakteristik der Fische in der Donau. Hydrobiologia, 24, 1–3, 441–451.
- Balon E.K. i Havlena F. 1964. Studien über die Ichthyofauna des tschechoslovakische Donau-Abschnittes. Arch. Hydrob. Suppl., 27, 325–364.
- Bartel R. 1988. Trouts in Poland. Pol. Arch. Hydrobiol., 35, 3–4, 321–339.
- Bartel R., Bieniarz K. i Epler P. 1996. Przechodzenie ryb przez turbinę elektrowni Kamienna na rzece Drawie. Roczn. Nauk. PZW, 9, 23–28.
- Bartel R., Bieniarz K. i Epler P. 1998. Przechodzenie ryb przez turbinę elektrowni wodnej na rzece Wieprzy w Darłowie. Roczn. Nauk. PZW, 11, 87–90.
- Bartel R. i Bontemps S. 1989. Przechodzenie smoltów troci (*Salmo trutta* L.) przez zaporę na Wiśle we Włocławku. Roczn. Nauk. PZW, 2, 7–14.
- Bauch G. 1958. Untersuchungen über die Gründe für den Ertragsrückgang der Elbfischerei zwischen Elbsandsteingebirge und Boizenburg. Z. Fisch. 7, 161–438.

- Bayley P. B. i Osborne L. L. 1993. Natural rehabilitation of stream fish populations in an Illinois catchment. *Freshwat. Biol.*, 29, 2, 295–300.
- Bertin L. 1956. Eels, a biological study. Cleaver-Hume, London.
- Bieniarz K. i Epler P. 1977. Przechodzenie ryb przez turbiny elektrowni wodnych w Polsce. *Gosp. Ryb.* 3, 12–13.
- Bieniarz K., Epler P. i Sych R. 1990. Połowy wędkarskie na Rożnowskim Zbiorniku Zaporowym. *Rocz. Nauk. PZW* 3, 15–31.
- Bieniarz K. i Epler P. 1993. Połowy wędkarskie na Solińskim Zbiorniku Zaporowym. *Rocz. Nauk. PZW* 6, 5–18.
- Bless R. 1978. Bestandsänderungen der Fischfauna in der Bundesrepublik Deutschland – Ursachen, Zustand und Schutzmassnahmen. Kilda Verlag, Greven, Deutschland, 66 ss.
- Bless R. 1985. Zur Regeneration von Bächen der Agrarlandschaft. Eine ichthyologische Fallstudie. *Schr.-reihe f. Landschaftspf. u. Naturschutz*, 26, 80 ss.
- Bless R. 1990. Die Bedeutung von gewässerbaulichen Hindernissen im Raum-Zeit-Systems der Groppe (*Cottus gobio* L.). *Natur u. Landschaft*, 65, 9, 581–585.
- Bless R. 1992. Einsichten in die Ökologie der Elritze (*Phoxinus phoxinus* (L)). Praktische Grundlagen zum Schutz einer gefährdeten Fischart. *Scht.-Reihe f. Landschaftspflege u. Naturschutz*. 35, 68 ss.
- Blachuta J., Kuszewski J., Kuszniarz J. i Witkowski A. 1993. Ichthiofauna dorzecza Baryczy. *Rocz. Nauk PZW*, 6, 19–48.
- Bontemps S. 1966. Znakowanie ryb w Bugu, Narwi i w Zbiorniku Zegrzyńskim. *Gosp. Ryb.* 12, 16–19.
- Bontemps S. 1969. Wędrowki rozrodzce stada cert (*Vimba vimba* L) w systemie Wisły. *Rocz. Nauk Rol.*, H, 90, 4, 607–638.
- Bontemps S. 1970. Zanieczyszczenia wód a rybactwo. *Gospodarka Rybna* 5, 4–8.
- Bontemps S. i Backiel T. 1988. Ocena sensoryczna ryb z Wisły i z Jeziora Włocławskiego. *Rocz. Nauk. PZW*, 1, 191–211.
- Borne M. v. 1877. Wie kann man unsere Gewässer nach den in ihnen vorkommenden Arten Klasifizieren. *Cirkular des Deutschen Fischerei-Vereines*. IV.
- Brylińska M. i Bryliński E. 1970. Wędrowki leszcza (*Abramis brama*) w kompleksie jeziorowym Wdzydze. *Rocz. Nauk Rol.*, H, 92, 2, 7–33.
- Buras P., Woźniowski M., Szlakowski J. i Wiśniewolski W. 2001. Ryby systemu Nidy – stan aktualny, zagrożenia i możliwości ochrony. *Rocz. Nauk. PZW*, 14, Suplement, 213–233.
- Campbell H. J. 1954. The effect on siltation from gold dredging on the survival on rainbow trout ang eyed eggs in Powder River. Oregon. *Oregon St. Game Comm.* s. 3.
- Denzer H. W. 1966. Beitrag über die Schädigung der Berufsfischerei am Rhein im Lande Nordrhein-Westfalen (1949–1962) hinsichtlich ihres Umfanges, ihrer Ursachen und ihrer Nachweisbarkeit. *Sonderdruck, Fischwirt*, 10, 1–12.
- Eberstaller J., Hinterhofer M. i Parasiewicz P. 1998. The effectiveness of two nature-like bypass channels in an upland Austrian river. *Fish Migration and Fish Bypasses*, Fishing News Books, 363–383.
- Frič A. 1872. Die Wierbeltiere Böhmens. *Prag. Archiv. F. Naturwis. Landes durchforschung vom Böhmen*. II. 2 Abt., 1–152.
- Frischholz E. 1924. Anlage und Betrieb von Fischpässen. *Hdb. d. Binnenfischerei Mitteleuropas*, Bd. 6.
- Gebler R. J. 1991. Naturgemässe Bauweisen von Sohlenbauwerken und Fischaufstiegen zur Vernetzung der Fließgewässer. *Mitteilungen, Inst. f. Wasserbau u. Kulturtechnik, Universität Fridericiana Karlsruhe*, 145 ss.
- Gorbač E. J. 1972. Plodovitost' belogo amura (*Ctenopharyngodon idella* Val.) w bassejne Amura. *Vopr. Ichtiol.*, 4, 674–683.
- Griffin L. E. 1938. Experiments on the tolerance of young trout and salmon for suspended sediment in water. *Bull. Ore. Dep. Ceol.*, 10 App., B, 28–31.
- Herbert D. W. M. i Merckens J. C. 1961. The effect of suspended mineral solids on the survival of trout. *Int. J. Air Wat. Poll.*, 5, 46–55.
- Herbert D. W. M. i Richards J. M. 1963. The growth and survival of fish in some suspentions of solids of industrial origin. *Int. J., Air. Wat. Poll.*, 7, 297–302.
- Holčík J. 1966. Vývoj a formovanie ichthyofauny v Oravskej priehrade – Ichthyologický vyskum karpatskeho oblúka. *Biol. Prace*, 12.

- Huet M. 1946. Note préliminaire sur les relations entre la pente et les populations piscicoles des eaux courantes. Régel des pentes. Biologisch Jaarboek, Dodonaea 13, 232–243.
- Huet M. 1949. Appréciation de la valeur piscicole des eaux douces. Trav. Stat. Rech. Eaux et Forêts, Groenendaal, Sér. D 10, 1–55.
- Huet M. 1954. Biologie, profils en long et en travers des eaux courants. Bull. Franc. Pisciculture 27, 41–53.
- Jens G. 1981. Funktion, Bau und Betrieb von Fischpässen. Arb. Deutsch. Fischereiverb., 32, s. 27.
- Jens G. 1987. Plädoyer für den 20-mm-Turbinenrechen. Fischwirt 2, 16–17.
- Jens G., Born O., Hohlstein R., Kämmerleit M., Klupp R., Labatzki P., Mau G., Seifert K. i Wondrak P. 1997. Fischwanderhilfen. Notwendigkeit, Gestaltung, Rechtsgrundlagen. Schriftenreihe, Verband Deutscher Fischereiverwaltungsbeamter u. Fischereiwissenschaftler e. V., 11, 114 ss.
- Jokiel J. 1958. Łosoś (*Salmo salar* L.) rzeki Wisły. Roczn. Nauk Rol., B, 73, 2, 159–213.
- Jokiel J. i Backiel T. 1960. Połowy troci (*Salmo trutta* L.) w Zatoce Gdańskiej i systemie rzeczynym Wisły. Roczn. Nauk. Rol. B 75, 2, 213–222.
- Jungwirth M. 1998. River continuum and fish migration – going beyond the longitudinal river corridor in understanding ecological integrity. Fish Migration and Fish Bypasses, Fishing News Books, 19–32.
- Jungwirth M. i Pelikan Z. 1989. Zur Problematik von Fischaufstiegshilfen. Österr. Wasserwirtschaft, 41, 80–89.
- Juszczak W. 1951. Przepływ ryb przez turbiny Zapory Rożnowskiej. Roczn. Nauk Rol., 57, 307–335.
- Karr J.R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. Fisheries, 6, 21–27.
- Karr J.R., Fausch K. D., Angermeier P. L., Yant P. R. i Schlosser I. J. 1986. Assessing biological integrity in running waters: a method and its rationale. Ill. Nat. Hist. Surv. Spec. Publ. 5, Urbana, II, USA, 28 pp.
- Kennedy G.J. i Pitcher T.J. 1975. Experiments on homing in shoals of the European minnow, *Phoxinus phoxinus* (L.). Trans. Am. Fish. Soc., 3, 454–457.
- Klauser W., Schäfer W. i Tobias W. 1973. Umwelt 2000. Kleine Senckenberg Reihe Nr 3.
- Knauss J. 1980. Neuere Beispiele für Blocksteinrampen an Flachlandflüssen. Bericht des Oskar W. Müller Instituts, München, Nr 45.
- Kolbing A. 1978. The European method of fish harvest prediction in fluvial systems. Env. Biol. Fish., 3, 249–251.
- Kolder W. 1961. Ocena stanu rybactwa w dorzeczu górnej Wisły. Gospodarka rybna 5, 11–12.
- Kolder W. 1965. Provisional results of research on the migration of fish in the upper basin of the River Vistula. Ekol. Pol., A, 13, 33–37.
- Koncevaja N.J. 1972. Sezrevanie i nerest cechoni (*Pelecus cultratus* L.) v ozere Ilmen. Rybnocchozajstvennoe izučenie vnutrennich vodoemov, 10, 24–27.
- König D. 1969. Biologisch-landschaftliche Aspekte bei wasserwirtschaftlichen Maßnahmen an Fließgewässern. Deutsch. Gewässerkundl. Mitteil., Sonderheft.
- Krüger F., Labatzki P. i Steild J. 1993. Naturnahe Gestaltung von Fischaufstgsanlagen. Beispiele in Brandenburg. Wasserwirtschaft/Wassertechnik, 1, 27–33.
- Kuhn G. 1976. Die Fischerei am Oberrhein. Hohenheimer Arbeiten. Schr.-R. Univ. Hohenheim 83, 7–193.
- Lassleben P. 1977. Das Schätzverfahren für Fischwasser nach Léger und Huet. Österreichs Fischerei, 28, 53–64.
- Léger L. 1910. Principes de la méthode rationnelle du peuplement des cours d'eau Salmonides. Trav. Labor. Pisc. Univ. Grenoble 1, 531–568.
- Liepolt R. 1961. Biologische Auswirkung der Entschlammung eines Hochgebirgesstausees in einem alpinem Fließgewässer. Wass. u. Abwass., 110–113.
- Lohmeyer W. i Krause A. 1975. Über die Auswirkungen des Gehölzbewuchses an kleinen Wasserläufen des Münsterlandes auf die Vegetation im Wasser und an den Böschungen im Hinblick auf die Unterhaltung der Gewässer. Schr.-R. Vegetationskunde, 9, 7–105.
- Lundbeck J. 1927. Untersuchungen über die Beschädigung von Fischen, besonders Aalen, in den Turbinen des Kraftwerkes Friedland. Zeit. f. Fisch., XXV.
- Mader H., Unfer G. i Schmutz S. 1998. The effectiveness of natur-like bypass channels in a lowland river, the Marchfeldkanal. Fish Migration and Fish Bypasses, Fishing News Books, 384–402.

- Mikulski J. i Tarwid K. 1951. Prawdopodobny wpływ regulacji Wisły na niektóre żerowiska ryb, związane z bentosem. *Rocz. Nauk Rol.*, 57, 179–204.
- Morawska B. 1968. Ryby i rybactwo w Wiśle pod Włocławkiem. *Zesz. Nauk. SGGW, Zootechnika*, 7, Rybactwo 3, 23–56.
- Nabiałek J. 1984. Przemieszczanie się ryb w rejonie zrzutu wód podgrzanych z Elektrowni Kozienice. *Rocz. Nauk Rol.*, H, 100, 4, 71–82.
- Nikanorov J. I. 1980. Organizaci i masstaby ljubitel'skogo rybolovstva na vodohranilisah verhej Volgi. *Sb. Naucz. Trudov GosNIORCH*. 145, 97–108.
- Nolte W. 1968. Die Küstenfischerei in der Unter- und Außenweser und die Abwasserbedrohung. *Helgoländer wiss. Meeresunters.* 17, 156–167.
- Nowicki M. 1882. Krainy rybne Wisły. Kraków, Reforma, 23, 16 ss.
- Oberdorff T. i Hughes R. M. 1992. Modification of an index of biotic integrity based on fish assemblages to characterize rivers of the Seine Basin, France. *Hydrobiol.*, 228, 117–130.
- Olsson T. i Söderström O. 1978. Springtime migration and growth of *Parameletus cheliver* (Ephemeroptera) in a temporary stream in northern Sweden. *Oikos*, Kopenhaga, 31, 284–289.
- Opuszyński K. 1979. Podstawy biologii ryb. Warszawa, PWRiL, 591 ss.
- Pelz G.R. 1985. Fischbewegungen über verschiedenartige Fischpässe am Beispiel der Mosel. *Courier Forschungsinstitut Senkenburg*, 76, 90 ss.
- Penczak T. 1968a. Ichtiofauna rzek Wyżyny Łódzkiej i terenów przyległych. Część I a. Hydrografia i rybostan Bzury i dopływów. *Acta Hydrobiol.*, 10, 4, 471–497.
- Penczak T. 1968b. Ichtiofauna rzek Wyżyny Łódzkiej i terenów przyległych. Część I b. Hydrografia i rybostan Pilicy i jej dopływów. *Acta Hydrobiol.*, 10, 4, 499–524.
- Penczak T. 1988a. Ichtiofauna dolnego biegu Rawki. *Rocz. Nauk. PZW*, 1, 61–72.
- Penczak T. 1988b. Ichtiofauna dorzecza Pilicy. Część I. Przed utworzeniem zbiornika. *Roczniki Naukowe Polskiego Związku Wędkarskiego*, 1, 25–59.
- Penczak T. 1989. Ichtiofauna dorzecza Pilicy. Część II. Po utworzeniu zbiornika. *Rocz. Nauk. PZW*, 2, 116–186.
- Penczak T., Zaczyński A., Koszaliński H., Koszalińska M. i Ułańska M. 1991. Ichtiofauna dorzecza Narwi. Część IV. Lewobrzeżne dopływy Narwi. *Rocz. Nauk. PZW*, 4, 83–99.
- Penczak T., L. Marszał, A. Kruk, H. Koszaliński i Zaczyński A. 1996. Monitoring ichtiofauny dorzecza Pilicy. Część II. Pilica. *Roczniki Naukowe Polskiego Związku Wędkarskiego*, 9, 91–104.
- Penczak T., Kruk A., Koszaliński H. i Zięba G. 2000. Ichtiofauna rzeki Bzury. *Rocz. Nauk. PZW*, 13, 23–33.
- Penczalska A. 1962. Badania nad sieją (*C. lavaretus lavaretus* L.) Zatoki Pomorskiej i Zalewu Szczecińskiego w latach 1956–1958. *Prace Morskiego Instyt. Ryb.*, 11/A, 287–320, Gdynia.
- Persson Per-Edvin 1983. Off-flavoure in aquatic ecosysteme – an introduction. *Wat. Sci. Tech.*, 15, 1–11.
- Pliszka F. 1951. Wyniki badań nad wędrówkami ryb w Wiśle. *Rocz. Nauk Rol.*, 57, 273–283.
- Przybylski M. 1993. Longitudinal pattern in fish assemblages in the upper Warta River, Poland. *Arch. Hydrobiol.*, 126, 499–512.
- Reichenbach-Klinke H. 1968. Fischerei und Fischfauna in der Donau. *Arch. Hydrobiol.*, Suppl. 34, 12–23.
- Rudek J. H. 1974. Gefährdete Wierbeltierarten – Fische – Ursachen und Auswege. *Landwirtschaftspfl. u. Naturschutz in Thüringen*, 11, 1, 3–11.
- Sakowicz S. 1951. Oddziaływanie regulacji rzek na rybactwo. *Rocz. Nauk Rol.*, 57, 393–434.
- Sakowicz S. i Zarnecki S. 1954. Przepławki komorowe. Biologiczno-rybackie zasady projektowania. *Rocz. Nauk Rol.*, 69, D, 172 ss.
- Schiemenz F. 1950. Wie soll das Untererde der Fischtreppe in das Hauptgewässer einmünden? Versuche mit Glasaalen. *Wasserwirtsch.*, 40, 130–135.
- Schiemenz F. 1959. Das Schwimmen der Fische in Fischtreppen und die günstige Gestalt der Durchlässe und Becken in den Fischtreppen. *Zeitschr. F. Fischerei*, 8, 1–3.
- Schiemenz F. i Köthke H. 1956. Die Fischereiverhältnisse in der Elbe vor dem Bau des Wehres in Geesthacht. *Z. Fischerei* 5, N. F., 176–210.
- Schiemer F. 1985. Die Bedeutung der Auegewässer als Schutzzonen für die Fischfauna. *Österr. Wasserwirtschaft Jg.* 37, 9/10.
- Schmidt J. 1923. The breeding places of the eel (Die Leichplätze des Flussaales). *Phil. Trans. Roy. Soc.*, 211, 179–208.

- Seehorn M. E. 1992. Stream habitat improvement handbook. United States Department of Agriculture Forest Service Southern Region, Technical Publication R8-TP 16, 29 ss.
- Shapovalov L. 1937. Experiments in hatching steelhead eggs in gravel. Calif. Fish Game 23 208-214.
- Shapovalov L. i Berrian W. 1940. An experiment in hatching silver salmon (*Oncorhynchus kisutch*) eggs in gravel. Trans. Amer. Fish. Soc., 169, 135-140.
- Sobocki M. 1997. Obserwacje węgorza wstępującego do Łupawy. Przegląd Ryb., 1, 55-56.
- Stahlberg S. i Peckmann P. 1986. Bestimmung der kritischen Strömungsgeschwindigkeit für einheimische Kleinfischarten. Wasserwirtsch., 76, 718.
- Starmach K. 1964. Rybacka i biologiczna charakterystyka rzek. Pol. Arch. Hydrobiol. 3, 307-332.
- Starmach J. 1994. Struktura zespołów ryb w zbiornikach zaporowych o różnym stopniu eutrofizacji. W: M. Zalewski (ed.) Zintegrowana strategia ochrony i zagospodarowania ekosystemów wodnych. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Łódź, 91-101.
- Steiner H. A. 1998. Fish passes at Run-of-river hydropower plants of the verbund. Fish Migration and Fish Bypasses, Fishing News Books, 420-434.
- Steinmann P., Scheuring L. i Koch W. 1937. Die Wanderungen unserer Süßwasserfische dargestellt auf Grund von Markierungsversuchen. Zeitung f. Fisch. u. deren Hilfswiss., 35, Verlag J. Neumann-Neudamm, Berlin.
- Stuart T. A. 1962. The leaping behaviour of salmon and trout at falls and obstructions. Freshwater Salmon Fisheries Research, 28, 46 ss.
- Sulimov A. S. i Chizinskaja L. I. 1977. Mečenie lešča v rejonie Kostromskoj GRES. Rybnochoz. Izuč. Vnutr. Vod., 21, 13-14.
- Sych R. 1955. Obserwacje nad rozrodem ryb w Łasze Konfederackiej, w środkowym biegu Wisły. Roczn. Nauk Rol., 69, B, 4, 527-546.
- Sych R., Nabiałek J. i Wiśniewski W. 1990. Ocena rybackiego znaczenia górnej Narwi. Nauka i Praktyka. Studia-Ekspertyzy-Informacje. Ośrodek Badań Naukowych w Białymstoku. 1'90, 179-196.
- Sych R. (red.) 1991. Rybackie badania w Zbiorniku Zegrzyńskim. Opracowanie wykonane w Zakładzie Rybactwa Rzecznego IRS w Żabieńcu. Maszynopis.
- Szmidt P. 1950. Wędrowki ryb. Warszawa, Książka i Wiedza, 375 ss.
- Tesch F. W. 1983. Der Aal - Biologie und Fischerei. Verlag Paul Paray, Hamburg und Berlin.
- Tichij M. 1928. Ziemo-Awralskij rybopodjom i lososiowoje rybolowstwo w r. Kurie. Izv. Otd. Prikl. Ichtiobio., VIII.
- Vannote R. L., Minshall G. W., Cummins K. W., Sedell J. R. i Cushing C. E. 1980. The river continuum concept. Can. J. Fish. Ag. Sci. 37, 130-137.
- Vostradovský J. i Tichý J. 1999. Historie vývoje rybí obsádky, rybárského hospodáreni a výzkumu na ún Lipno. Bulletin VÚRH Vodnany, 1/2, 48-65.
- Wajdowicz Z. 1964. Rozwój ichtiofauny zbiorników zaporowych o małych wahaniach stanu wody. Acta Hydrobiol., 6, 61-79.
- Wajdowicz Z. 1979. Rozwój ichtiofauny w kaskadzie Sanu. Acta Hydrobiol., 21, 73-90.
- Weaver C. R. 1963. Influence of water velocity upon orientation of adult migrating Salmonids. Fish. Bull., 63, 1.
- Whittaker J. i Jäger M. 1986. Blockschwellen. Mitteilungen der Versuchungsanstalt f. Wasserbau Hydrobiologie und Glaziologie, ETH Zürich, 104.
- Wilkońska H. 1967. Wędrowka tarłowa płoci (*Rutilus rutilus* L) w jeziorze Śniardwy. Roczn. Nauk Rol., H, 90, 3, 517-538.
- Williams D. 1977. Movement of benthos during the recolonization of temporary streams. Oikos, Kopenhaga, 27, 306-312.
- Wiśniewski W. 1985. Populacja certy w świetle wieloletnich statystyk połowów. Gospodarka Rybna, 11, 3-6
- Wiśniewski W. 1987. Gospodarcze połowy ryb w Wiśle, Odrze i Warcie w latach 1953-1978. Roczn. Nauk Roln. H. 101, 71-114.
- Wiśniewski W. 1992a. Ochrona ryb wędrownych w Wiśle. Aura, 3, 92-94.
- Wiśniewski W. 1992b. Wyniki zarybiania Zbiornika Zegrzyńskiego znakowanymi: tołpygą pstrą, karpem i karasiem srebrzystym. Roczn. Nauk PZW, 5, 105-118.
- Wiśniewski W. 1995. Zagadnienia gospodarki rybackiej w zbiornikach zaporowych. Kom. Ryb. 6, 22-25.

- Wiśniewolski W. 1997. Ekologiczne przejścia dla ryb, czyli możliwości przeciwdziałania niekorzystnym dla ichtiocenozy skutkom progowej zabudowy rzek. Materiały uzupełniające. Roczn. Nauk. PZW. Wędkarstwo w ochronie rybostanów, 127–136.
- Wiśniewolski W. 1998. Ocena wpływu na ichtiofaunę projektowanego przekroczenia gazociągami tranzytowym Wisły w km 691+650 i 691+600, w województwie wrocławskim. Opracowanie dla Polskiego Związku Wędkarskiego Zarządu Okręgu we Wrocławku, 14 ss.
- Wiśniewolski W. 2000a. Eksploatowane zespoły ryb Zbiornika Włocławskiego przed i po katastrofie ekologicznej. W: „Wybrane aspekty gospodarki rybackiej na zbiornikach zaporowych”. Materiały Konferencji Międzynarodowej Gołysz, 15–16 maj 2000 r., 152–165.
- Wiśniewolski W. 2000b. Wydobywanie piasku z koryta Wisły a ichtiofauna. Przeg. Ryb., 1, 24–27.
- Wiśniewolski W. 2001. Ocena wpływu na ichtiofaunę, zwłaszcza populacje ryb wędrownych, realizacji wariantów rozwiązań rozpatrywanych w II fazie „Studium kompleksowego rozwiązania problemu stopnia i zbiornika Włocławek”. Opracowanie w ramach „Projekt Wisła”. Światowy Fundusz na Rzecz Przyrody, Warszawa, 21 ss.
- Wiśniewolski W., Borzęcka I., Buras P., Szlakowski J. i Woźniewski M. 2001a. Ichtyofauna dolnej i środkowej Wisły – stan i zagrożenia. Roczn. Nauk. PZW, 14, Suplement, 137–155.
- Wiśniewolski W., Borzęcka I., Buras P., Woźniewski M. i Szlakowski J. 2001b. Połowy wędkarskie w Zbiorniku Zegrzyńskim, w 2000 roku. W: Wołos A. i Wiśniewolski W. (red.) 2001. Połowy wędkarskie w Zbiorniku Zegrzyńskim, Wiśle i Narwi (Wody użytkowane przez Warszawski Okręg PZW). Opracowanie dla ZOPZW w Warszawie. Manuskrypt.
- Witkowski A. 1996. Zmiany w ichtiofaunie polskich rzek: gatunki rodzime i introdukowane. Zoologica Poloniae 41 Supplement, 29–40.
- Witkowski A. i Błachuta J. 1984. Walory rybackie i wędkarskie akwenów w Pradolinie Biebrzy. W: Naukowe podstawy ochrony i zagospodarowania Bagien Biebrzańskich. Materiały z sesji naukowej. Łomża 20–21 września 1984 r., 1–20.
- Wołos A., Teodorowicz M., Chmielewski H. i Grzegorzczak J. 1999. Ocena eksploatacji wędkarskiej, gospodarki rybacko-wędkarskiej i jakości środowiska wód okręgów katowickiego i bielskiego Polskiego Związku Wędkarskiego, na podstawie rejestrów połowów wędkarskich z roku 1998. Centrum Projektowe Rybactwo, Wędkarstwo, Ochrona Wód „Wodnik” s.c. Olsztyn, 167 ss.
- Wołos A., Teodorowicz M. i Mickiewicz M. 2000. Połowy wędkarskie w wybranych zbiornikach zaporowych Katowickiego Okręgu Polskiego Związku Wędkarskiego (wyniki rejestracji w latach 1994–1998). W: „Wybrane aspekty gospodarki rybackiej na zbiornikach zaporowych”. Materiały Konferencji Międzynarodowej Gołysz, 15–16 maj 2000 r., 166–177.
- Wołos A., Mickiewicz M. i Chmielewski H. 2001. Połowy wędkarskie w Zbiorniku Zegrzyńskim, Wiśle i Narwi, w 1999 roku. W: Wołos A. i Wiśniewolski W. red. Połowy wędkarskie w Zbiorniku Zegrzyńskim, Wiśle i Narwi. Manuskrypt. ZOPZW Warszawa, 4–13.
- Wrona J. i Guziur J. 2000. Wybrane aspekty wędkarskiego użytkowania rekreacyjnego zbiornika zaporowego Poraj w 1999 roku. W: „Wybrane aspekty gospodarki rybackiej na zbiornikach zaporowych”. Materiały Konferencji Międzynarodowej Gołysz, 15–16 maj 2000 r., 178–191.
- Wundsch H. H. 1949. Grundlagen der Fischwirtschaft in den Grosse Staubecken. Abhandl. Fisch. Hilfswiss. 42, 1, 17–186.
- Zalewski M. 1986. Regulacja zespołów ryb w rzekach przez continuum czynników abiotycznych i biotycznych. Acta Universitatis Lodziensis, 86 ss.
- Zalewski M. i Naiman R. J. 1982. A continuum of abiotic-biotic factors as a regulator of fish communities in rivers. Ann. Rep. 1981. Woods Hole Oceanographic Institution, The Matak Research program. 219.
- Zelazo J. 1997. Renaturyzacja rzek – potrzeby i możliwości. NOT Aura 1, 2.