

See discussions, stats, and author profiles for this publication at: <https://www.researchgate.net/publication/344190425>

Ocena hydromorfologicznej jakości rzeki dla potrzeb działań rewitalizacyjnych na przykładzie Białej Tarnowskiej

Chapter · October 2013

CITATIONS

0

READS

55

6 authors, including:



Hanna Hajdukiewicz

Polish Academy of Sciences

32 PUBLICATIONS 452 CITATIONS

[SEE PROFILE](#)



Bartłomiej Wyżga

Polish Academy of Sciences

112 PUBLICATIONS 2,613 CITATIONS

[SEE PROFILE](#)



Joanna Zawiejska

Pedagogical University of Cracow

71 PUBLICATIONS 1,456 CITATIONS

[SEE PROFILE](#)



Antoni Amirowicz

Institute of Nature Conservation of the Polish Academy of Sciences

29 PUBLICATIONS 287 CITATIONS

[SEE PROFILE](#)

Some of the authors of this publication are also working on these related projects:



FLORIST – FLOod RiSk on the northern foothills of the Tatra mountains [View project](#)



Causes, course and effects of the twentieth-century changes in the occurrence of riparian forest and vegetated island in the valleys of Polish Carpathian rivers [View project](#)

4

OCENA HYDROMORFOLOGICZNEJ JAKOŚCI RZEKI DLA POTRZEB DZIAŁAŃ REWITALIZACYJNYCH NA PRZYKŁADZIE BIAŁEJ TARNOWSKIEJ

Hanna Hajdukiewicz, Bartłomiej Wyżga, Joanna Zawiejska, Antoni Amirowicz, Paweł Ogłęcki,
Artur Radecki-Pawlik

Abstrakt: Znaczny zakres hydromorfologicznej degradacji wielu rzek powoduje konieczność podjęcia działań rewitalizacyjnych umożliwiających poprawę ich stanu. W artykule przedstawiono europejskie normy prawne dotyczące oceny hydromorfologicznego stanu rzek oraz przegląd i analizę metod stosowanych w Polsce do oceny tego stanu i oceniono przydatność tych metod do celów rewitalizacji rzek. Na przykładzie rzeki Białej Tarnowskiej przedstawiono opracowaną przez autorów metodę oceny hydromorfologicznej jakości rzek RHQ, której przeprowadzenie stanowiło jeden ze wstępnych etapów realizacji projektu rewitalizacyjnego polegającego na utworzeniu korytarza swobodnej migracji rzeki. Ocena ta wskazała na znaczne różnice hydromorfologicznej jakości rzeki pomiędzy jej uregulowanymi i swobodnymi przekrojami, identyfikując elementy hydromorfologicznego stanu rzeki, które uległy szczególnej degradacji w jej uregulowanych odcinkach. Trafność oceny hydromorfologicznego stanu Białej Tarnowskiej za pomocą metody RHQ potwierdziły wyniki badań makrozoobentosu, które wskazały na degradację hydromorfologii rzeki jako zasadniczą przyczynę pogorszenia jej stanu ekologicznego w odcinkach uregulowanych. W artykule podkreślono konieczność odniesienia hydromorfologicznego stanu waloryzowanej rzeki do warunków referencyjnych, wskazując zarazem właściwy sposób definiowania tych warunków. Wskazano także kryteria, które muszą być spełnione, aby metoda hydromorfologicznej waloryzacji rzek mogła być przydatna do celów ich rewitalizacji.

Słowa kluczowe: hydromorfologiczna jakość rzeki, waloryzacja hydromorfologiczna, norma PN-EN 14614, rzeka góraska, korytarz swobodnej migracji rzeki

1. Wstęp

Człowiek wpływa na stan ekosystemów rzecznych poprzez bezpośrednie oddziaływanie na biocenozę rzek (np. wprowadzanie organizmów inwazyjnych), zmiany jakości wody oraz fizycznego stanu siedlisk. Negatywne skutki pogorszenia się jakości wody dla ekosystemów rzecznych, wynikającego ze zwiększonego dopływu substancji biogennych

i zrzutów zanieczyszczeń z działalności bytowej, rolnictwa i przemysłu [Meybeck, 2003], zostały już opisane. W kilku ostatnich dziesięcioleciach doprowadzono do standaryzacji metod oceny fizyko-chemicznych parametrów wody [EPA, 2001] i podjęto szereg działań zmierzających do poprawy jakości wód rzecznych. Pomimo powszechnego występowania takich przekształceń rzek jak regulacja koryt, wydobycie żwiru z dna rzek, przerwanie ciągłości koryt przez zapory i stopnie oraz regulacja przepływu przez zbiorniki zaporowe [Bravard, Petts, 1996], ich negatywne oddziaływania na fizyczny stan siedlisk i biocenozy rzeczne rozpoznano stosunkowo niedawno [Muhar, Jungwirth, 1998]. Obecnie w wielu krajach konieczność poprawy jakości siedlisk rzecznych dopiero zaczyna być dostrzegana przez zarządzających gospodarką wodną.

Fizyczne warunki siedliskowe organizmów rzecznych kształtowane przez morfologię i reżim hydrologiczny rzek określono terminem *hydromorfologia* i w Ramowej Dyrektywie Wodnej Unii Europejskiej wskazano trzy zasadnicze elementy składowe hydromorfologicznej jakości rzek: reżim hydrologiczny, ciągłość rzeki i warunki morfologiczne [Komisja Europejska, 2000].

Zgodnie z zapisami Ramowej Dyrektywy Wodnej, ocena warunków hydromorfologicznych stanowi podrzędny element oceny stanu ekologicznego rzek, która jest zasadniczo oparta na ocenie biologicznych składników ekosystemów rzecznych [Komisja Europejska, 2000]. To założenie odzwierciedla jednak wyłącznie większą łatwość diagnozowania stanu rzecznej biocenozy niż czynników warunkujących ten stan. W rzeczywistości warunki hydromorfologiczne stanowią pierwszorzędny czynnik decydujący o elementach biotycznych ekosystemów rzecznych [Vaughan i in., 2009; Elosemi i in., 2010]. Warunki te wpływają na bogactwo rzecznej biocenozy [Elosemi i in., 2010] i wiele aspektów funkcjonowania ekosystemów rzecznych, takich jak retencja nutrientów i materii organicznej, tempo rozkładu detrytus, produkcja pierwotna i respiracja ekosystemu [Elosemi, Sabater, 2013].

Dla prawidłowego funkcjonowania ekosystemu rzecznoego konieczna jest jego trójwymiarowa łączność: możliwość niezaburzonej migracji organizmów i transportu rumowiska wzdłuż biegu rzeki, boczna łączność (przynajmniej okresowa) wód rzecznych ze zbiornikami wód w obszarze zalewowym i pionowa łączność wód rzecznych z wodami hyporeicznymi [Kondolf i in., 2006]. Oprócz łączności ekosystemu rzecznoego, kluczowymi cechami określającymi hydromorfologiczną jakość rzek jest przestrzenna złożoność siedlisk i dynamizm procesów hydrologicznych i morfologicznych [Elosemi i in., 2010]. Nawet przy braku ingerencji człowieka w koryta rzek i obszary zalewowe, warunki hydromorfologiczne nie są statyczne, lecz ulegają ciągłym zmianom, w miarę jak rzeki dostosowują się do zmieniających się warunków środowiskowych w zlewniach i w dnach dolin [Dufour, Piégay, 2009]. Stwarza to potrzebę określenia dynamicznie zmieniających się hydromorfologicznych warunków referencyjnych, nawiązujących do współczesnych warunków środowiskowych [Wyżga i in., 2012, 2013b].

W wyniku pogarszania się stanu ekosystemów rzecznych, w wielu krajach podjęto działania zmierzające do jego poprawy, w tym także przywracania naturalnych cech hydromorfologicznych rzek [Habersack, Piégay, 2008; Rinaldi i in., 2013c]. W Europie wsparcie dla działań rewitalizacyjnych stanowiły zapisy Ramowej Dyrektywy Wodnej zobowiązujące państwa członkowskie Unii Europejskiej do przywrócenia dobrego stanu ekologicznego rzek do 2015 roku [Komisja Europejska, 2000]. Jednocześnie w poszcze-

gólnych krajach rozwinięto szereg metod oceny hydromorfologicznego stanu rzek [Rinaldi i in., 2013a]. W wyniku dążenia do ujednolicenia procedur dokonywano porównań metod stosowanych w różnych krajach [Raven i in., 2002; Scheifhacken i in., 2012], a Europejski Komitet Normalizacji opublikował dwie normy porządkujące stosowaną terminologię i określające zasadnicze ramy hydromorfologicznej waloryzacji rzek [Boon, 2010]. Wiele stosowanych metod wykazuje jednak jedno lub więcej z poniższych ograniczeń: (i) zostały opracowane jeszcze przed uchwaleniem Ramowej Dyrektywy Wodnej i nie są dostosowane do jej zapisów, (ii) polegają na statycznej inwentaryzacji cech siedlisk rzecznych, nie umożliwiając rozpoznania zachodzących procesów hydrologicznych i geomorfologicznych; (iii) mają charakter przeglądowy, przy braku lub niewielkim udziale badań terenowych. Konsekwencją dwóch ostatnich ograniczeń jest niewielka przydatność wielu metod oceny dla działań związanych z rewitalizacją rzek. Metoda powinna być oparta na wnikliwym rozpoznaniu zakresu i przyczyn degradacji hydromorfologicznego stanu rzeki i umożliwiać osadzenie tego stanu nie tylko w kontekście ingerencji człowieka w rzekę i jej korytarz, lecz również procesów dostosowywania się rzeki do zachodzących zmian środowiskowych [Wyźga i in., 2012, 2013b; Rinaldi i in., 2013b].

W Polsce do hydromorfologicznej waloryzacji rzek wykorzystuje się kilka metod. Zarazem, znaczny zakres hydromorfologicznej degradacji wielu rzek [np. Wyźga, 2008; Wyźga, Zawiejska, 2012] powoduje konieczność podjęcia działań rewitalizacyjnych umożliwiających poprawę ich stanu [Wyźga i in., 2008]. Metodą szczególnie przydatną dla planowania i oceny działań rewitalizacyjnych jest metoda oceny hydromorfologicznej jakości rzeki, RHQ (ang. *River Hydromorphological Quality*) [Wyźga i in., 2009, 2010b]. Celem niniejszego artykułu jest:

- omówienie europejskich norm prawnych dotyczących oceny hydromorfologii rzek,
- przegląd zasadniczych grup metod hydromorfologicznej waloryzacji rzek i ocena metod stosowanych w Polsce,
- prezentacja metody RHQ i jej zastosowania na przykładzie rzeki Białej Tarnowskiej oraz dyskusja przydatności metody dla działań rewitalizacyjnych.

2. Europejskie normy prawne dotyczące hydromorfologii

Prace badawcze nad sformułowaniem metod hydromorfologicznej (początkowo często określanej terminem ekomorfologicznej) waloryzacji rzek rozpoczęto w krajach europejskich na długo przed wprowadzeniem Ramowej Dyrektywy Wodnej, w Polsce jeszcze w pierwszej połowie lat 90. [Lewandowski, 2012]. Dyrektywa stworzyła potrzebę unifikacji metod oceny hydromorfologicznej jakości rzek i w tym celu opracowano dwie normy prawne opublikowane przez Europejski Komitet Normalizacji, CEN [Boon i in., 2010]. W 2004 roku opublikowano normę EN 14614 przedstawiającą wytyczne do oceny hydromorfologicznych cech rzek, której polski tekst ukazał się w 2008 roku [CEN, 2008]. W normie tej wskazano 10 kategorii hydromorfologicznej jakości rzeki, obejmujących 6 kategorii oceny koryta, 2 kategorie oceny brzegów i strefy nadbrzeżnej rzeki oraz 2 kategorie oceny obszaru zalewowego/korytarza rzeczno-rzeczynowego (tab. 4.1). Ocena koryta rzeki powinna objąć jego geometrię (1), materiał tworzący dno cieku (2), roślinność i rumosz drzewny w rzece (3), występowanie form erozyjnych i depozycyjnych (4), stopień naturalności reżimu przepływu (5) oraz modyfikacje ciągłości cieku (6).

W przypadku brzegów rzeki ocenia się stopień ich naturalności (7), a w przypadku strefy nadbrzeżnej stopień naturalności porastającej ją roślinności oraz charakter użytkowania tej strefy (8). Ocena obszaru zalewowego/korytarza rzecznoego obejmuje charakter jego użytkowania oraz obecność małych zbiorników wodnych i mokradeł w jego obrębie (9), a także możliwość bocznej migracji koryta oraz boczną łączność ekosystemu rzecznoego z obszarem zalewowym (10). Dla poszczególnych kategorii wyszczególniono cechy rzeki podlegające waloryzacji (tab. 4.1) i wskazano przykłady szczegółowych elementów, które powinny zostać objęte oceną.

W 2010 roku opublikowano normę EN 15843 przedstawiającą wytyczne do oceny antropogenicznych przekształceń hydromorfologii rzek, dokonywanej dla potrzeb Ramowej Dyrektywy Wodnej [CEN, 2010]. Wśród kategorii oceny wskazanych w normie EN 14614 wydzielono teraz przeważającą grupę kategorii uznanych za kluczowe przy ocenie stopnia antropogenicznej modyfikacji hydromorfologii rzek oraz pozostałą

Tabela 4.1. Kategorie oceny oraz cechy koryta, brzegów i strefy nadbrzeżnej oraz obszaru zalewowego rzeki oceniane w trakcie hydromorfologicznej waloryzacji Białej Tarnowskiej przeprowadzonej na podstawie normy PN-EN-14614 [CEN, 2008]

Nr	Oceniana kategoria	Oceniana cecha
KORYTO CIEKU		
1	Geometria koryta ciek	Geometria koryta w planie Przekrój poprzeczny koryta i profil podłużny ciek
2	Materiał tworzący dno ciek	Sztuczny/naturalny charakter dna ciek Stopień modyfikacji osadów tworzących dno ciek
3	Roślinność i rumosz drzewny w rzece	Roślinność (wodna i lądowa) w obrębie strefy aktywnej rzeki* Obecność materiału organicznego (liście, drobny i gruby rumosz drzewny)
4	Formy erozyjne i depozycyjne	Obecność form erozyjnych (przełębienia) i depozycyjnych (łachy żwirowe, kępy)
5	Przepływ	Stopień przekształcenia naturalnej hydrauliki przepływu pod wpływem budowli i prac hydrotechnicznych Stopień przekształcenia naturalnego reżimu odpływu Możliwość wymiany wód pomiędzy korytem rzeki i aluwiami (wód rzecznych i hyporeicznych)*
6	Ciągłość ciek	Wpływ zabudowy hydrotechnicznej na ciągłość ciek – transport rumowiska i migracje organizmów
BRZEGI I STREFA NADBRZEŻNA CIEKU		
7	Charakter brzegów ciek	Stopień naturalności brzegów ciek (materiał, profil, wysokość brzegów)
8	Strefa nadbrzeżna	Stopień naturalności roślinności nadbrzeżnej/użytkowanie strefy nadbrzeżnej
OBSZAR ZALEWOWY		
9	Użytkowanie korytarza rzecznoego	Charakter użytkowania korytarza rzecznoego/równi zalewowej Obecność zanikających koryt, starorzeczy, mokradeł w obrębie równi zalewowej
10	Mobilność koryta/ łączność ciek z obszarem zalewowym	Stopień zacieśnienia i ciągłość obszaru zalewowego wzdłuż ciek Możliwość bocznej migracji ciek

* elementy oceny zmodyfikowane lub dodane do listy wyszczególnionej w normie PN-EN-14614

grupę podrzędnych kategorii mogących wywierać pozytywny wpływ na jakość siedlisk rzecznych. W odniesieniu do tej pierwszej grupy wskazano, że przy ich ocenie nie ma potrzeby odwoływania się do warunków referencyjnych, a stopień modyfikacji danej kategorii ustala się w oparciu o procent długości odcinka, na którym doszło do jej modyfikacji. Jedynie przy waloryzacji kategorii z drugiej grupy zachodzi konieczność porównania obserwowanego stanu rzeki z warunkami referencyjnymi określonymi dla danego typu rzeki.

Ta nowa norma europejska zawiera zarówno elementy cenne, jak i takie, które czynią wskazany w niej sposób hydromorfologicznej waloryzacji rzeki mało lub całkowicie nieprzydatnym dla potrzeb zamierzonych działań rewitalizacyjnych. Niewątpliwą zaletą normy EN 15843 jest oparcie hydromorfologicznej waloryzacji rzeki na stopniu odstępstwa od warunków naturalnych, a nie na obfitości cech morfologicznych uznanych za korzystne dla organizmów rzecznych [Boon i in., 2010]. Przedstawiony w normie sposób waloryzacji ma jednak dalece uproszczony charakter, który może być korzystny przy konieczności szybkiej oceny hydromorfologicznego stanu wielu rzek dla potrzeb Ramowej Dyrektywy Wodnej. Będzie on jednak zdecydowanie nieprzydatny dla potrzeb rewitalizacji rzek, która musi być oparta na rzetelnym i wiarygodnym rozpoznaniu stopnia i przyczyn hydromorfologicznej degradacji danej rzeki. Poważną wadą wskazanego sposobu hydromorfologicznej waloryzacji rzek jest brak odniesienia do warunków referencyjnych i ocena szeregu kategorii w oparciu o procent długości rzeki, na którym doszło do ich modyfikacji, bez uwzględnienia stopnia tej modyfikacji.

Powyższą opinię można zilustrować następującym przykładem. Planarna geometria koryta szerokiej, wielonurtowej rzeki z licznymi korytami małej wody może zostać w różnym stopniu przekształcona w wyniku ingerencji człowieka. W skrajnym przypadku efektem prac regulacyjnych będzie przekształcenie wielonurtowego koryta w znacznie węższe koryto jednonurtowe. Przekształcenie planarnej geometrii koryta może jednak również polegać na jego częściowym zwężeniu za pomocą kamiennych ostróg i zmniejszeniu liczby roztok przy zachowaniu wielonurtowego układu koryta. Jeśli oba sposoby przekształcenia planarnej geometrii koryta będą dotyczyć takiej samej części długości odcinka rzeki poddanego waloryzacji, wówczas zgodnie ze sposobem oceny wskazanym w normie EN 15843 geometria koryta w obu przypadkach powinna zostać uznana za przekształconą w jednakowym stopniu. Zarazem jest oczywiste, że stopień odstępstwa od warunków naturalnych będzie w każdym z tych przypadków inny. Przedstawiony przykład można odnieść do włoskiej rzeki Tagliamento, którą uznaje się za modelowy ekosystem rzeki alpejskiej o niezaburzonym, roztokowym układzie koryta [Tockner i in., 2003]. W ostatnim stuleciu szerokość koryta i wskaźnik roztokowości Tagliamento zmalały o połowę [Surian, Rinaldi, 2004], częściowo w wyniku dostosowania się rzeki do malejącego obciążenia rumowiskiem dennym, a częściowo wskutek prac hydrotechnicznych prowadzonych na całej długości tego odcinka. Zgodnie z normą EN 15843 współczesną geometrię planarną koryta rzeki Tagliamento należałoby zatem uznać za skrajnie zmienioną, co jest sprzeczne z powszechnym traktowaniem tej rzeki jako pozostającej w stanie zbliżonym do naturalnego. Podobne paradoksy przynosi zastosowanie wskazanego w normie sposobu waloryzacji do oceny innych kategorii hydromorfologicznej jakości rzek.

3. Zasadnicze grupy metod hydromorfologicznej waloryzacji rzek ze szczególnym uwzględnieniem metod stosowanych w Polsce

Metody oceny siedlisk rzecznych stanowią grupę najliczniejszych i najdłużej rozwijanych metod oceny hydromorfologicznej. Należy tu wymienić m.in. niemiecką metodę LAWA-FS [LAWA, 2000] i brytyjską metodę River Habitat Survey (RHS) [Raven et al., 1997]. Metoda RHS jest często stosowana w Polsce [Czerniawska-Kusza, Szoszkiewicz, 2007; Szoszkiewicz, Gebler, 2011], a posługiwanie się nią ułatwia podręcznik opisujący jej stosowanie [Szoszkiewicz i in., 2007]. Chociaż metody oceny siedlisk rzecznych są metodami opartymi na badaniach terenowych, mają jednak poważne wady, które podważają ich przydatność do hydromorfologicznej waloryzacji wykonywanej na potrzeby rewitalizacji rzek. Metody te są bardzo praco- i czasochłonne, co wynika z konieczności oceny wielu parametrów. Jednocześnie efektem tej oceny jest statyczny obraz rzeki bez odniesienia jej stanu do zachodzących procesów geomorfologicznych, a zwłaszcza występowania lub braku geomorfologicznej równowagi dynamicznej i procesów dostosowania się rzeki do zmieniających się warunków środowiskowych [Rinaldi i in., 2013a, c]. Szczególne wątpliwości dotyczą stosowania metody RHS. Metoda ta określa stopień antropogenicznego przekształcenia siedliska oraz jakość siedliska, będącą miarą obecności i bogactwa cech uważanych za korzystne dla organizmów rzecznych [Raven i in., 1997]. O ile określanie stopnia przekształcenia siedlisk w wyniku antropopresji nie budzi zastrzeżeń, o tyle waloryzacja rzek w oparciu o wskaźnik jakości siedliska jest porównywaniem cech nieporównywalnych i nie może być uznana za zasadną. Taki sposób hydromorfologicznej waloryzacji ignoruje bowiem fakt, iż w wielu rzekach stosunkowo małe bogactwo i zróżnicowanie cech siedliskowych ma charakter naturalny, odzwierciedlający niewielkie zróżnicowanie morfologiczne tych rzek [Wyźga i in., 2012, 2013b]. Przykładem mogą być przełomowe odcinki rzek lub rzeki płynące prostym, jednokorytowym korytem wzdłuż linii uskokowych. Użytkownicy metody RHS zauważają różny stopień bogactwa poszczególnych cech siedliskowych w rzekach z różnych obszarów [Szoszkiewicz i in., 2006], obserwacja ta nie przekłada się jednak na rezygnację przez nich ze stosowania wskaźnika jakości siedliska. W metodzie RHS jakość siedliska jest także elementem składowym definicji warunków referencyjnych dla danego typu rzeki. Wysoką jakość warunków hydromorfologicznych, tożsamą z warunkami referencyjnymi, przypisuje się tu tym stanowiskom, których stopień przekształcenia przez człowieka pozwala zaklasyfikować je jako semi-naturalne i dla których ocena jakości siedliska mieści się w najwyższych 20% ocen wszystkich stanowisk [Raven i in., 2002].

Drugą grupę metod hydromorfologicznej waloryzacji rzek stanowią metody opracowane dla potrzeb monitoringu zgodnego z wymogami Ramowej Dyrektywy Wodnej. Należą tu stosunkowo niedawno opracowane metody, takie jak np. czeska metoda HEM [Langhammer, 2007], francuska metoda AURAH-CE [Valette i in., 2010], czy polska metoda MHR [Ilnicki i in., 2010a, 2011]. Zasadniczym celem tych metod jest szybka ocena wielu rzek (jednolitych części wód), pozwalająca na ustalenie i raportowanie do Komisji Europejskiej ich stanu hydromorfologicznego. Jest więc zrozumiałe, że metody te mają charakter przeglądowy. Bazują one na analizie map, zdjęć lotniczych i ortofotomap oraz informacji zawartych w istniejących bazach danych, natomiast badania terenowe są prowadzone w bardzo ograniczonym zakresie (np. polska metoda Monitoringu Hydro-

morfologicznego Rzek wymaga terenowego określenia jedynie niektórych analizowanych parametrów na 10% długości ocenianego cieką [Ilnicki, 2010a]). Ten znikomy stopień terenowego rozpoznania ocenianej rzeki powoduje jednak nieprzydatność tych metod dla planowania i oceny działań rewitalizacyjnych. Polska metoda MHR obejmuje oceną pełny zestaw cech rzeki wyszczególnionych w normie PN-EN 14614, a jej niewątpliwą zaletą jest objęcie waloryzacją całej długości głównego cieką w obrębie jednolitej części wód [Ilnicki, 2010a]. Metoda ta ma jednak także kilka wad. Opisowa ocena niektórych parametrów powoduje, że nie mogą one być uwzględnione w liczbowych wskaźnikach hydromorfologicznej jakości rzeki. Jako warunki referencyjne przyjęto stan rzek z połowy XX wieku, przed intensyfikacją działalności rolniczej w zlewniach [Ilnicki i in., 2010b]. Trudno zrozumieć taki sposób definiowania warunków referencyjnych – wprawdzie działalność rolnicza może w istotny sposób wpływać na zmiany fizyko-chemicznych parametrów wód rzecznych, w tym zwłaszcza stężenia substancji biogennych, jednak jej wpływ na hydromorfologię rzek jest stosunkowo niewielki, zwłaszcza w porównaniu z hydrotechnicznymi przekształceniami koryt. W górskich zlewniach działalność rolnicza może powodować nasiloną dostawę drobnopziarnistego rumowiska do rzek, jednak w Europie, w tym także w Polsce, kulminacja presji rolniczej i pasterskiej w takich zlewniach miała miejsce w XIX wieku i od tego czasu znacznie zmalała [Kondolf i in., 2002; Liébault i in., 2005; Wyźga i in., 2012, 2013b]. Postulowane przez autorów metody MHR określanie warunków referencyjnych łącznie dla grup typów abiotycznych rzek prowadzi do nadmiernych uproszczeń. Przykładowo, przed wykonaniem prac regulacyjnych w XX wieku Dunajec płynący przez obszary fliszowe formował jednonurtowe koryto w odcinkach przełomowych i szerokie, wielonurtowe koryto w obrębie kotlin śródgórskich [Zawiejska, Wyźga, 2010]. I wreszcie, w przypadku kilku wskaźników, takich jak spadek koryta, jego głębokość czy nachylenie brzegów uznano, że stan rzeki jest tym lepszy, im bardziej zróżnicowany jest dany parametr [Ilnicki, 2010a]. Przypomina to typowy dla metody RHS sposób waloryzacji rzeki w oparciu o jakość siedliska, a nie w oparciu o stopień odstępstwa od warunków naturalnych dla danej rzeki (jednolitej części wód powierzchniowych) i zapewne jest efektem słabego rozpoznania hydromorfologicznych warunków referencyjnych dla poszczególnych rzek.

Trzecią grupę stanowią metody, które przy ocenie hydromorfologicznego stanu rzeki biorą pod uwagę zachodzące procesy, takie jak zachowanie lub brak podłużnej, bocznej i pionowej łączności ekosystemu rzeczno, stabilność, erozję lub nadbudowę brzegów oraz dostosowywanie się koryta do zmian środowiskowych. Metody te biorą pod uwagę cały korytarz rzeczny i zarówno współczesne, jak i niedawne zmiany rzeki analizowane dzięki wykorzystaniu map, zdjęć lotniczych i ortofotomap [Rinaldi i in., 2013a]. Należy tu m.in. australijska metodyka River Styles Framework [Brierley, Fryirs, 2005]; hiszpańska metoda IHG [Ollero i in., 2011], włoska metoda MQI [Rinaldi i in., 2013b] oraz polska metoda oceny hydromorfologicznej jakości rzeki RHQ [Wyźga i in., 2009, 2010b, 2012].

4. Sposób przeprowadzania oceny hydromorfologicznej jakości rzeki metodą RHQ

Hydromorfologiczną waloryzację można przeprowadzić dla całych jednolitych części wód powierzchniowych (tj. fragmentów biegu rzeki o podobnej charakterystyce hydrologicznej i morfologicznej), dla odcinków w obrębie JCWP lub przekrojów rzeki [CEN, 2008].



Ryc. 4.1. Przykłady zbliżonych do naturalnych (A) i skrajnie przekształconych warunków (B) użytkowania korytarza rzecznego. W warunkach zbliżonych do naturalnych w obszarze zalewowym występują różne stadia sukcesyjne roślinności, poczynając od zarośli wrześni pobrażnej, przez zarośla wierzbowe po dojrzały łęg wierzbowy lub olchowy. Asfaltowy parking w bezpośrednim sąsiedztwie brzegu rzeki reprezentuje skrajnie przekształcone warunki.

Fig. 4.1. Examples of near-natural (A) and extremely modified conditions (B) for land use in the river corridor. Under near-natural conditions, various successional stages of vegetation occur in the floodplain area, from tamarisk (*Myricaria germ-nica* L.) and willow shrubs to mature willow or alder forest. The asphalt-paved parking place adjacent to the river bank represents extremely modified conditions.

W niniejszym artykule przedstawiono ocenę 20 przekrojów Białej Tarnowskiej zlokalizowanych w górnym i środkowym biegu rzeki, przeprowadzoną metodą RHQ.

Hydromorfologiczna waloryzacja rzeki w analizowanych przekrojach obejmowała ocenę 10 kategorii cech koryta, brzegów i strefy nadbrzeżnej oraz obszaru zalewowego/korytarza rzeczno (tab. 4.1), zgodnie z ich wyszczególnieniem w normie PN-EN 14614 [CEN, 2008; Wyźga i in., 2010b]. Do cech objętych oceną włączono dwie cechy dodatkowe (tab. 4.1), nie wymienione w normie PN-EN 14614 [CEN, 2008]. Pierwszą z nich stanowiła roślinność porastająca kępy. W rezultacie, ocenę roślinności wodnej w korycie zastąpiono oceną zarówno wodnej, jak i lądowej roślinności w obrębie strefy aktywnej rzeki. Było to odzwierciedleniem znaczenia roślinności kęp dla kształtowania ekosystemu rzek wielonurtowych [Mikuś i in., 2013] oraz różnic w stopniu naturalności roślinności kęp i strefy nadbrzeżnej rzek górskich [np. Kaczka i in., 2008]. Po drugie, przy określaniu stopnia naturalności reżimu przepływu, ocenę reżimu odpływu oraz hydrauliki przepływu uzupełniono oceną stopnia łączności wód rzecznych z wodami hyporeicznymi. Wiadomo, że możliwość swobodnej wymiany wód rzecznych z wodami krążącymi w aluwialnych ma duże znaczenie dla organizmów rzecznych [Brunke, Gonser, 1997; Baxter, Hauer, 2000], a antropogeniczne zaburzenia, takie jak kolmatacja przestrzeni porowych żwirów drobnym osadem [Wood, Armitage, 1997] czy znaczne wcięcie się rzeki i transformacja aluwialnego koryta w koryto skalne [Wyźga i in., 2010a; Rinaldi i in., 2013] powodują osłabienie lub zanik tej wymiany.

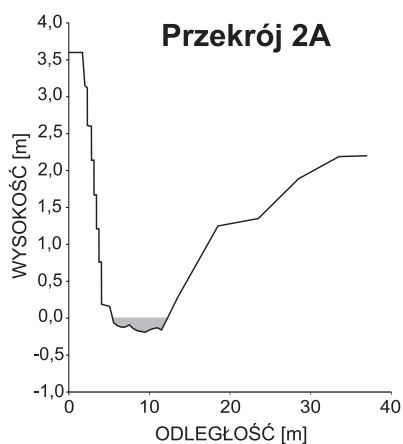
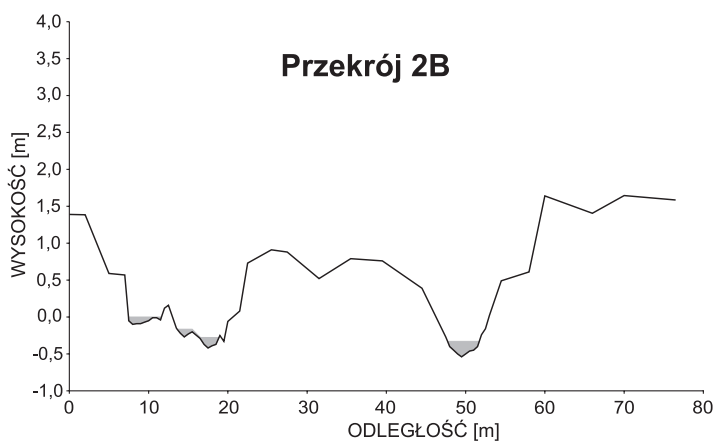
Hydromorfologiczna waloryzacja rzeki została poprzedzona wizją terenową oraz przedstawieniem i dyskusją kilku informacji o rzece i sposobie jej oceny. Po pierwsze, dla każdej z ocenianych cech rzeki wskazano warunki zbliżone do naturalnych oraz skrajnie zmienione, natomiast całe spektrum możliwych warunków pomiędzy tymi skrajnymi sytuacjami pozostawiono ocenie eksperckiej [Wyźga, Zawiejska, 2012]. Przykładowo, zbliżone do naturalnych warunki w obszarze zalewowym/korytarza rzeczno stanowiła mozaika różnych stadiów sukcesyjnych roślinności, obejmująca zarośla wrześni pobrzeżnej, zarośla wierzbowe i dojrzały łęg wierzbowy lub olchowy (ryc. 4.1A). Przykładem skrajnie przekształconych warunków w tym obszarze był natomiast parking o asfaltowej nawierzchni – nieprzepuszczalna powierzchnia pozbawiona roślinności, o bardzo małej szorstkości hydrodynamicznej (ryc. 4.1B). Z kolei, zbliżone do naturalnych warunki mobilności koryta i łączności ekosystemu rzeczno z obszarem zalewowym zapewniała obecność nieumocnionych, aluwialnych brzegów rzeki, których wysokość była charakterystyczna dla stanu geomorfologicznej równowagi dynamicznej rzeki (ryc. 4.2A). Skrajnie przekształcone warunki występowały natomiast w przypadku obecności zabudowy regulacyjnej brzegów i głębokiego wcięcia się rzeki, wykluczających boczną migrację koryta i możliwość zatapiania terenów nadrzecznych przez wody wezbraniowe (ryc. 4.2B).

Po drugie, wskazano hydromorfologiczne warunki referencyjne określające najlepszy możliwy do osiągnięcia stan rzeki. Sposób definiowania hydromorfologicznych warunków referencyjnych oraz opis tych warunków dla Białej Tarnowskiej przedstawiono w dalszej części pracy. Po trzecie, współczesny stan rzeki scharakteryzowano, przedstawiając wykresy morfologii koryta w ocenianych przekrojach i fotografie przekrojów (ryc. 4.3) oraz poziome usytuowanie rzeki na ortofotomapie. I wreszcie, wykorzystując historyczne mapy, archiwalne zdjęcia lotnicze i zdjęcia naziemne z drugiej połowy XX wieku



Ryc. 4.2. Przykłady zbliżonych do naturalnych (A) i skrajnie przekształconych warunków (B) mobilności koryta i łączności ekosystemu rzecznego z obszarem zalewowym. Nieuregulowane, kręte koryto może swobodnie migrować w obszarze zalewowym. Pokazany sposób regulacji rzeki w odcinku zurbanizowanym powoduje nie tylko utratę mobilności koryta, lecz również całkowitą utratę bocznej łączności ekosystemu rzecznego.

Fig. 4.2. Examples of near-natural (A) and extremely modified conditions (B) for lateral connectivity of the river ecosystem and channel migration. The unmanaged, sinuous channel can freely migrate on the floodplain. The mode of river channelization presented in the lower photo results not only in the lateral stability of the channel but also in the loss of lateral connectivity of the river ecosystem.



Ryc. 4.3. Przykłady źródeł informacji wykorzystanych przy ocenie hydromorfologicznej jakości Białej Tarnowskiej w badanych przekrojach z górnego biegu rzeki, pokazane dla przekroju 2A z jednokurtowym, uregulowanym korytem oraz przekroju 2B z wielokurtowym korytem.

Fig. 4.3. Examples of the sources of information used to evaluate hydromorphological quality of the Biała in the surveyed cross-sections from the upper course of the river, shown for cross-section 2A with single-thread, regulated channel and cross-section 2B with multi-thread channel.

przedstawiono zaistniałe w ostatnich kilkudziesięciu latach zmiany rzeki w sąsiedztwie ocenianych przekrojów (ryc. 4.4). Miało to na celu wskazanie zarówno zaistniałych w tym okresie antropogenicznych przekształceń rzeki, jak i zaznaczających się trendów dostosowania koryta do zmian środowiskowych w zlewni [Wyźga i in., 2010b], przy czym niektóre z tych zmian mogły być bardzo szybkie (ryc. 4.4).

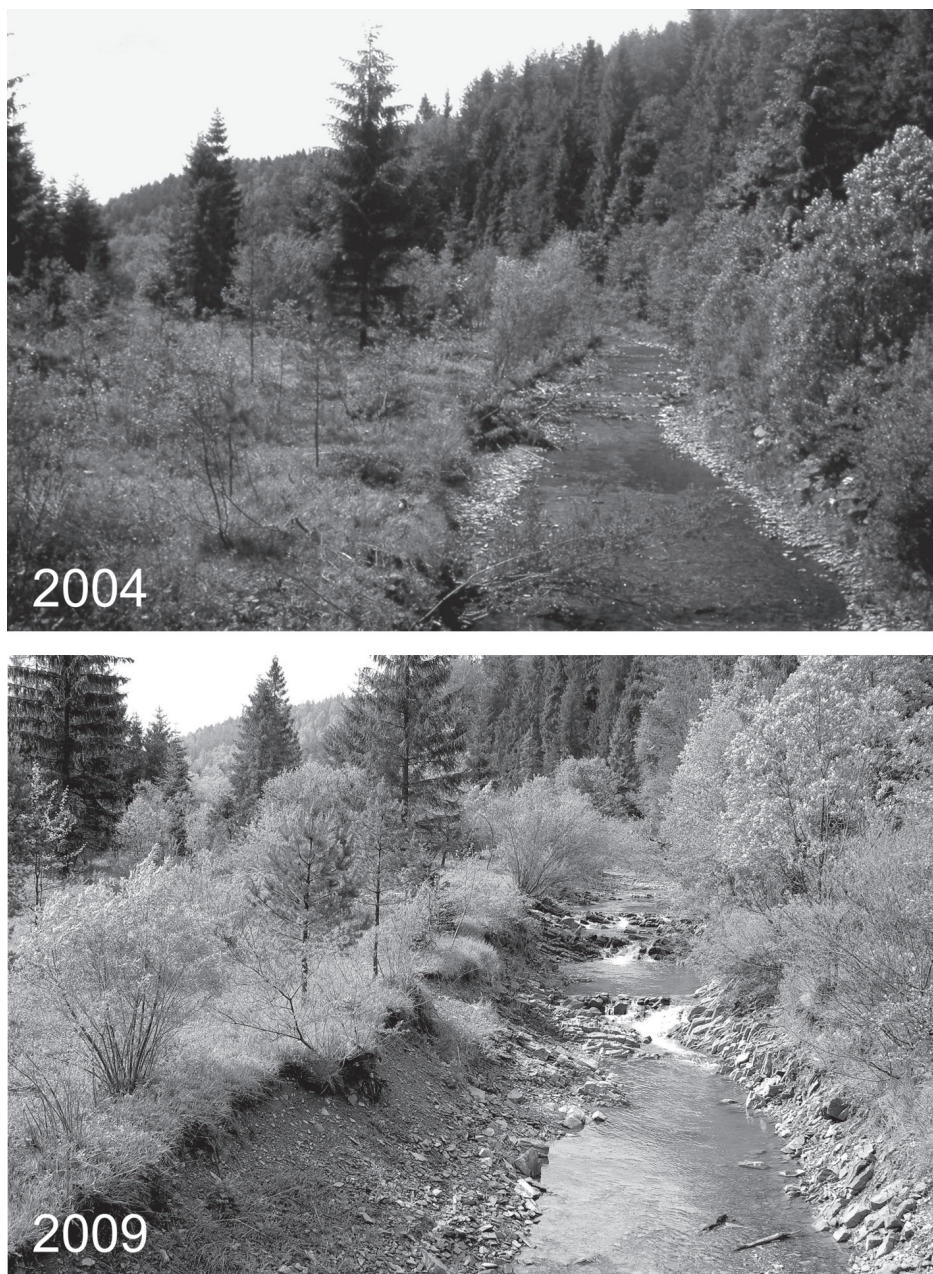
Hydromorfologiczna waloryzacja rzeki została przeprowadzona równocześnie przez pięciu specjalistów z zakresu geomorfologii fluwialnej, inżynierii wodnej i hydrobiologii. Każdą z cech oceniano w skali od 1 (warunki zbliżone do naturalnych) do 5 (warunki skrajnie przekształcone). W tym przedziale skali wyróżniono 5 klas jakości hydromorfologicznej (wysoka, dobra, umiarkowana, słaba, zła) zdefiniowanych w Ramowej Dyrektywie Wodnej [Komisja Europejska, 2000; CEN, 2008]. Dla kategorii obejmujących dwie lub trzy cechy (tab. 4.1) punktację obliczano jako średnią z punktacji poszczególnych cech. Łączna ocena hydromorfologicznej jakości rzeki w danym przekroju była średnią z ocen w 10 analizowanych kategoriach, uśrednioną dla grupy pięciu specjalistów. Na podstawie tej oceny poszczególne przekroje zaklasyfikowano do jednej z 5 klas jakości hydromorfologicznej.

5. Obszar badań

Biała Tarnowska jest żwirową rzeką karpacką (ryc. 4.5) odwadniającą zlewnię o powierzchni 983 km². Górny bieg rzeki znajduje się w obszarze Beskidu Niskiego o rzeźbie gór niskich, gdzie do jej koryta dostarczany jest grubo- i średniookruchowy materiał piaszczysty. Bardzo duża zmienność przepływów w tym odcinku Białej [Tlałka, 1976] i zasilanie rzeki grubookruchowym, niekohezyjnym rumowiskiem powoduje, że przy braku zabudowy regulacyjnej formuje ona szerokie, wielonurtowe koryto. W środkowym biegu rzeka płynie w obrębie Pogórza Ciężkowickiego, przecinając naprzemiennie kompleksy piaszczyste i łupkowe, a do jej koryta dostarczany jest zarówno średnio- i drobnoziarnisty materiał żwirowy, jak i duże ilości drobnoziarnistego rumowiska. W rezultacie, zachowując charakter rzeki żwirowej, w warunkach niezaburzonych Biała formuje tu koryto kręte.

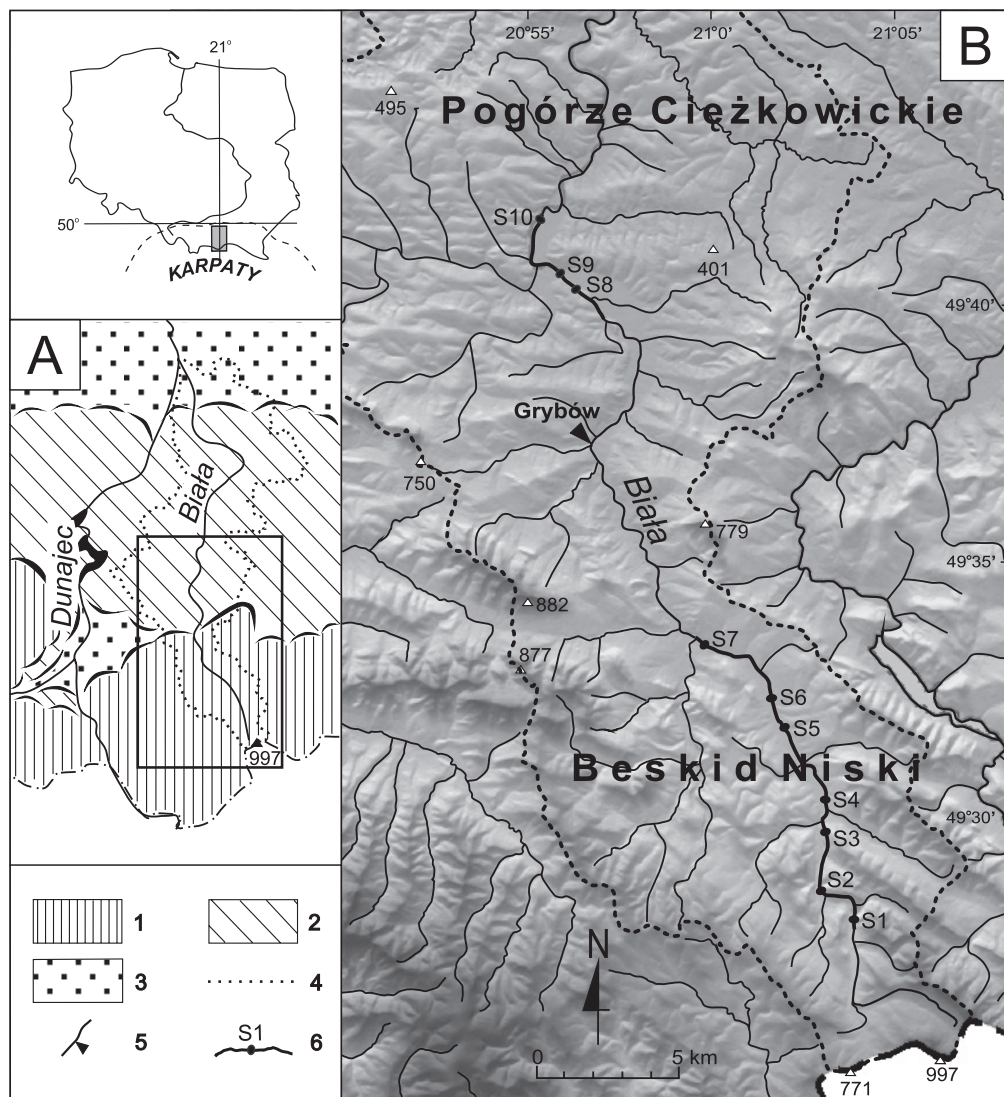
W XX wieku Biała Tarnowska uległa znacznym przekształceniom pod wpływem działalności człowieka. W dolnej części górskiego biegu i w całym środkowym biegu rzeki szerokość koryta znacznie zmalała (do 1/4-1/6 pierwotnej szerokości), a dno rzeki obniżyło się nawet o 2,5 m. Zasadniczymi przyczynami tych zmian były prace regulacyjne [por. Wyźga, 2001, 2008] oraz powszechna i niekontrolowana eksploatacja żwiru z koryta [Wyźga i in., 2010a; por. Rinaldi i in., 2005]. Do wzmocnienia tendencji do zwężania i pogłębiania się koryta mogło się też przyczynić ograniczenie dostawy rumowiska do rzeki [por. Lach, Wyźga, 2002] spowodowane znacznym wzrostem lesistości w Beskidzie Niskim po II wojnie światowej [Warcholik, 2002; Kozak i in., 2007].

Wiadomo, iż przedstawione zmiany koryta rzeki powodują szereg niekorzystnych skutków, takich jak zmniejszenie możliwości retencjonowania wód wezbraniowych w obszarze zalewowym i wzrost kulminacji fal wezbraniowych w niższym odcinku rzeki [Wyźga, 1997, 2008] czy pogorszenie stanu rzecznej biocenozy [np. Wyźga i in., 2009, 2012]. Dla zmniejszenia niekorzystnych skutków zmian koryta Białej Tarnowskiej i poprawy hydromorfologicznej jakości rzeki zaproponowano utworzenie korytarza swobodnej



Ryc. 4.4. Wcięcie się Białej Tarnowskiej i przekształcenie aluwialnego koryta w koryto skalne w latach 2004-2009, jakie miało miejsce w sąsiedztwie przekroju 1A w wyniku działania erozji wstecznej wywołanej eksploatacją żwiru prowadzoną 1 km w dół biegu rzeki. Zdjęcia stanowią przykład materiałów przedstawiających zaistniałe w ostatnich kilkudziesięciu latach zmiany rzeki w sąsiedztwie ocenianych przekrojów. Według: Wyżga i in. [2010a].

Fig. 4.4. Incision of the Biała River and transformation of its alluvial channel into a bedrock one that occurred between 2004 and 2009 in the vicinity of cross-section 1A due to upstream-progressing bed degradation induced by the gravel exploitation carried out 1 km downstream. The photos are examples of the data used to present changes of the river having occurred over the few past decades in the vicinity of the evaluated cross-sections. After: Wyżga et al. [2010a].



Ryc. 4.5. (A) Lokalizacja Białej Tarnowskiej na tle regionów fizycznogeograficznych południowej Polski. (B) Górna i środkowa część zlewni Białej i lokalizacja stanowisk. 1 – góry średnie i niskie; 2 – pogórza; 3 – kotliny śródgórskie i przedgórskie; 4 – granica zlewni Białej; 5 – posterunki wodowskazowe; 6 – badane stanowiska i odcinki rzeki zaproponowane do wyznaczenia korytarza swobodnej migracji koryta.

Fig. 4.5. (A) Location of the Biała River in relation to physiogeographic regions of southern Poland. (B) Upper and middle part of the Biała catchment and detailed setting of the studied sites. 1 – mountains of intermediate and low height; 2 – foothills; 3 – intramontane and submontane depressions; 4 – boundary of the Biała catchment; 5 – flow-gauging stations; 6 – study sites and river sections proposed for erodible river corridor.

migracji koryta w dwóch odcinkach o długości 14,5 km oraz 5,9 km, zlokalizowanych w górskim i pogórskim biegu rzeki (ryc. 4.5).

W obu częściach korytarza przemiennie występują dłuższe (1-3 km) odcinki nieuregulowanego koryta i krótkie (0,1-0,3 km) odcinki uregulowane zlokalizowane w są-

siedztwie mostów. Poprawa hydromorfologicznego stanu rzeki w przyszłości, wynikająca ze swobodnego kształtowania się koryta Białej w obrębie korytarza, będzie dotyczyć odcinków nieuregulowanych, natomiast stan odcinków z uregulowanym korytem najprawdopodobniej nie ulegnie poprawie. Przed rozpoczęciem projektu rewitalizacji Białej Tarnowskiej przeprowadzono ocenę hydromorfologicznej jakości rzeki w 10 stanowiskach, obejmujących pary przekrojów zlokalizowanych w sąsiadujących ze sobą uregulowanych i swobodnych odcinkach rzeki. Wybrane pary przekrojów są zlokalizowane pomiędzy większymi dopływami (ryc. 4.5) i tym samym reprezentują rzekę o podobnej wielkości przepływów. Wobec takiego usytuowania analizowanych przekrojów, statystyczną istotność różnicy ocen przekrojów uregulowanych i swobodnych, zarówno w odniesieniu do poszczególnych kategorii cech rzeki, jak i jej łącznej jakości hydromorfologicznej, określono testem Wilcozona dla par powiązanych.

6. Hydromorfologiczna waloryzacja Białej Tarnowskiej

6.1. Warunki referencyjne

Charakterystyczna dla XIX wieku duża intensywność rolniczego i pasterskiego użytkowania zlewni w polskich Karpatach i zaistniałe w XX wieku znaczne zmiany środowiskowe w tych zlewniach, w tym zwłaszcza duży wzrost ich lesistości [Lach, Wyźga, 2002; Kozak i in., 2007], powodują, że hydromorfologiczne warunki referencyjne dla rzek karpackich nie mogą być wyznaczone w oparciu o historyczny stan rzek, przedstawiony na mapach z XIX wieku [Wyźga i in., 2012, 2013b]. Powinny one natomiast być definiowane jako te, które istnieją lub mogłyby istnieć przy współczesnych warunkach środowiskowych w zlewni i równoczesnym braku ingerencji człowieka w koryto, strefę nadbrzeżną i obszar zalewowy rzeki [Wyźga i in., 2012, 2013b].

Spśród kilku metod, które można zastosować do określenia takich warunków, najbardziej oczywistą i bezpośrednią jest wykorzystanie w tym celu odcinka rzeki pozostającego w stanie zbliżonym do naturalnego [Wyźga i in., 2012, 2013b]. Niestety, w przypadku Białej Tarnowskiej nawet obecnie nieuregulowane odcinki rzeki pozostają pod wpływem wcześniejszej (zwężenie koryta i wcięcie się rzeki) i współczesnej ingerencji człowieka (niekontrolowana eksploatacja żwiru, usuwanie grubego rumoszu drzewnego z rzeki) i nie mogą być wykorzystane do określenia warunków referencyjnych. Dlatego też warunki te określono na podstawie analogii z niezaburzonymi odcinkami rzek odwadniających zlewnie o podobnych warunkach środowiskowych (określonych zarówno przez fizjografię, jak i użytkowanie zlewni).

Zasadniczymi warunkami środowiskowymi określającymi współczesną hydromorfologię górnego biegu Białej Tarnowskiej jest dostawa gruboziarnistego, niekohezyjnego materiału do jej koryta, stosunkowo duża szerokość dna doliny w porównaniu z szerokością koryta i stosunkowo duży stopień lesistości zlewni (ponad 50%). Poprzez analogię z Czarnym Dunajcem jako warunki referencyjne dla górnego biegu Białej można wskazać występowanie aluwialnego, wielonurtowego koryta z udziałem kęp. W warunkach niezaburzonych Czarny Dunajec formuje wielonurtowe koryto z dużym udziałem kęp [Wyźga i in., 2010b, 2012]. Białą Tarnowską cechuje znacznie większa nieregularność przepływów i związana z tym duża dynamika bocznej migracji koryt najprawdopodobniej nie będzie

umożliwiać tak znacznego udziału kęp w strefie aktywnej rzeki, jak w przypadku Czarnego Dunajca. Charakterystyczną cechą rzeki reprezentującej wskazane warunki referencyjne jest obecność kilku koryt małej wody, spośród których przy niskich i średnich stanach tylko część charakteryzuje się szybkim prądem, prowadząc większość przepływu, natomiast pozostałe, o wolnym prądzie, prowadzą niewielkie ilości wody i często są zasilane przez wypływy wód hyporeicznych. Poszczególne koryta mogą różnić się między sobą głębokością i szerokością, spadkiem i uziarnieniem dna, przy czym oprócz dna żwirowego występują także partie dna pokryte piaskiem lub mułem. Roztoki rozdzielone są łachami żwirowymi lub kępami. Strefa nadbrzeżna, obszar zalewowy oraz kępy są porośnięte przez naturalne, zróżnicowane zbiorowiska roślinne obejmujące zbiorowiska zielne, zarośla wrześni pobrzeżnej, zarośla wierzbowe i dojrzały łęg wierzbowy lub olchowy. W obrębie rzeki występują liczne formy depozycyjne grubego rumoszu drzewnego, wśród których znaczny udział mają powalone całe drzewa i krzewy [Wyźga, 2007; Wyźga, Zawiejska, 2010]. Rzeka pozostaje w stanie równowagi dynamicznej, a wysokość brzegów zwiększa się z biegiem rzeki od kilkudziesięciu centymetrów w początkowych stanowiskach do ok. 1,2-1,5 m w stanowisku 7. W obszarze zalewowym występują starorzecza i suche paleokoryta.

Warunkami środowiskowymi określającymi współczesną charakterystykę hydromorfologiczną Białej Tarnowskiej w jej środkowym, pogórskim biegu jest dostawa do koryta zarówno gruboziarnistego, jak i drobnoziarnistego rumowiska, niewielki stopień lesistości zlewni (około 25%) w przewodzie użytkowanej rolniczo oraz duża szerokość dna doliny w porównaniu z szerokością koryta. W warunkach niezaburzonych rzeki karpackie odwadniające zlewnie o takiej charakterystyce środowiskowej formują kręte koryta żwirowe o wyraźnej tendencji do meandrowania [Wyźga, 2001] i takie warunki referencyjne wskazano dla Białej Tarnowskiej w niższym odcinku planowanego korytarza swobodnej migracji koryta (stanowiska 8-10). W takiej rzece przepływ zasadniczo odbywa się jednym korytem, choć niekiedy w obrębie bystrza dochodzi do formowania się łachy śródkorytowej i dzielenia nurtu [Hooke, 1986], a po wewnętrznej stronie zakoli rzeki mogą formować się koryta przelewowe, przy niskich i średnich stanach zasilane przez wypływy wód hyporeicznych. Żwirowe łachy meandrowe są rozległe. Brzegi rzeki cechuje wyraźna asymetria – po wklęsłej stronie zakoli brzegi są strome i erodowane, po stronie wypukłej są łagodnie nachylone i agraujące. W profilu brzegu rzeki pozostającej w stanie równowagi dynamicznej około 1/3-1/2 jego wysokości stanowią pozakorytowe osady piaszczyste i mułowe. Po wypukłej stronie zakoli zaznacza się sukcesja zbiorowisk roślinnych od pionierskich zbiorowisk zielnych wkraczających na najwyższe partie łach żwirowych, poprzez zarośla wierzbowe do dojrzałego łęgu wierzbowo-topolowego. W obszarze zalewowym występują starorzecza i suche paleokoryta o łukowatym przebiegu.

6.2. Hydromorfologiczna jakość rzeki w ocenianych stanowiskach

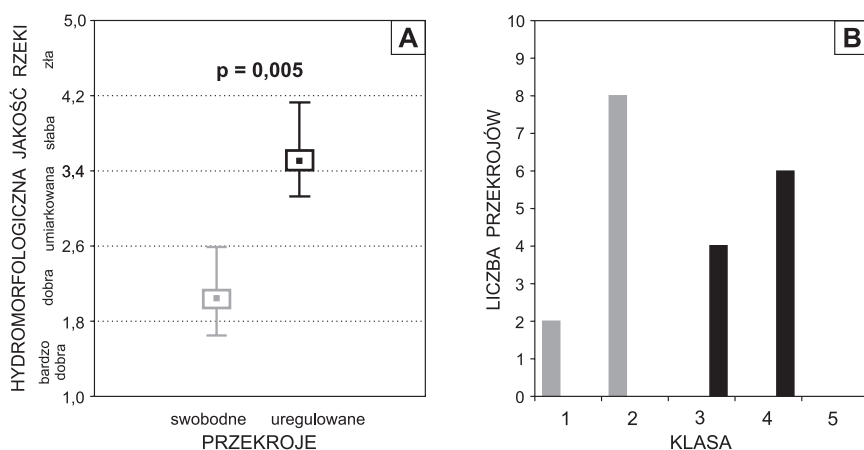
Wyniki waloryzacji poszczególnych kategorii hydromorfologicznej jakości Białej Tarnowskiej oraz zbiorcze oceny tej jakości dla par przekrojów z poszczególnych ocenianych stanowisk przedstawiono na rycinie 4.6. Waloryzacja wykazała umiarkowane zróżnicowanie hydromorfologicznej jakości rzeki, z wypadkowymi ocenami mieszczącymi się w przedziale od 1,65 (bardzo dobra jakość) do 4,13 (słaba jakość).

	1A	1B	2A	2B	3A	3B	4A	4B	5A	5B	6A	6B	7A	7B	8A	8B	9A	9B	10A	10B
Numer przekroju	I	II	I	III	II	II	II	III	II	II	I	I	I	I	II	I	I	I	II	II
Liczba koryt małej wody																				
Geometria koryta cieku																				
Materiał tworzący dno cieku																				
Roślinność i rumosz																				
Formy erozyjne i depozycyjne																				
Cechy przepływu																				
Modyfikacja ciągłości cieku																				
Charakter brzegów cieku																				
Roślinność/ użytkowanie																				
strefy nadbrzeżnej																				
Użytkowanie obszaru zalewowego																				
Mobilność koryta/ łączność cieku z obszarem zalewowym																				
Średnia ocena	3,41	2,11	3,67	1,65	1,82	3,31	3,13	1,84	1,69	3,84	4,13	2,18	3,57	2,59	2,28	3,19	3,15	1,96	2,25	3,70

KLASA HYDROMORFOLOGICZNEJ JAKOŚCI RZEKI:
1,00-1,79 - Bardzo dobra 1,80-2,59 - Dobra 2,60-3,39 - Umiarkowana 3,40-4,19 - Słaba 4,20-5,00 - Zła

Ryc. 4.6. Uśrednione oceny wystawione przez 5 specjalistów poszczególnym ocenianym kategoriom hydromorfologicznej jakości rzeki oraz wypadkowe oceny tej jakości dla 10 par uregulowanych i swobodnych przekrojów Białej Tarnowskiej. Numery przekrojów swobodnych pokazano na białym tle, a przekrojów uregulowanych na czarnym tle. Wszystkie oceny pokazano na tle klas hydromorfologicznej jakości rzek. Skala pionowa dla każdej ocenianej kategorii sięga od 1 (dla warunków zbliżonych do naturalnych) do 5 (dla warunków skrajnie przekształconych).

Fig. 4.6. Averages of the scores given by 5 expert evaluators for particular assessment categories and average scores of the hydromorphological river quality in the 10 surveyed pairs of channelized and unmanaged cross-sections of the Biala. Numbers of unmanaged cross-sections are shown on white background and those of channelized cross-sections on black background. All scores are shown against hydromorphological quality classes. The vertical scale for each assessed category ranges between 1 (for near-natural conditions) and 5 (for extremely modified conditions).



Ryc. 4.7. Wypadkowe oceny (A) i histogramy klas (B) hydromorfologicznej jakości rzeki dla 10 swobodnych (szare diagramy) i 10 uregulowanych (czarne diagramy) przekrojów Białej Tarnowskiej. Wskazano wynik testu Wilcoxona na istotność różnicy wypadkowych ocen hydromorfologicznej jakości rzeki w przekrojach swobodnych i uregulowanych.

Fig. 4.7. Average scores (A) and histograms of the classes (B) of hydromorphological river quality in 10 unmanaged (grey diagrams) and 10 channelized (black diagrams) cross-sections of the Biała. The result of a Wilcoxon test for significance of the difference between average scores of hydromorphological river quality in the unmanaged and channelized cross-sections is indicated.

Oceny przekrojów swobodnych mieściły się w przedziale 1,65-2,59 (ryc. 4.6, 4.7A), pozwalając zaklasyfikować dwa takie przekroje do 1 klasy jakości, a osiem do 2 klasy (ryc. 4.7B). Przekroje uregulowane uzyskały oceny w zakresie 3,13-4,13 (ryc. 4.6, 4.7A), przy czym cztery takie przekroje zaliczono do 3 klasy jakości, a sześć do 4 klasy (ryc. 4.7B). W przekrojach swobodnych średnia ocena hydromorfologicznej jakości rzeki wynosiła 2,04 (co odpowiada 2 klasie jakości), natomiast w przekrojach uregulowanych 3,51 (4 klasa jakości) i różnica ta była statystycznie istotna (test Wilcoxona, $p = 0,005$) (ryc. 4.7A).

Różnice ocen hydromorfologicznej jakości rzeki zaznaczały się także pomiędzy górskim i pogórskim odcinkiem Białej Tarnowskiej. Większą rozpiętość ocen uzyskano dla górskiego odcinka rzeki. Przekroje swobodne uzyskały tu oceny z przedziału 1,65-2,59, przy czym dwa z nich zaliczono do 1 klasy jakości, a pięć do 2 klasy (ryc. 4.6). Przekroje zaliczone do 1 klasy jakości to przekroje trzynurtowe o wyraźnym zróżnicowaniu koryta na formy erozyjne i depozycyjne oraz dużym zróżnicowaniu prędkości przepływu i wielkości ziarna materiału dennego w przekroju rzeki. Do obniżenia oceny przekrojów zaliczonych do 2 klasy jakości hydromorfologicznej przyczynił się przede wszystkim brak w tych przekrojach zadrzewionych kęp i nieliczne występowanie grubego rumoszu drzewnego, rolnicze użytkowanie terenów nadrzecznych oraz przekształcenie geometrii koryta i ograniczenie jego mobilności oraz bocznej łączności ekosystemu rzecznej w wyniku wcięcia się rzeki (ryc. 4.6). Przekroje uregulowane uzyskały tu oceny w zakresie 3,13-4,13; dwa z nich zaliczono do 3 klasy jakości, a pięć do 4 klasy (ryc. 4.6). Co najmniej umiarkowanemu przekształceniu uległa tu większość elementów hydromorfologicznej jakości rzeki z wyjątkiem podłużnej ciągłości rzeki, a w wyżej zlokalizowanych przekrojach także materiału tworzącego dno koryta. Pomimo radykalnego

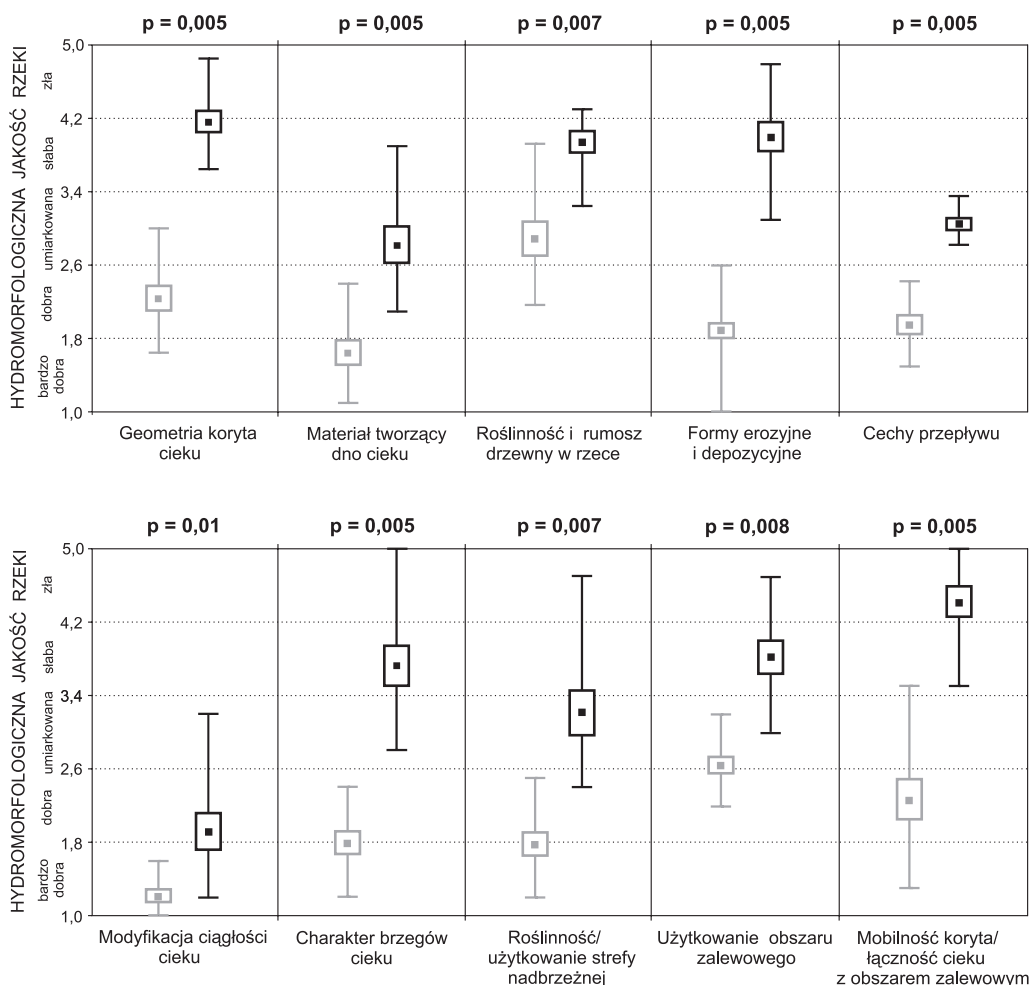
przekształcenia hydrauliki przepływu przez zabudowę regulacyjną koryta, ogólny stopień modyfikacji cech przepływu z reguły oceniono jako umiarkowany, ze względu na brak lub niewielki stopień modyfikacji odpływu ze zlewni (ryc. 4.6).

W analizowanych przekrojach z pogórskiego biegu Białej Tarnowskiej zróżnicowanie hydromorfologicznej jakości rzeki było mniejsze, lecz również wyraźnie zaznaczała się różnica ocen pomiędzy oboma typami przekrojów. Przekroje swobodne uzyskały tu oceny od 1,96 do 2,28, reprezentując 2 klasę jakości (ryc. 4.6). Na pogorszenie oceny tych przekrojów w największym stopniu wpłynął niemal całkowity brak grubego rumoszu drzewnego w rzece oraz przekształcenie roślinności w terenach nadrzecznych związane z ich rolniczym użytkowaniem (ryc. 4.6). Oceny przekrojów uregulowanych mieściły się tu w zakresie 3,15-3,70, przy czym dwa z tych przekrojów zostały zaliczone do 3 klasy jakości, a jeden do 4 klasy (ryc. 4.6). Nieco mniejszy stopień modyfikacji tych przekrojów w porównaniu z uregulowanymi przekrojami z górnego odcinka Białej odzwierciedlał jednostronne skrępowanie rzeki zabudową regulacyjną i stosunkowo niewielki stopień przekształcenia roślinności w strefie nadbrzeżnej. Do wyraźnie gorszej oceny uregulowanego przekroju z 10 stanowiska przyczyniło się natomiast przerwanie podłużnej ciągłości rzeki przez betonowy stopień zlokalizowany około 100 m poniżej tego przekroju (ryc. 4.6).

6.3. Zróżnicowanie ocenianych elementów hydromorfologicznej jakości rzeki

Na rycinie 4.8 przedstawiono porównanie zakresu oraz średniej wartości ocen poszczególnych kategorii hydromorfologicznej jakości rzeki pomiędzy swobodnymi i uregulowanymi przekrojami Białej Tarnowskiej, wraz z poziomem statystycznej istotności różnicy ocen pomiędzy oboma typami przekrojów. Przekroje uregulowane uzyskały istotnie gorszą ocenę we wszystkich analizowanych kategoriach, choć skala różnicy ocen obu typów przekrojów była zróżnicowana. Geometria koryta należała do kategorii oceny o największej różnicy stopnia naturalności pomiędzy oboma typami przekrojów – średnia ocena geometrii koryta w przekrojach uregulowanych i swobodnych różniła się o ponad 2 klasy jakości (ryc. 4.8). W wyższej części górskiego odcinka rzeki, aż do stanowiska 5, geometrię koryta w przekrojach swobodnych uznano za naturalną lub jedynie w niewielkim stopniu odbiegającą od naturalnej, natomiast w niższych stanowiskach na obniżenie jej oceny wpłynęło wcięcie się rzeki. Przekroje uregulowane cechuje natomiast radykalne przekształcenie geometrii koryta przejawiające się występowaniem jednonurtowego, głębokiego, z reguły płaskodennego koryta o szerokości średnio trzykrotnie mniejszej niż w przekrojach swobodnych.

Średnie oceny materiału tworzącego dno rzeki w przekrojach uregulowanych i swobodnych różniły się o 1,5 klasy jakości (ryc. 4.8). Przekroje swobodne ze stanowisk 1-5 cechowały się dużym zróżnicowaniem uziarnienia materiału dennego (żwir-muł) w obrębie koryta i ich materiał denny oceniono jako naturalny, a mniej zróżnicowany przestrzennie materiał denny z niżej zlokalizowanych przekrojów swobodnych uznano za zmieniony w niewielkim stopniu. Występujące w przekrojach uregulowanych dno żwirowe z wyraźnie rozwiniętym brukiem korytowym oceniono natomiast jako przekształcone w stopniu umiarkowanym. Wyjątek stanowiło jedynie betonowe dno uregulowanego przekroju w stanowisku 10, które uznano za skrajnie zmienione (ryc. 4.6).



Ryc. 4.8. Zakres i średnia wartość oceny poszczególnych kategorii hydromorfologicznej jakości rzeki dla 10 badanych przekrojów swobodnych (szare diagramy) i uregulowanych (czarne diagramy) Białej Tarnowskiej. Diagramy zakresu wskazują wartość średnią (kwadraty), błąd standardowy średniej (pudełka) oraz wartości minimalne i maksymalne (wąsy) ocen. Dla każdej kategorii oceny wskazano wynik testu Wilcoxona na istotność różnicy ocen przekrojów swobodnych i uregulowanych; pogrubioną czcionką wskazano wartości $p < 0,05$.

Fig. 4.8. Range and mean value of the scores given in particular assessment categories of hydromorphological river quality to 10 surveyed unmanaged cross-sections (grey diagrams) and 10 channelized cross-sections (black diagrams) of the Biała. Range plots show mean value (squares), standard error of the mean (boxes) and extreme values (whiskers) of the scores. For each assessment category, statistical significance of the difference between scores given to both cross-section types, determined by a Wilcoxon test, is indicated; p values < 0.05 are indicated in bold.

Roślinność i rumosz drzewny uzyskały w przekrojach uregulowanych i swobodnych średnie oceny różniące się o ponad 1 klasę jakości (ryc. 4.8). W obu typach przekrojów roślinność wodną stanowiły zbiorowiska glonów typowe dla górskich rzek zwirodnnych. Zadrzewione kępy występowały jedynie w 2 spośród 7 przekrojów swobodnych z górnego odcinka rzeki, gdzie ich obecność wskazano jako element warunków referencyjnych.

Rumosz drzewny również występował nielicznie w przekrojach swobodnych i był niemal nieobecny w przekrojach uregulowanych, co łącznie złożyło się na umiarkowaną ocenę tej kategorii w przekrojach swobodnych i słabą w przekrojach uregulowanych.

Średnie oceny występowania form erozyjnych i depozycyjnych w obu typach przekrojów różniły się o 2,5 klasy jakości (ryc. 4.8). W połowie ocenianych przekrojów swobodnych zróżnicowanie morfologii dna rzeki uznano za naturalne, w połowie zaś za zmienione w niewielkim stopniu. Przy niewielkim zróżnicowaniu morfologii dna koryta w przekrojach uregulowanych, obecność form erozyjnych i depozycyjnych oceniono jako przekształconą w znacznym stopniu.

Cechy przepływu uzyskały w przekrojach uregulowanych ocenę o 1,5 klasy jakości gorszą niż w przekrojach swobodnych (ryc. 4.8). Było to odzwierciedleniem radykalnego przekształcenia hydrauliki przepływu i ograniczenia wymiany wód rzecznych i hyporeicznych przez zabudowę regulacyjną w przekrojach uregulowanych oraz jednakowego stopnia naturalności odpływu ze zlewni w blisko położonych przekrojach uregulowanych i swobodnych.

Podłużna ciągłość rzeki uzyskała bardzo dobrą ocenę w przekrojach swobodnych i dobrą w przekrojach uregulowanych (ryc. 4.8). Na obniżoną ocenę tej kategorii w przekrojach uregulowanych złożyło się przede wszystkim przegrodzenie rzeki 2-metrowym betonowym stopniem poniżej przekroju 10B (ryc. 4.6) i uznanie kilku mostów o wąskim przekroju za przeszkodę dla niezaburzonego transportu rumowiska wleczonego w rzece.

Średnie oceny brzegów rzeki w obu typach przekrojów różniły się o 2,5 klasy jakości (ryc. 4.8). Bardzo dobrze oceniono jedynie brzegi w przekrojach swobodnych z wyżej zlokalizowanych stanowisk, natomiast stosunkowo wysokie, częściowo wcięte w podłoże skalne brzegi w przekrojach swobodnych ze stanowisk 6-10 uzyskały ocenę dobrą. Znacznie obniżona ocena brzegów rzeki w przekrojach uregulowanych była odzwierciedleniem ich umocnienia za pomocą koszy kamiennie-siatkowych lub narzutu kamiennego, choć w niektórych z tych przekrojów umocniony był tylko jeden brzeg rzeki.

Roślinności/użytkowaniu strefy nadbrzeżnej przypisano w przekrojach swobodnych i uregulowanych oceny różniące się średnio o niemal 2 klasy jakości (ryc. 4.8). W ponad połowie przekrojów swobodnych roślinność nadbrzeżną oceniono jako w pełni naturalną, a w pozostałych jako zmienioną w niewielkim stopniu. W przekrojach uregulowanych zaplecze umocnień brzegowych porastała zazwyczaj roślinność ruderalna lub trawiasta, rozwinięta na podłożu wyrównanych spychaczem żwirów. W niedawno uregulowanych odcinkach rzeki (przekroje uregulowane ze stanowisk 5 i 6) strefa nadbrzeżna była całkowicie pozbawiona roślinności (ryc. 4.6).

Obszarowi zalewowemu przypisano w przekrojach uregulowanych i swobodnych średnie oceny różniące się o 1,5 klasy jakości (ryc. 4.8). W połowie przekrojów swobodnych obszar zalewowy uznano za zmieniony w niewielkim stopniu, a w pozostałych za zmieniony w stopniu umiarkowanym. Natomiast w przekrojach uregulowanych, gdzie tereny nadrzeczne są użytkowane jako łąki lub zajęte pod zabudowę mieszkalną i infrastrukturę drogową, stopień ich przekształcenia oceniono jako umiarkowany do bardzo dużego.

Mobilność koryta i łączność ekosystemu rzecznego z obszarem zalewowym należały do cech o największej różnicy stopnia naturalności pomiędzy przekrojami uregulowanymi i swobodnymi – ich średnie oceny w obu typach przekrojów różniły się o 2,5 klasy jako-

ści (ryc. 4.8). Zabudowa regulacyjna brzegów radykalnie ogranicza możliwość bocznej migracji rzeki, a formowanie koryta o dużej pojemności w trakcie prac regulacyjnych zmniejsza możliwość wylewów rzeki i prowadzi do utraty bocznej łączności ekosystemu rzecznoego.

7. Dyskusja i uwagi końcowe

Pośród dwóch norm Europejskiego Komitetu Normalizacji określających zasady hydromorfologicznej waloryzacji rzek, przydatna dla planowania i oceny działań rewitalizacyjnych jest wcześniejsza norma EN 14614 [CEN, 2008]. Wskazuje ona zasadnicze charakterystyki koryta, brzegów i strefy nadbrzeżnej oraz obszaru zalewowego rzeki odgrywające istotną rolę w kształtowaniu jej hydromorfologicznej jakości. Natomiast przedstawione w normie EN 15843 zasady oceny stopnia antropogenicznego przekształcenia hydromorfologii rzek są na tyle uproszczone, że prowadzona według tych zasad ocena może być przydatna jedynie do monitoringu hydromorfologicznego stanu rzek prowadzonego dla potrzeb Ramowej Dyrektywy Wodnej. Wyrazem braku szerszej przydatności tej normy były wyniki głosowania przy jej uchwaleniu – spośród 30 przedstawicieli krajów członkowskich Komitetu, za przyjęciem normy głosowało jedynie 21 przedstawicieli, a 9 wstrzymało się od głosu [Boon, 2010].

Aby być przydatną dla celów rewitalizacji rzeki, zastosowana metoda hydromorfologicznej waloryzacji musi spełniać kilka poniższych kryteriów:

- celem oceny jest określenie stopnia odstępstwa od charakterystycznych dla danej rzeki warunków niezaburzonych, a nie obfitości cech siedliskowych korzystnych dla organizmów rzecznych [CEN, 2010], która może się różnić pomiędzy różnymi typami cieków,

- oceny stopnia przekształcenia hydromorfologii rzeki dokonuje się w odniesieniu do warunków referencyjnych określających najlepszy stan rzeki możliwy do osiągnięcia przy danych warunkach środowiskowych w zlewni [Wyźga i in., 2012, 2013b]

- podstawą oceny są badania terenowe pozwalające na właściwe rozpoznanie rodzaju, zakresu i lokalizacji przekształcenia hydromorfologii rzeki

- sposób waloryzacji umożliwia rozpoznanie hydrologicznych i geomorfologicznych procesów wpływających na stan ekosystemu rzecznoego, w tym także procesów dostosowywania się rzeki do zachodzących zmian środowiskowych [Rinaldi i in., 2013b].

Celem metod opracowanych dla potrzeb hydromorfologicznego monitoringu rzek, w tym także polskiej metody MHR [Illicki, 2010a] jest szybka waloryzacja wielu rzek umożliwiająca określenie stopnia osiągnięcia środowiskowego celu Ramowej Dyrektywy Wodnej w danym kraju. Dlatego też metody te mają charakter przeglądowy, a uzyskane za ich pomocą wyniki nie są przydatne dla planowania i oceny konkretnych działań rewitalizacyjnych. Wadą metod oceny siedlisk rzecznych jest natomiast brak rozpoznania procesów geomorfologicznych wpływających na obecny i przyszły hydromorfologiczny stan rzeki [Rinaldi i in., 2013a, c]. W przypadku stosowanej w Polsce metody RHS dochodzi jeszcze do tego włączenie do oceny obfitości cech siedliskowych korzystnych dla organizmów rzecznych i uwzględnienie tej oceny w definicji warunków referencyjnych, co powoduje nieporównywalność wyników z tymi opartymi wyłącznie na ocenie stopnia odstępstwa od warunków niezaburzonych.

Przedstawione powyżej warunki przydatności dla planowania i oceny działań rewitalizacyjnych spełniają natomiast metody hydromorfologicznej waloryzacji z trzeciej wyróżnionej grupy, w tym także polska metoda RHQ. Metoda ta jest oparta na badaniach terenowych, przy czym przedmiot oceny mogą stanowić przekroje (tak jak w przedstawionym w artykule przykładzie) lub odcinki rzeki, a także jednolite części wód powierzchniowych. Zestaw analizowanych cech jest zgodny z tym wskazanym w normie PN-EN 14614, a ich ocena polega na określeniu stopnia odstępstwa od warunków niezaburzonych. Sposób definiowania warunków referencyjnych bierze pod uwagę ich dynamiczny charakter, uwzględniający dostosowywanie się rzeki do zmieniających się warunków środowiskowych w zlewniach [Wyźga i in., 2012, 2013b]. Jest to szczególnie ważne zarówno w kontekście dokonanych w XX wieku znacznych zmian użytkowania ziemi w południowej Polsce [np. Lach, Wyźga, 2002; Kozak i in., 2007], jak też współczesnych i prognozowanych na XXI wiek zmian klimatu [Rinaldi i in., 2013c]. W toku waloryzacji bierze się pod uwagę stopień podłużnej, bocznej i pionowej łączności ekosystemu rzeczno, dostosowywanie się rzeki (geometrii koryta, materiału tworzącego dno rzeki) do zmian środowiskowych w zlewni i bezpośredniej ingerencji człowieka w koryto, a także wpływ zaistniałych zmian rzeki na stabilność/tempo erozji jej brzegów i możliwość bocznej migracji koryta. Oceny dokonują specjaliści z różnych dyscyplin, zatem odzwierciedla ona opinie wyrażane z różnej perspektywy, których uśrednienie daje bardziej obiektywny wynik niż ocena przeprowadzona przez jedną osobę [Wyźga i in., 2010b].

Zastosowanie metody RHQ do oceny hydromorfologicznego stanu Białej Tarnowskiej wykazało, że uregulowane przekroje rzeki cechuje średnio 4 klasa jakości hydromorfologicznej, natomiast przekroje swobodne 2 klasa jakości. Wskazuje to skrzepowanie koryta zabudową regulacyjną jako najistotniejszy czynnik degradacji hydromorfologicznego stanu rzeki w jej górnym i środkowym biegu. W połączeniu z wynikami badań makrobezkręgowców dennych w Białej Tarnowskiej, które jako główną przyczynę pogorszenia jej stanu ekologicznego wskazały degradację fizycznego stanu siedlisk w rzece spowodowaną regulacją koryta [Wyźga i in., 2013a], potwierdza to słuszność odtworzenia korytarza swobodnej migracji koryta jako sposobu rewitalizacji rzeki. Największe różnice pomiędzy przekrojami uregulowanymi i swobodnymi, o ponad 2 klasy hydromorfologicznej jakości rzeki, dotyczyły geometrii koryta, obecności form erozyjnych i depozycyjnych, charakteru brzegów rzeki oraz mobilności koryta i łączności rzeki z jej obszarem zalewowym. Pozwala to zidentyfikować elementy hydromorfologicznej jakości rzeki w największym stopniu ulegające poprawie wraz z uwolnieniem rzeki od zabudowy regulacyjnej i dopuszczeniem do swobodnej migracji koryta. Najmniejszą różnicę ocen wskazano natomiast w odniesieniu do ciągłości rzeki, co odzwierciedla fakt, iż z pojedynczym wyjątkiem w badanych odcinkach Białej Tarnowskiej zabudowa regulacyjna rzeki nie zawierała budowli poprzecznych.

Przeprowadzona waloryzacja Białej Tarnowskiej wskazała także, że pomimo wyraźnie lepszego stanu hydromorfologicznego rzeki w przekrojach swobodnych, w większości tych przekrojów i w odniesieniu do większości analizowanych kategorii odbiega on od bardzo dobrego stanu cechującego rzeki o niezaburzonym przebiegu procesów fluwialnych. Taka ocena nie dziwi, zważywszy na fakt długotrwałej presji człowieka na rzekę w minionym okresie. Swobodne funkcjonowanie rzeki w obrębie wyznaczonego korytarza może znacząco poprawić szereg elementów hydromorfologicznej jakości rzeki, w tym

także tych najbardziej odbiegających od bardzo dobrego stanu, jak roślinność i rumosz drzewny w rzece czy użytkowanie obszaru zalewowego. Wymaga to jednak dłuższego czasu, zanim na przykład wcięta rzeka zdoła uformować nowe obszary zalewowe w niższych poziomach, a te obszary zalewowe zostaną porośnięte przez swobodnie kształtowane zbiorowiska roślinności nadrzecznej i zaczną dostarczać gruby rumosz drzewny do koryta. Bezpośrednim efektem wyznaczenia korytarza swobodnej migracji rzeki jest zapoczątkowanie niezaburzonego funkcjonowania rzeki w jego obrębie, ale spowodowana tym znacząca poprawa jej hydromorfologicznego stanu może się dokonać w czasie znacznie dłuższym od czasu trwania samego projektu rewitalizacyjnego.

Powyższe studium sfinansowano ze środków na naukę w latach 2010-2013 w ramach realizacji projektu badawczego nr N N305 097239.

Piśmiennictwo

- Baxter C.V., Hauer F.R., 2000: Geomorphology, hyporheic exchange, and selection of spawning habitat by bull trout (*Salvelinus confluentus*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **57**, 1470-1481.
- Boon P.J., Holmes N.T.H., Raven P.J., 2010: Developing standard approaches for recording and assessing river hydromorphology: the role of the European Committee for Standardization (CEN). *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, **20**, 55-61.
- Bravard J.P., Petts G.E., 1996: Human impacts on fluvial hydrosystems. [w:] G.E. Petts, C. Amoros (red.), *Fluvial Hydrosystems*. Chapman and Hall, London, 242-262.
- Brierley G.J., Fryirs K., 2005: *Geomorphology and River Management: Applications of the River Styles Framework*. Blackwell, Oxford.
- Brunke M., Gonser T., 1997: The ecological significance of exchange processes between rivers and groundwater. *Freshwater Biology*, **37**, 1-33.
- CEN, 2008: *Jakość wody – Wytyczne do oceny hydromorfologicznych cech rzek*. PN-EN 14614.
- CEN, 2010: *Water quality – Guidance standard on determining the degree of modification of river hydromorphology*. EN 15843.
- Czerniawska-Kusza I., Szoszkiewicz K., 2007: *Biologiczna i hydromorfologiczna ocena wód płynących na przykładzie rzeki Mała Panew*. Katedra Ochrony Powierzchni Ziemi, Uniwersytet Opolski, Opole.
- Dufour S., Piégay H., 2009: From the myth of a lost paradise to targeted river restoration: forget natural references and focus on human benefits. *River Research and Applications*, **25**, 568-581.
- Elosegi A., Sabater S., 2013: Effects of hydromorphological impacts on river ecosystem functioning: a review and suggestions for assessing ecological impacts. *Hydrobiologia*, **712**, 129-143.
- Elosegi A., Díez J., Mutz M., 2010: Effects of hydromorphological integrity on biodiversity and functioning of river ecosystems. *Hydrobiologia*, **657**, 199-215.
- EPA, 2001: *Parameters of Water Quality. Interpretation and Standards*. Environmental Protection Agency, Wexford.
- Habersack H., Piégay H., 2008: River restoration in the Alps and their surroundings: past experience and future challenges. [w:] H. Habersack, H. Piégay, M. Rinaldi (red.), *Gravel-Bed Rivers VI – From Process Understanding to River Restoration*. Elsevier, Amsterdam, 703-737.
- Hooke J.M., 1986: The significance of mid-channel bars in an active meandering river. *Sedimentology*, **33**, 839-850.

- Ilnicki P., Górecki K., Grzybowski M., Krzemińska A., Lewandowski P., Sojka M., 2010a: Principles of hydromorphological surveys of Polish rivers. *Journal of Water and Land Development*, **14**, 3-13.
- Ilnicki P., Górecki K., Grzybowski M., Krzemińska A., Lewandowski P., Sojka M., 2010b: Ecological quality classes of river hydromorphology. *Journal of Water and Land Development*, **14**, 15-27.
- Ilnicki P., Górecki K., Grzybowski M., Krzemińska A., Lewandowski P., Sojka M., 2011: Badania hydromorfologii cieków nizinnych za pomocą metody MHR. *Woda–Środowisko–Obszary Wiejskie*, **11**, 97-112.
- Kaczka R.J., Wyźga B., Zawiejska J., 2008: Tree ring study of the island formation and riparian forest along a gravel-bed river in the Polish Carpathians. [w:] D. Elferts, G. Brumelis, H. Gartner, G. Helle, G. Schleser (red.), *Tree Rings in Archaeology, Climatology and Ecology 6. Proceedings of the Dendrosymposium 2007, 3-6 May 2007, Riga, Latvia*. Association for Tree Ring Research, Potsdam, 106-110.
- Komisja Europejska, 2000: Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. *Official Journal of the European Communities*, **L324(43)**, 1-72.
- Kondolf G.M., Piégay H., Landon N., 2002: Channel response to increased and decreased bedload supply from land use change: contrasts between two catchments. *Geomorphology*, **45**, 35-51.
- Kondolf G.M., Boulton A.J., O'Daniel S., Poole G.C., Rahel F.J., Stanley E.H., Wohl E., Bång A., Carlstrom J., Cristoni C., Huber H., Koljonen S., Louhi P., Nakamura K., 2006: Process-based ecological river restoration: Visualizing three-dimensional connectivity and dynamic vectors to recover lost linkages. *Ecology and Society*, **11**, 5.
- Kozak J., Estreguil C., Troll M., 2007: Forest cover changes in the northern Carpathians in the 20th century: a slow transition. *Journal of Land Use Science*, **2**, 127-146.
- Lach J., Wyźga B., 2002: Channel incision and flow increase of the upper Wisłoka River, southern Poland, subsequent to the reafforestation of its catchment. *Earth Surface Processes and Landforms*, **27**, 445-462.
- Langhammer J., 2007: *HEM Hydroekologicky monitoring. Metodika pro monitoring hydromorfologických ukazatelů ekologické kvality vodních toků*. PpF UK, Praha.
- LAWA, 2000. *Gewässerstrukturgütebewertung in der Bundesrepublik Deutschland, Verfahren für kleine und mittelgroße Fließgewässer*. Landerarbeitsgemeinschaft Wasser, Schwerin.
- Lewandowski P., 2012: Polish investigations on river hydromorphology. *Polish Journal of Environmental Studies*, **21**, 957-965.
- Liébault F., Gomez B., Page M., Marden M., Peacock D., Richard D., Trotter C. M., 2005: Land-use change, sediment production and channel response in upland regions. *River Research and Applications*, **21**, 739-756.
- Meybeck M., 2003: Global analysis of river systems: from Earth system controls to Anthropocene syndromes. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London*, **B 1379**, 1-21.
- Mikuś P., Wyźga B., Kaczka R. J., Walusiak E., Zawiejska J., 2013: Islands in a European mountain river: Linkages with large wood deposition, flood flows and plant diversity. *Geomorphology*, **202**, 115-127.
- Muhar S., Jungwirth M., 1998: Habitat integrity of running waters – assessment criteria and their biological relevance. *Hydrobiologia*, **386**, 195-202.
- Ollero A., Ibisate A., Gonsalo L. E., Acin V., Ballarin D., Diaz E., Domenech S., Gimeno M., Granado D., Horacio J., Mora D., Sanchez M., 2011: The IHG index for hydromorphological quality assessment of rivers and streams: updated version. *Limnetica*, **30**, 255-261.
- Raven P.J., Fox P., Everard M., Holmes N.T.H., Dawson F.H., 1997: River Habitat Survey: a new system for classifying rivers according to their habitat quality. [w:] P.J. Boon, D.L. Howell (red.), *Freshwater Quality: Defining the Indefinable?* The Stationery Office, Edinburgh, 215-234.

- Raven P.J., Holmes N.T.H., Charrier P., Dawson F.H., Naura M., Boon P.J., 2002: Towards a harmonized approach for hydromorphological assessment of rivers in Europe: a qualitative comparison of three survey methods. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, **12**, 405-424.
- Rinaldi M., Wyżga B., Surian N., 2005: Sediment mining in alluvial channels: physical effects and management perspectives. *River Research and Applications*, **21**, 805-828.
- Rinaldi M., Belletti B., Van de Bund W., Bertoldi W., Gurnell A., Buijse T., Mosselman E., 2013a: *Review on hydromorphological methods*. Report of FP7 REFORM Project.
- Rinaldi M., Surian N., Comiti F., Bussettini M., 2013b: A method for the assessment and analysis of the hydromorphological condition of Italian streams: the Morphological Quality Index (MQI). *Geomorphology*, **180**, 96-108.
- Rinaldi M., Wyżga B., Dufour S., Bertoldi W., Gurnell A., 2013c: River processes and implications for fluvial ecogeomorphology: a European perspective. [w:] J. Shroder, D.R. Butler, C.R. Hupp (red.), *Treatise on Geomorphology. Vol. 12. Ecogeomorphology*. Academic Press, San Diego, 37-52.
- Scheifhacken N., Haase U., Gram-Radu L., Kozovyi R., Berendonk T.U., 2012: How to assess hydromorphology? A comparison of Ukrainian and German approaches. *Environmental Earth Sciences*, **65**, 1483-1499.
- Surian N., Rinaldi M., 2004: Channel adjustments in response to human alterations of sediment fluxes: examples from Italian rivers. [w:] V. Golosov, V. Belyaev, D.E. Walling (red.), *Sediment Transfer through the Fluvial System*, International Association of Hydrological Sciences Publication, **288**, 276-282.
- Szoszkiewicz K., Gebler D., 2011: Ocena warunków hydromorfologicznych rzek w Polsce metodą River Habitat Survey. *Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych*, **47**, 70-81.
- Szoszkiewicz K., Buffagni A., Davy-Bowker J., Lesny J., Chojnicki B.H., Zbierska J., Staniszewski R., Zgola T., 2006: Occurrence and variability of River Habitat Survey features across Europe and the consequences for data collection and evaluation. *Hydrobiologia*, **566**, 267-280.
- Szoszkiewicz K., Zgola T., Jusik S., Hryc-Jusik B., Raven P., Dawson F.H., 2007: *Ocena hydromorfologiczna wód płynących. Podręcznik do badań terenowych według metody River Habitat Survey*. Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań.
- Tłalka A., 1976: Stosunki wodne dorzecza Białej Dunajcowej. *Studia Ośrodka Dokumentacji Fizjograficznej PAN*, **5**, 95-117.
- Tockner K., Ward J.V., Arscott D.B., Edwards P.J., Kollmann J., Gurnell A.M., Petts G.E., Maiolini B., 2003: The Tagliamento River: a model ecosystem of European importance. *Aquatic Sciences*, **65**, 239-253.
- Valette L., Chandresris A., Malavoi J.R., Suchon Y., Willet B., 2010: *Protocole AURAH-CE Audit Rapide de l'Hydromorphologie des Cours d'Eau. Methode de recueil d'informations complementaires a SYRAH-CE sur le terrain, Pole hydroecologie des cours d'eau*. Onema/Cemagref.
- Vaughan I.P., Diamond M., Gurnell A.M., Hall K.A., Jenkins A., Milner N.J., Naylor L.A., Sear D.A., Woodward G., Ormerod S.J., 2009: Integrating ecology with hydromorphology: a priority for river science and management. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, **19**, 113-125.
- Wood P.J., Armitage P.D., 1997: Biological effects of fine sediment in the lotic environment. *Environmental Management*, **21**, 203-217.
- Warcholik W., 2002: Procesy korytowe jako wskaźnik tempa antropopresji w zachodniej części Beskidu Niskiego. [w:] P. Szwarczewski, E. Smolska (red.), *Zapis działalności człowieka w środowisku przyrodniczym*. Uniwersytet Warszawski, Warszawa, 145-150.
- Wyżga B., 1997: Methods for studying the response of flood flows to channel change. *Journal of Hydrology*, **198**, 271-288.

- Wyźga B., 2001: A geomorphologist's criticism of the engineering approach to channelization of gravel-bed rivers: Case study of the Raba River, Polish Carpathians. *Environmental Management*, **28**, 341-358.
- Wyźga B., 2007: *Gruby rumoszcz drzewny: depozycja w rzece górskiej, postrzeganie i wykorzystanie do rewitalizacji cieków górskich*. Instytut Ochrony Przyrody PAN, Kraków.
- Wyźga B., 2008: A review on channel incision in the Polish Carpathian rivers during the 20th century. [w:] H. Habersack, H. Piégay, M. Rinaldi (red.), *Gravel-Bed Rivers VI – From Process Understanding to River Restoration*. Elsevier, Amsterdam, 525-555.
- Wyźga B., Zawiejska J., 2010: Large wood storage in channelized and unmanaged sections of the Czarny Dunajec River, Polish Carpathians: Implications for the restoration of mountain rivers. *Folia Geographica, Series Geographica-Physica*, **41**, 5-34.
- Wyźga B., Zawiejska J., 2012: Hydromorphological quality as a key element of the ecological status of Polish Carpathian rivers. *Georeview*, **21**, 56-67.
- Wyźga B., Bojarski A., Jeleński J., Zalewski J., 2008: Zagrożenia dla zrównoważonego stanu środowiska cieków karpacczych i proponowane działania zaradcze. [w:] Wyźga B. (red.), *Stan środowiska rzek południowej Polski i możliwości jego poprawy – wybrane aspekty*. Instytut Ochrony Przyrody PAN, Kraków, 121-133.
- Wyźga B., Amirowicz A., Radecki-Pawlik A., Zawiejska J., 2009: Hydromorphological conditions, potential fish habitats, and the fish community in a mountain river subjected to variable human impacts, the Czarny Dunajec, Polish Carpathians. *River Research and Applications*, **25**, 517-536.
- Wyźga B., Hajdukiewicz H., Radecki-Pawlik A., Zawiejska J., 2010a: Eksploatacja osadów z koryt rzek górskich – skutki środowiskowe i procedury oceny. *Gospodarka Wodna*, **6**, 243-249.
- Wyźga B., Zawiejska J., Radecki-Pawlik A., Amirowicz A., 2010b: A method for the assessment of hydromorphological river quality and its application to the Czarny Dunajec, Polish Carpathians. [w:] A. Radecki-Pawlik, J. Hernik (red.), *Cultural Landscapes of River Valleys*. Agricultural University in Kraków, Kraków, 145-164.
- Wyźga B., Oglęcki P., Radecki-Pawlik A., Zawiejska J., 2011: Diversity of macroinvertebrate communities as a reflection of habitat heterogeneity in a mountain river subjected to variable human impacts. [w:] A. Simon, S.J. Bennett, J.M. Castro (red.), *Stream Restoration in Dynamic Fluvial Systems: Scientific Approaches, Analyses and Tools*. American Geophysical Union, Washington, 189-207.
- Wyźga B., Zawiejska J., Radecki-Pawlik A., Hajdukiewicz H., 2012: Environmental change, hydromorphological reference conditions and the restoration of Polish Carpathian rivers. *Earth Surface Processes and Landforms*, **37**, 1213-1226.
- Wyźga B., Oglęcki P., Hajdukiewicz H., Zawiejska J., Radecki-Pawlik A., Skalski T., Mikuś, P., 2013a: Interpretation of the invertebrate-based BMWP-PL index in a gravel-bed river: insight from the Polish Carpathians. *Hydrobiologia*, **712**, 71-88.
- Wyźga B., Zawiejska J., Radecki-Pawlik A., Hajdukiewicz H., 2013b: Ustalanie hydromorfologicznych warunków referencyjnych dla rewitalizacji rzek w kontekście zmian środowiskowych w zlewniach. [w:] Wyźga B. (red.), *Stan środowiska rzek południowej Polski – znaczenie środowiskowe, degradacja i możliwości rewitalizacji rzek wielonurtowych*. Instytut Ochrony Przyrody PAN, Kraków, 59-86.
- Zawiejska J., Wyźga B., 2010: Twentieth-century channel change on the Dunajec River, southern Poland: patterns, causes and controls. *Geomorphology*, **117**, 234-246.

Assessment of river hydromorphological quality for restoration purposes: an example of the Biała River

Summary

Severe deterioration of hydromorphological conditions in many Polish Carpathian rivers requires restoration activities to re-establish their good ecological status. This paper presents European Standards regarding hydromorphological assessment of rivers, reviews methods used in Poland for the evaluation of river hydromorphological status and discusses their applicability for river restoration purposes. RHQ assessment methodology developed by the authors is presented with an example of hydromorphological assessment performed as basis for the implementation of a restoration project aimed to establish an erodible corridor on the Biała River, Polish Carpathians. The results of the assessment revealed significant differences in hydromorphological quality between unmanaged and channelized river cross-sections and indicated those hydromorphological features of the river that were severely modified within the channelized reaches. The accuracy of the hydromorphological assessment of the Biała River was confirmed by the results of a survey of benthic macroinvertebrates that indentified hydromorphological degradation as a major cause for the deterioration of the river's ecological status within the channelized reaches. The necessity to relate current hydromorphological status of a river to its pre-defined reference state is emphasized and the most useful way of defining reference conditions is indicated. Finally, the paper presents requirements which need to be fulfilled if the methodology for assessment of river hydromorphological status is to be effectively used for river restoration purposes.

Hanna Hajdukiewicz, Bartłomiej Wyżga, Antoni Amirowicz – Instytut Ochrony Przyrody PAN,
al. Mickiewicza 33, 31-120 Kraków,

hanahaj@gmail.com; wyzga@iop.krakow.pl; amirowicz@iop.krakow.pl;

Joanna Zawiejska – Instytut Geografii, Uniwersytet Pedagogiczny w Krakowie, ul. Podchorążych 2,
30-084 Kraków, zawiejska.joanna@gmail.com

Paweł Ogłęcki – Wydział Inżynierii i Kształtowania Środowiska, Szkoła Główna Gospodarstwa
Wiejskiego, ul. Nowoursynowska 159, 02-776 Warszawa, oglecki@poczta.onet.pl

Artur Radecki-Pawlik – Katedra Inżynierii Wodnej i Geotechniki, Uniwersytet Rolniczy
w Krakowie, al. Mickiewicza 24/28, 30-059 Kraków, rmradecki@cyf-kr.edu.pl