

PORÓWNANIE METOD DO WYZNACZANIA PRZEPŁYWU ŚRODOWISKOWEGO NA PRZYKŁADZIE ZLEWNI GÓRSKIEJ

Dariusz Młyński¹, Andrzej Wałęga¹, Katarzyna Wachulec¹

¹ Katedra Inżynierii Sanitarnej i Gospodarki Wodnej, Wydział Inżynierii Środowiska i Geodezji, Uniwersytet Rolniczy w Krakowie, Al. Mickiewicza 21, 31–120 Kraków, e-mail: dariusz.mlynski@gmail.com; a.walega@ur.krakow.pl; k.wachulec@op.pl

STRESZCZENIE

W pracy wyznaczono wartości przepływów środowiskowych za pomocą metod: Tennanta, Tessmana i metodą bazującą na krzywych sum czasów trwania przepływów wraz z wyższymi oraz przepływ nienaruszalny za pomocą parametrycznej metody Kostrzewy. Obliczenia przeprowadzono dla zlewni potoku Młyniska (przekrój Zakopane), która jest położona w dorzeczu górnego Dunajca. Dane do obliczeń, w postaci serii obserwacyjnej przepływów dobowych z wielolecia 2000–2014, pozyskano z Instytutu Meteorologii i Gospodarki Wodnej PIB w Warszawie. Dane poddano weryfikacji pod kątem jednorodności i niezależności, przy wykorzystaniu testu Manna-Kendalla-Sneyersa. Obliczenia wykazały różnice pomiędzy wartościami przepływów nienaruszalnych i środowiskowych a także pozwoliły na stwierdzenie, że wyznaczone przepływy środowiskowe znajdowały się powyżej poziomu wyznaczonego przez przepływ najniższy w wieloleciu. Ponadto stwierdzono, że zasoby dyspozycyjne wód cieku Młyniska, przy różnych metodach do wyznaczania przepływu nienaruszalnego i środowiskowego nie różnią się istotnie.

Słowa kluczowe: przepływ środowiskowy, przepływ nienaruszalny, zasoby dyspozycyjne.

COMPARISON OF METHODS FOR DETERMINING ENVIRONMENTAL FLOW IN SELECTED MOUNTAIN BASINS

ABSTRACT

The paper describes the way of determining environmental flows, based on the use of Tennant and Tessman methods, a method based on flow duration curves, as well as instream flows using the methods of Kostrzewa. Calculations were conducted for the catchment of Młyniska River (cross-section Zakopane), which is located in upper Dunajec basin. Input data, obtained from the Institute of Meteorology and Water Management, National Research Institute in Warsaw included observation series of daily flows for the years 2000–2014. The data were evaluated in terms of homogeneity and independence, using the Mann-Kendall-Sneyers. The calculations have shown differences between values of instream flow and environmental flow and also allowed us to conclude that the computed environmental flows were above the level determined by the absolutely low flow. Also conducted that disposable resources of water by Młyniska river, limited by instream flow and environmental flow do not differ significantly.

Keywords: environmental flow, instream flow, disposable resources.

WSTĘP

Polska jest krajem położonym w centralnej części kontynentu europejskiego, który znajduje się w strefie zasięgu oddziaływania klimatu oceanicznego i kontynentalnego. Zarówno położenie geograficzne jak i warunki klimatyczne wpływają na kształtowanie zasobów wodnych. Ich wielkość określa się na poziomie ok. $1600 \text{ m}^3 \cdot \text{M}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$,

co pod tym kątem plasuje nasz kraj na jednym z ostatnich w Europie [Kuczyński i Żuchowicki 2010]. Regionalny rozkład zasobów wodnych Polski jest zróżnicowany. Wynika to z dużej różnorodności czynników biotycznych i abiotycznych środowiska przyrodniczego, wpływających na procesy obiegu wody w przyrodzie. Ponadto lokalne zróżnicowanie elementów bilansu wodnego: opadów atmosferycznych, parowania oraz

odpływu są konsekwencją odmienności klimatu, charakterystyk pokrycia terenowego, budowy geologicznej oraz rodzaju występujących gleb. Zatem kształtowanie się zasobów wodnych zlewni górskich będzie inne jak w przypadku zlewni nizinnych [Fatygą i Kaczmarczyk 1998; Gutry-Korycka i in. 2014].

Zgodnie z zasadą zrównoważonego rozwoju, gospodarowanie wodami musi być prowadzone w taki sposób aby zaspokoić potrzeby człowieka i gospodarki, przy jednoczesnej ochronie ilościowej i jakościowej środowiska wodnego oraz obszarów od wód zależnych [Ramowa...2001]. Oznacza to, że pobór wody nie może być prowadzony powyżej pewnej granicy przepływu, który spowoduje nieodwracalne zmiany stanu ekologicznego, odzwierciedlające się m. in. w zmniejszeniu bioróżnorodności gatunkowej środowiska wodnego [Epler i Książek 2011]. Zatem zasoby dyspozycyjne (Q_d) – ilość wody do pobrania na zaspokojenie potrzeb człowieka i gospodarki – oblicza się jako różnicę pomiędzy przepływem obserwowanym (Q) a tzw. przepływem nienaruszalnym (Q_n), który definiuje się jako ilość wody wyrażona w $m^3 \cdot s^{-1}$ która powinna być utrzymywana jako minimum w danym przekroju poprzecznym rzeki ze względów biologicznych i społecznych [Kostrzewa 1977, Mioduszeński i in. 2011].

Podstawowym problemem związanym z Q_n jest to, że odnosi się do objętości przepływu tylko w korycie ciek, natomiast pomijane są potrzeby ekosystemów od wód zależnych – obszarów wodno-błotnistych. Stanowią one ważną część sieci hydrograficznej, a także istotnie wpływających na procesy obiegu wody danego obszaru [Fabijański 2003, Pullin 2005]. Przepływem zapewniającym zaspokojenie potrzeb wodnych zarówno ekosystemów wodnych jak i od wód zależnych jest tzw. przepływ środowiskowy (ang. environmental flow – *EF*). *EF* definiuje się jako część naturalnych przepływów która powinna zostać pozostawiona w cieku oraz na terenach zalewowych w celu utrzymania wysokich walorów ekosystemów wodnych i od wody zależnych, przy równoczesnym uwzględnieniu wymogów ochrony środowiska [Tharme 2003].

Obecnie na świecie wykorzystywane jest ponad 200 metod do wyznaczania *EF*. Według King i in. [2003], Davis & Hirji [2003] oraz Gupta [2008] metody do określania *EF* można podzielić na następujące grupy: hydrologiczne, hydrauliczne, symulacji habitatu oraz holistyczne. Ze względu na swoją prostotę oraz łatwość w użyciu

najczęściej do obliczania *EF* wykorzystywane są metody hydrologiczne, gdzie jego wielkość uzależniona jest od danego przepływu charakterystycznego [Korsgraad 2006].

Mając na uwadze brak szerszego rozeznania zjawiska *EF* na obszarze Polski, a także implementację zapisów RDW w sprawie zrównoważonego zarządzania zasobami wodnymi (zaspokojenie potrzeb wodnych człowieka, gospodarki, ekosystemów wodnych i od wód zależnych) za cel pracy postawiono porównanie metod do wyznaczenia *EF* w wybranej zlewni górskiej. Dodatkowo zostanie przeprowadzona analiza kształtowania się zasobów wodnych przy ich różnych ograniczeniach przez *EF*.

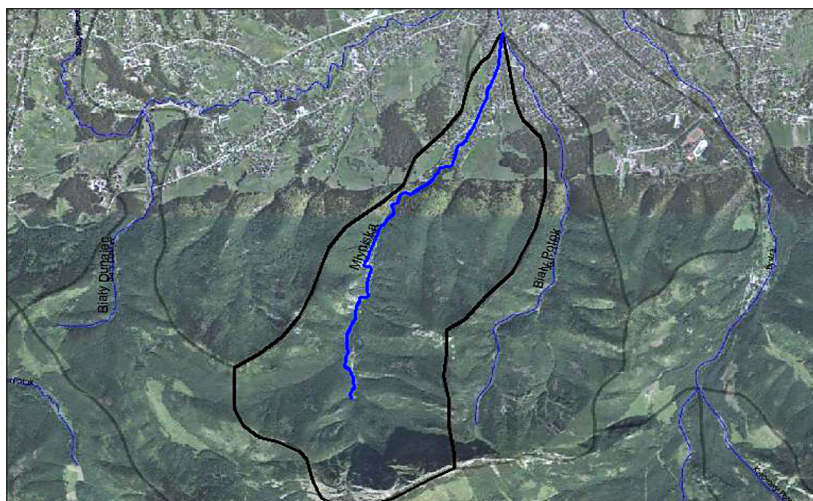
METODYKA BADAŃ

Analizę porównawczą metod do wyznaczania *EF* dokonano na przykładzie zlewni potoku Młyniska w przekroju Zakopane ($A = 3,62 \text{ km}^2$) (rys. 1). Dokonując doboru zlewni kierowano się założeniem, że *EF* wyznacza się dla cieków charakteryzujących się naturalnym reżimem przepływów, bez wyraźnego wpływu antropopresji [Grela i Stochliński 2005].

Wartości *EF* wyznaczono na podstawie przepływów dobowych (Q_d) z wielolecia 2000–2014. Dane, w postaci serii obserwacyjnej Q_d pozyskano z Instytutu Meteorologii i Gospodarki Wodnej PIB w Warszawie. Dokonano ich weryfikacji pod kątem statystycznej jednorodności i niezależności testem Manna-Kendalla-Sneyersa (MKS) [Kendall i Stuart 1968; Sneyers 1977; Sneyers i in. 1998]. Analizę przeprowadzono dla próby losowej określonej przez zbór przepływów średnich rocznych (SQ) z wielolecia 2000–2014.

Do wyznaczenia *EF* zastosowano metody należące do grupy hydrologicznej. Posłużono się metodami: Tennanta, Tessmana oraz metodą bazującą na krzywej sum czasów trwania przepływów wraz z wyższymi.

Metoda Tennanta należy do najczęściej stosowanych technik do wyznaczania *EF* spośród grupy hydrologicznej. Wartość *EF* uzależnia się od wielkości przepływu średniego z wielolecia (SSQ), okresu roku (zimowy lub letni) oraz od postulowanych warunków wodno-siedliskowych ekosystemów wodnych i od wód zależnych dla jakich wyznacza się *EF*. Metoda ta stosowana jest w wielu



Rys. 1. Zlewnia potoku Młyniska
Fig. 1. Catchment of Młyniska river

krajach świata, w formie podstawowej bądź w różnych jej modyfikacjach [Li i Kang 2014]. W niniejszej pracy do wyznaczenia EF posłużoną się podstawową formą metody Tennanta (tab. 1).

Dla potoku Młyniska EF metodą Tennanta wyznaczono dla dobrych warunków wodno-siedliskowych, kierując się założeniami Ramowej Dyrektywy Wodnej dotyczących zrównoważonych warunków wykorzystania zasobów wodnych.

Modyfikacją metody Tennanta jest metoda Tessmana, w której rok dzieli się na miesięczne okresy. Wielkości EF , w każdym miesiącu, uzależnione są od wartości SSQ oraz przepływów średnich miesięcznych (SSQ_m) (tab. 2).

Określenia wartości EF dokonuje się także na podstawie analizy krzywej sum czasów trwania przepływów wraz z wyższymi, przyjmując zazwyczaj 90 lub 95% poziom odcięcia. [Ozdemir i in. 2007]. W niniejszej pracy EF przyjęto jako przepływ trwający 90% czasu rozpatrywanego wielolecia.

Dodatkowo w pracy wyznaczono wartości Q_n za pomocą metody: Kostrzewy – hydrobiologiczną parametryczną uproszczoną ($Q_{nh(m.par.)}$). Wybór tej metody nie był przypadkowy – jest ona rekomendowana przez Regionalny Zarząd Gospodarki Wodnej w Krakowie do określania Q_n w dorzeczu górnej Wisły [Rozporządzenie...2014]. Metoda ta należy do jednych z najczęściej używanych ze względu na brak konieczności posiadania często trudnych do zdobycia danych wejściowych oraz na możliwość zastosowania jej w zlewniach niekontrolowanych [Operacz 2015]. Wartości Q_n szacowane są wg następującej zależności [Kostrzewa 1977]:

$$Q_{nh(m.par.)} = k \cdot SNQ \quad (1)$$

gdzie: $Q_{nh(m.par.)}$ – przepływ nienaruszalny wyznaczony metodą Kostrzewy [$m^3 \cdot s^{-1}$];
 k – parametr zależny od typu hydrologicznego rzeki i w odniesieniu do wszystkich typów rzek odwrotnie proporcjonalny do powierzchni zlewni, przyjmuje wartości z

Tabela 1. Wartości rekomendowanego przepływu środowiskowego w odniesieniu do SSQ wg Tennanta [Tennant 1976]
Table 1. Recommended values of environmental flow in relation to MAF by Tennant [Tennant 1976]

Warunki wodno-siedliskowe dla przepływu	Zalecany przepływ (% SSQ) [$m^3 \cdot s^{-1}$]	Zalecany przepływ (% SSQ) [$m^3 \cdot s^{-1}$]
	październik – marzec	kwiecień – wrzesień
Wezbranie albo maksimum	200%	200%
Optimum	60 – 100%	60 – 100%
Znakomity	40%	60%
Wspaniały	30%	50%
Dobry	20%	40%
Znośny	10%	30%
Minimum	10%	10%
Poważne uszkodzenie	<10%	<10%

Tabela 2. Wartości rekomendowanych przepływów środowiskowych wg Tessmana [Tessman 1980]**Table 2.** Recommended values of environmental Tessman [Tessman 1980]

Kategoria	Rekomendowany minimalny miesięczny przepływ [$\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$]
$\text{SSQ}_{\text{mc}} < 0,4\text{SSQ}$	SSQ_{mc}
$\text{SSQ}_{\text{mc}} > 0,4\text{SSQ}$ i $0,4\text{SSQ}_{\text{mc}} < 0,4\text{SSQ}$	$0,4\text{SSQ}$
$0,4\text{SSQ}_{\text{mc}} > 0,4\text{SSQ}$	$0,4\text{SSQ}_{\text{mc}}$

przedziałów: 0,50–1,00 dla rzek nizinnych, 0,50–1,27 dla rzek przejściowych i pogórskich oraz 0,50–1,52 dla rzek górskich;
 SNQ – przepływ średni niski z wielolecia [$\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$].

Dodatkowo w pracy określono kształtowanie się średnich zasobów wodnych, przy ograniczeniach wynikających z konieczności utrzymania przepływu nienaruszalnego, wyznaczonego metodą Kostrzewy oraz przepływów środowiskowych określonych metodami: Tennanta, Tessmana oraz jako $Q_{90\%}$. Za pomocą testu Kruskala-Wallisa [Mitosek 2009], dla $\alpha = 0,05$ oraz $k = 4$ określono istotność różnic między wielkością Q_d przy różnych metodach do wyznaczania Q_n oraz EF .

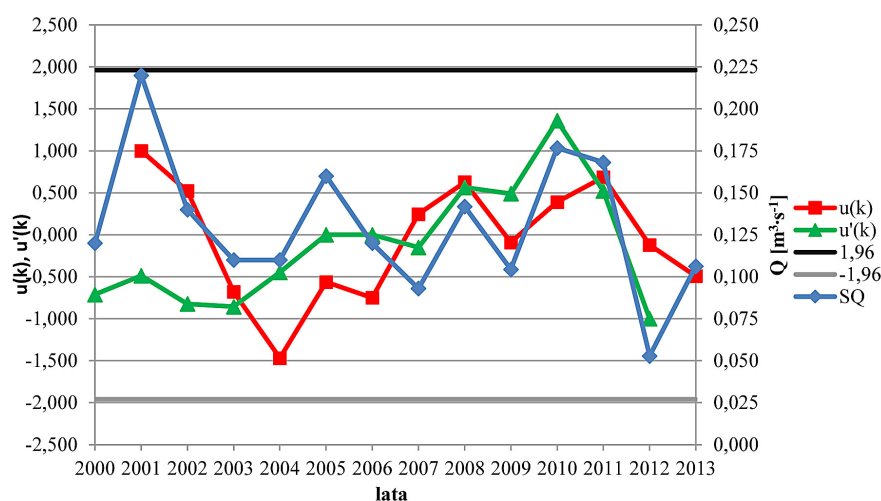
WYNIKI BADAŃ

Na podstawie serii obserwacyjnej Q_d z wielolecia 2000–2013 wyznaczono ciąg SQ , stanowiący podstawę analizy jednorodności i niezależności danych testem MKS, dla poziomu istotności $\alpha = 0,05$. Wyniki test MKS przedstawiono na rysunku 2.

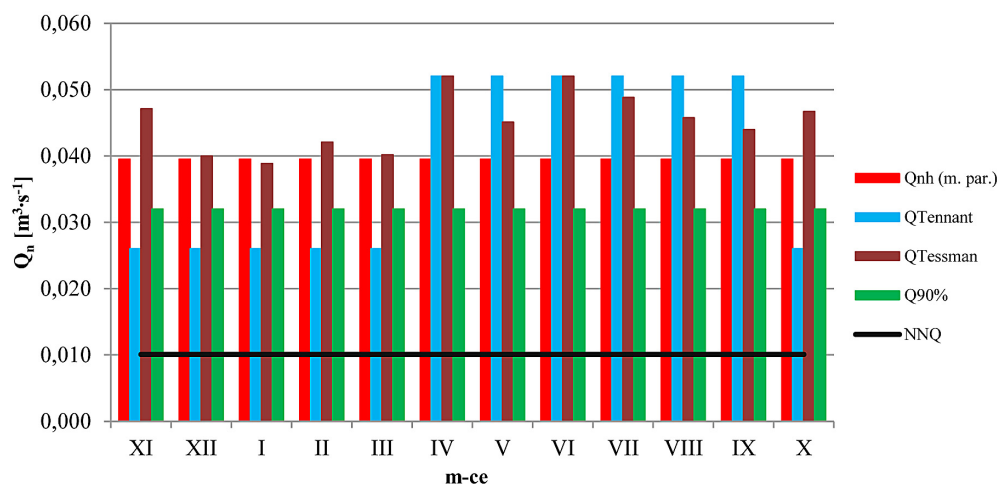
Na podstawie przeprowadzonej analizy jednorodności i niezależności danych stwierdzono, że wartości statystyki $u(k)$ oraz statystyki o odwróconej serii czasowej $u'(k)$ przyjmują wartości z przedziału $\pm 1,96$. Zatem nie ma podstaw do odrzucenia hipotezy o jednorodności oraz niezależności danych w postaci serii SQ .

Do określenia wartości Q_n posłużono się metodą Kostrzewy. EF wyznaczono przy zastosowaniu metod hydrologicznych: Tennanta, Tessmana oraz za pomocą metody bazującej na krzywej czasu trwania przepływów wraz z wyższymi, gdzie EF przyjęto dla poziomu odcięcia 90%. Wyniki obliczeń zestawiono na rysunku 3.

Metoda Kostrzewy pozwala na wyznaczenie jednej wartości Q_n , obowiązującej w całym rozpatrywanym okresie. Dla wielolecia 2000–2014 Q_n wynosił $0,040 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ i był czterokrotnie wyższy od przepływu najniższego w wieloleciu (NNQ). W przypadku metody Tennanta wyznaczono dwie wartości EF – dla okresów październik–marzec oraz kwiecień–wrzesień. W miesiącach październik–marzec EF znajdował się na poziomie $0,026 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ i był ponad dwa i pół razy wyższy od NNQ oraz niższy od Q_n wyznaczonego metodą Kostrzewy o $0,014 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Wartość EF w okresie kwiecień–wrzesień to $0,052 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, i była to wartość ponad pięciokrotnie wyższa od NNQ oraz wyższa od Q_n wyznaczonego metodą Kostrzewy o $0,012 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. W przypadku metody Tessmana określono EF dla każdego z dwunastu jednomiesięcznych okresów na które został podzielony rok hydrologiczny. Średnia wartość EF , wyznaczonego omawianą metodą, to $0,045 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Najniższy EF zaobserwowano w styczniu – $0,039 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$.



Rys. 2. Wyniki testu MKS z 95% przedziałem akceptacji dla przepływów średnich w zlewni Młyniska
Fig. 2. MKS test results with a 95% acceptance interval for average flows in the catchments Młyniska



Rys. 3. Zestawienie wartości Q_n i EF dla potoku Młyniska w przekroju Zakopane

Fig. 3. Comparison of the instream and environmental flows for the Młyniska catchment in cross-section Zakopane

natomiast najwyższy w czerwcu – $0,052 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. W całym rozpatrywanym okresie EF wyznaczony metodą Tessmana nie przyjął wartości niższych od NNQ . Jego średnia wartość jest zbliżona do wielkości Q_n określonego metodą Kostrzewy, różnica pomiędzy tymi wielkościami to tylko $0,005 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Należy jednak podkreślić, że w grudniu EF przyjmuje takie same wartości jak Q_n . Dodatkowo EF określono na podstawie krzywej czasu trwania przepływu wraz z wyższymi. Wartość EF określono dla poziomu odcięcia równego 90%. W rozpatrywanym wieloleciu $Q_{90\%}$, wynosi $0,032 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ i jest niższy od Q_n wyznaczonego metodą Kostrzewy, natomiast ponad trzykrotnie wyższy od NNQ .

Jednym z głównych problemów spotykanych w racjonalnym gospodarowaniu wody jest wyznaczenie takich wartości Q_n i EF powyżej których pobór wody będzie prowadzić do nieodwracalnych zmian środowiska. Należy pamiętać, że ustalenie Q_n czy EF na zbyt wysokim poziomie (bezpieczne ze względów środowiskowych) będzie powodować znaczne ograniczanie Q_d , co w konsekwencji może prowadzić do powstania bariery ograniczającej rozwój społeczny i gospodarczy danego regionu [Witowski i in. 2008]. Dlatego w niniejszej pracy postanowiono dodatkowo określić średnie wielkości Q_d w świetle ograniczonego poboru wody przez $Q_{n(m.par.)}$ oraz przepływy środowiskowe: Tennanta ($Q_{Tennant}$), Tessmana ($Q_{Tessman}$) oraz przyjętego jako $Q_{90\%}$. Wyniki obliczeń zestawiono w tabeli 3.

Przy wyznaczaniu wartości Q_d należy zwrócić uwagę na sytuację, czy zlewnia rzeki, dla której określone są takie zasoby, podlega obszarowej ochronie. Dlatego przy określaniu Q_n i EF

można przyjąć wyższe kryteria ich wyznaczania, w celu pełnego zabezpieczenia przedmiotu ochrony. Z wykonanych obliczeń wynika, że największy pobór wody gwarantuje ustalenie EF na poziomie $Q_{90\%}$. Najmniejszy, przy ograniczeniu poboru średnią wartością EF z metody Tessmana. Natomiast dla metody Kostrzewy oraz średniej wartości EF otrzymanej dla metody Tennanta Q_d kształtują się na tym samym poziomie. Dodatkowo określono statystyczną istotność różnic, testem Kruskala-Wallisa dla Q_d wyrażonych $Q_{n(m.par.)}$ oraz analizowanymi metodami do wyznaczania EF . Bazując na otrzymanych wynikach stwierdzono, że nie ma istotnych różnic pomiędzy wielkościami Q_d przy różnych metodach do wyznaczania Q_n oraz EF . Świadczy o tym wielkość uzyskanej statystyki $\chi^2 = 4,777$, która przyjmuje wartości niższe od χ^2_{kr} (7,815 dla $\alpha = 0,05$ oraz $k = 4$).

Przy wyznaczaniu wartości Q_n oraz EF należy pamiętać o tym, że przepływy te mają za zadanie stworzenie warunków abiotycznych koniecznych do zaspokojenia potrzeb wodnych organizmów żywych od wód zależnych. Wg rozporządzenia Regionalnego Zarządu Gospodarki Wodnej w Krakowie w sprawie warunków korzystania z wód regionu górnej Wisły zostaną one spełnione przy zachowaniu w cieku przepływu na poziomie $Q_{n(m.par.)}$. Dolne ograniczenie tego przepływu to NNQ . Ponieważ wszystkie określone wielkości EF , wyznaczone dla potoku Młyniska w przekroju Zakopane, przyjmują wartości wyższe od NNQ dlatego stwierdzono, że przepływ utrzymany na poziomie EF pozwoli na zaspokojenie potrzeb wodnych ekosystemu wodnego utworzonego przez potok Młyniska.

Tabela 3. Średnie zasoby dyspozycyjne dla potoku Młyniska w przekroju Zakopane, wyrażone $Q_{n(m.par.)}$, $Q_{Tennant}$, $Q_{Tessman}$ oraz $Q_{90\%}$

Table 3. Average disposable resources for a Młyniska river in Młyniska in cross-section Zakopane, determined by $Q_{n(m.par.)}$, $Q_{Tennant}$, $Q_{Tessman}$ and $Q_{90\%}$

Metoda	$Q_d [m^3 \cdot s^{-1}]$
$Q_{n(m.par.)}$	0,091
$Q_{Tennant}$	0,091
$Q_{Tessman}$	0,085
$Q_{90\%}$	0,098

PODSUMOWANIE

Na podstawie przeprowadzonej analizy porównawczej metod do wyznaczania wielkości przepływu środowiskowego, na przykładzie zlewni Młyniska w przekroju Zakopane, można przedstawić następujące wnioski:

1. Największą wartość przepływu środowiskowego uzyskano dla metody Tennanta, w okresie kwiecień–wrzesień. Natomiast najniższą – również przy wykorzystaniu metody Tennanta, w okresie październik–marzec. Rozbieżności te wynikają z konieczności zapewnienia większego przepływu środowiskowego w okresie letnim, ze względu na wymogi ekosystemów wodnych i od wód zależnych.
2. Najbardziej zbliżoną wartość przepływu środowiskowego do nienaruszalnego wyznaczonego metodą Kostrzewy, ma przepływ środowiskowy określony metodą Tessmana, dla grudnia, gdzie jego wartość jest równa przepływowi nienaruszalnemu.
3. Po uwzględnieniu przepływu nienaruszalnego oraz przepływów środowiskowych stwierdza się, że zasoby dyspozycyjne potoku Młyniska kształtują się na podobnym poziomie. Ponadto różnice pomiędzy zasobami dyspozycyjnymi, po uwzględnieniu przepływu nienaruszalnego oraz przepływów środowiskowych, nie są istotne. Świadczą o tym wyniki testu U Manna-Whitney'a, nie wykazujący statystycznej istotności różnic pomiędzy badanymi zasobami wodnymi.
4. Z przeprowadzonej analizy wynika, że istnieje możliwość zastosowania analizowanych metod do wyznaczania przepływu środowiskowego, dla zlewni potoku Młyniska oraz zlewni o podobnych charakterystykach. Świadczy

o tym brak istotnej różnicy pomiędzy wielkością Q_d przy różnych metodach do wyznaczania Q_n oraz EF oraz wielkości EF , przyjmujące wartości powyżej NNQ . Gwarantuje to zachowanie przepływu zaspokajającego potrzeby ekosystemu wodnego ciek Młyniska.

LITERATURA

1. Davis R., Hirji R. 2003. Water resources and environment: Rechnical Note C2, Working Paper, Work package 4 – Preserving Water Bodies Ecosystems. Report No. 26122.
2. Epler P., Książek L. (red.) 2011. Gospodarka rybaczka w aspekcie udrażniania cieków dorzecza Małej i Górnej Wisły. Polska Akademia Nauk, Kraków.
3. Fatyga J., Kaczmarczyk M., 1998. Kształtowanie się zasobów wodnych w górskich zlewniach rolniczych. Raport końcowy z realizacji tematu 2.4.2/4R z 1998 r. Wrocław: Zesp. Sudecki DOB.
4. Fabijański P. 2003. Parki narodowe. Podśiedlik-Raniowski i Spółka, Poznań.
5. Grela J., Stochliński T. 2005. Doświadczenia w zastosowaniu metody IFIM do obliczenia wielkości przepływu hydrobiologicznego na obszarze Karpat. Gospodarka Wodna nr 2, 52–53.
6. Gupta A.D. 2008: Implication of environmental flows in river basin management. Physics and Chemistry of the Earth, no 33, 298–303.
7. Gutry-Korycka M, Sadurski A, Kundzewicz Z. W., Pociask-Karteczka J., Skrzypczyk L. 2014. Zasoby wodne a ich wykorzystanie. Nauka, nr 1, 77–98.
8. Kendall, M.G., Stuart A. 1968. The Advanced Theory of Statistics, Volume 3 – Design and analysis, and time series, Second edition, Griffin, London.
9. King J., Brown C., Sabet H. 2003. A scenario-based holistic approach to environmental flow assessments for rivers. River Research and Applications, no 19, 619–639.
10. Korsgaard L. 2006. Environmental flows in integrated water resources management: linking flows, services and values. Ph.D. Thesis. Institute of Environment and Resources, Technical University of Denmark.
11. Kostrzewa H. 1977. Weryfikacja kryteriów i wielkości przepływu nienaruszalnego dla rzek Polski. Mat. Badawcze, seria: Gospodarka Wodna i Ochrona Wód. IMGW, Warszawa.
12. Kuczyński W., Żuchowicki W. 2010. Ocena aktualnej sytuacji w zaopatrzeniu w wodę w Polsce na tle sytuacji w świecie. Ochrona Środowiska, nr 12, 419–465.
13. Li C., Kang L. 2014. A New Modified Tennant Method with Spatial-Temporal Variability. Water Re-

- sources Management, no. 14, 4911–4926.
14. Mioduszewski W., Szymanek T., Kowalewski Z. 2011. Gospodarka Wodna jako dyscyplina naukowa w służbie rolnictwa. Woda-Środowiska-Obszary Wiejskie, nr 11, 179–202.
 15. Mitosek H.T. 2009. Metody statystyczne w hydrologii. Wyd. Uniwersytetu Humanistyczno-Przyrodniczego Jana Kochanowskiego, Kielce.
 16. Ozdemir A.D., Karaca O., Erkus M.K., 2007. Low Flow Calculation to Maintain Ecological Balance in Streams. [In:] International Congress on River Basin Management (Antalya, Turkey), 402–412.
 17. Pullin A. 2005. Biologiczne podstawy ochrony przyrody. Wydawnictwo naukowe PWN, Warszawa.
 18. Ramowa Dyrektywa Wodna (Dyrektywa 2000/60/WE Rady i Parlamentu Europejskiego z dn. 23 października 2000 r.)
 19. Rozporządzenie Nr 4/2014 Dyrektora Regionalnego Zarządu Gospodarki Wodnej w Krakowie z dnia 16 stycznia 2014 r. w sprawie warunków korzystania z wód regionu wodnego Górnej Wisły.
 20. Sneyers R. 1977. Sur l'analyse statistique des series d'observations. Note Technique, 143, OMM-No. 415, Geneve, 192.
 21. Sneyers R., Tuomenvirta H., Heino R. 1998. Observations of inhomogeneities and detection of climate change. The case of the Oulu (Finland) air temperature series. Geophysica, 34(3), 159–178.
 22. Tennant D.L. 1976. Instream flow regimens for fish, wildlife, recreation and related environmental resources. [In:] J.F. Orsborn and C.H. Allman, (Eds.) Proceedings of the symposium and specialty conference on instream flow needs. American Fisheries Society, Bethesda, 359–373.
 23. Tessman S.A. 1980 Environmental Assessment, Technical Appendix E. Environmental Use Sector Reconnaissance Elements of the Western Dakotas Region of South Dakota Study. Water Resources Research Institute, South Dakota State University, Brookings, SD.
 24. Tharme R.E. 2003. A Global Perspective on Environmental Flow Assessment: Emerging Trends in the Development and Application of Environmental Flow Methodologies for Rivers. River Research and Applications, 19, 397–441.
 25. Witowski K., Filipkowski A., Gromiec M.J. 2008. Obliczanie przepływu nienaruszalnego: poradnik. IMGW. Warszawa.



Opublikowanie pracy dofinansowano ze środków Wojewódzkiego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej w Lublinie.