

Monografie
Komitetu
Gospodarki
Wodnej
Polskiej
Akademii
Nauk

Urszula WIĘZIK
Beniamin WIĘZIK

**EKOLOGICZNE UWARUNKOWANIA
GOSPODARKI WODNEJ W ZLEWNIACH
RZEK I POTOKÓW GÓRSKICH**

WARSZAWA 2005

SPIS TREŚCI

1. Wstęp	4
1.1. Informacje ogólne	4
1.2. Cel pracy	6
2. Obszar i metodyka badań	7
2.1. Lokalizacja zlewni	7
2.2. Zakres i metodyka badań	8
2.2.1. Zakres i metodyka badań hydrologicznych	9
2.2.1.1. Metody przenoszenia informacji hydrologicznej	10
2.2.1.2. Analiza granulometryczna rumowiska rzecznoego	11
2.2.1.3. Obliczenie przepływów gwarantowanych w przekrojach charakterystycznych	11
2.2.2. Zakres i metodyka analizy fizykochemicznej i biologicznej jakości wody	12
2.2.3. Zakres i metodyka badań hydrobiologicznych	13
3. Charakterystyka hydrograficzna zlewni potoku Leśnianka	15
3.1. Charakterystyka hydrologiczna potoku Leśnianka	15
3.2. Wybór i lokalizacja przekrojów charakterystycznych na potoku Leśnianka	18
3.3. Budowa geologiczna zlewni	22
4. Obliczenie przepływów gwarantowanych potoku Leśnianka	24
4.1. Obliczenie przepływów w przekrojach charakterystycznych	24
4.2. Obliczenie aktualnych przepływów gwarantowanych	27
5. Jakość wody w potokach górskich	31
5.1. Analiza fizykochemiczna i bakteriologiczna wody	31
5.2. Wskaźnik zanieczyszczeń Burcharda	33
5.3. Sumaryczny indeks jakości wody Dojlidy	35
5.4. Hydrobiologiczne metody analizy jakości wody	38
6. Istniejące metody określenia przepływu nienaruszalnego	47
6.1. Metoda Kostrzewy	48
6.2. Metoda Narodowej Fundacji Ochrony Środowiska	49
6.3. Metoda ekologiczna Instytutu Meteorologii i Gospodarki Wodnej	50

7. Określenie przepływu nienaruszalnego w oparciu o kryterium hydrobiologiczne	58
7.1. Analiza różnorodności gatunkowej	61
7.1.1. Indeks różnorodności gatunkowej Shannona –Weavera	62
7.1.2. Charakterystyka podłoża	64
7.2. Zmienność rozkładu makrobezkręgowców przekroju poprzecznym koryta	66
7.3. Analiza zmienności wybranych taksonów w przekrojach badawczych	70
7.4. Obliczenie krzywych przepływu w przekrojach badawczych	76
7.5. Metodyka określenia przepływu nienaruszalnego według kryterium hydrobiologicznego w rzekach i potokach górskich	77
8. Przepływy dyspozycyjne potoku Leśnianka	79
9. Wpływ konstrukcje obiektów ujęcia wody na ekosystemy wodne	82
9.1. Ujęcie brzegowe	83
9.2. Ujęcie drenażowe – poddenne	83
9.3. Ujęcie progowe	86
10. Podsumowanie i wnioski	89
11. Literatura	91

Urszula Więzik
Beniamin Więzik

Instytut Ochrony i Inżynierii Środowiska
Akademia Techniczno-Humanistyczna
w Bielsku-Białej

EKOLOGICZNE UWARUNKOWANIA GOSPODARKI WODNEJ W ZLEWNIACH RZEK I POTOKÓW GÓRSKICH

1. WSTĘP

1.1. Informacje ogólne

Woda jest jednym z najważniejszych elementów środowiska przyrodniczego, warunkuje rozwój ekosystemów wodnych i lądowych.

Koryto rzeczne nie jest systemem bezwzględnie odosobnionym, nie można zatem traktować cieku jako odrębnego ekosystemu wydzielonego z obszaru zlewni (Croig, Kemper ed. 1985).

Zasilanie cieku przez wody opadowe oraz materię organiczną i nieorganiczną jest ściśle związane z procesami zachodzącymi na powierzchni zlewni. Ich dynamika uwarunkowana jest morfologią i budową geologiczną oraz pokryciem terenu i czynnikami antropogenicznymi (Allan 1998). W dowolnym przekroju rzeki mogą być wykorzystywane gospodarczo zasoby wodne stanowiące różnicę pomiędzy przepływem o określonej gwarancji czasowej, a przepływem nienaruszalnym.

Stosowane zasady określenia przepływu nienaruszalnego są kontrowersyjne, często opierają się na błędnych założeniach. Zwykle poniżej ujęć wody lub obiektów hydrotechnicznych jego wielkość ustala się decyzją administracyjną na podstawie wartości tego przepływu określonej w operacie wodnoprawnym.

Do najczęściej cytowanych (Kostrzewa 1980), rzadko jednak w praktyce stosowanych kryteriów określenia przepływu nienaruszalnego należą:

- a. kryterium hydrobiologiczne – gwarantujące zachowanie występujących gatunków flory i fauny w środowisku wodnym, określone jednak bez należytej analizy warunków hydrobiologicznych,
- b. kryterium ochrony środowiska, decydujące o równowadze stosunków wodnych w obrębie parków narodowych, krajobrazowych i rezerwatach przyrody.

Prezentowana monografia może przyczynić się do rozwiązania ważnego, a zarazem dyskusyjnego problemu określania przepływu, który powinien być pozostawiony w cieku najczęściej poniżej ujęcia, przerzutu wody czy obiektów piętrzących.

Ochrona biocenoz cieków powierzchniowych poprzez określenie przepływu nienaruszalnego jest podstawowym zadaniem związanym z gospodarczym wykorzystaniem zasobów wodnych w przekrojach istniejących i projektowanych ujęć wody.

Wielkość przepływu pozostawionego w cieku poniżej ujęcia wody powinna być uzależniona jedynie od przyjętego kryterium hydrobiologicznego, uwzględniającego warunki środowiskowe specyficzne dla każdego cieku.

Optymalne wykorzystanie zasobów wodnych w szczególności rzek i potoków górskich uwarunkowane jest znaczną zmiennością przepływów w ciągu roku i wiąże się bezpośrednio z ochroną ekosystemów wodnych w warunkach zrównoważonego rozwoju (Ward 1979). Nieodpowiednia jakość wód powierzchniowych, kosztowne technologie uzdatniania wody skłaniają potencjalnych użytkowników do budowy ujęć w przekrojach położonych wyżej, na źródłowych odcinkach potoków, często bez właściwej oceny zasobów dyspozycyjnych i zasad ochrony środowiska przyrodniczego (Więzik 2000).

Zastosowana w pracy metodyka oceny zasobów dyspozycyjnych i określenia przepływu nienaruszalnego uwzględnia obowiązujące *Prawo wodne* i *Prawo ochrony środowiska* oraz zasady racjonalnej gospodarki wodnej zapisane w *Dyrektywie Rady i Parlamentu Europejskiego* w sprawie ustanowienia ram działalności wspólnoty w zakresie polityki wodnej (RDW 2000).

Pobór wody z koryta cieku za pomocą specjalnych urządzeń należy do szczególnego korzystania z wód, wymaga zatem pozwolenia wodnoprawnego, które wydaje na wniosek zainteresowanego użytkownika, terenowy organ administracji samorządowej lub rządowej na podstawie operatu wodnoprawnego.

Ochronę ekosystemów wodnych poprzez właściwe określenie przepływu nienaruszalnego przeanalizowano szczegółowo na potoku Leśnianka, cieku o znacznym wykorzystaniu zasob-

bów wodnych, bazując na pomiarach hydrometrycznych i badaniach biologicznych oraz wynikach analiz fizykochemicznych i bakteriologicznych. Badaniem objęto nie tylko przekrój ujęcia wody, ale cały ciek w charakterystycznych przekrojach, tak aby można było ocenić z jednej strony uwarunkowania biologiczne ekosystemu, a z drugiej wpływ eksploatacji zasobów wodnych na środowisko biotyczne poniżej ujęcia. Metodę oceny przepływu nienaruszalnego zweryfikowano w innych zlewniach rzek i potoków górskich, na których istnieją już ujęcia wody.

1.2. Cel pracy

Podstawowym celem pracy prezentowanej w monografii było określenie przepływu nienaruszalnego według kryterium hydrobiologicznego, po analizie zmian warunków rozwoju fauny dennej na długości cieku ze szczególnym uwzględnieniem czynników abiotycznych, jakie występują poniżej ujęcia wody. Organizmy żyjące w wodzie mają zróżnicowane wymagania środowiskowe i w sposób specyficzny reagują na zachodzące zmiany (Dudgeon 1984). Wzajemna zależność pomiędzy organizmami a środowiskiem jest podstawą oceny granicznego minimalnego przepływu, który musi być pozostawiony w cieku dla zachowania występującej bioróżnorodności, a także równowagi biologicznej.

W pracy wyróżniono dwa podstawowe aspekty:

- a. poznawczy do którego zaliczono wyodrębnienie grupy makrobezkręgowców bentosowych jako organizmów wskaźnikowych występujących w rzekach i potokach górskich.
- b. aplikacyjny, który obejmuje opracowanie metody określenia przepływu nienaruszalnego oraz zasobów dyspozycyjnych w rzekach i potokach górskich dla realizacji idei wdrożenia zasady zrównoważonego rozwoju w gospodarce wodnej.

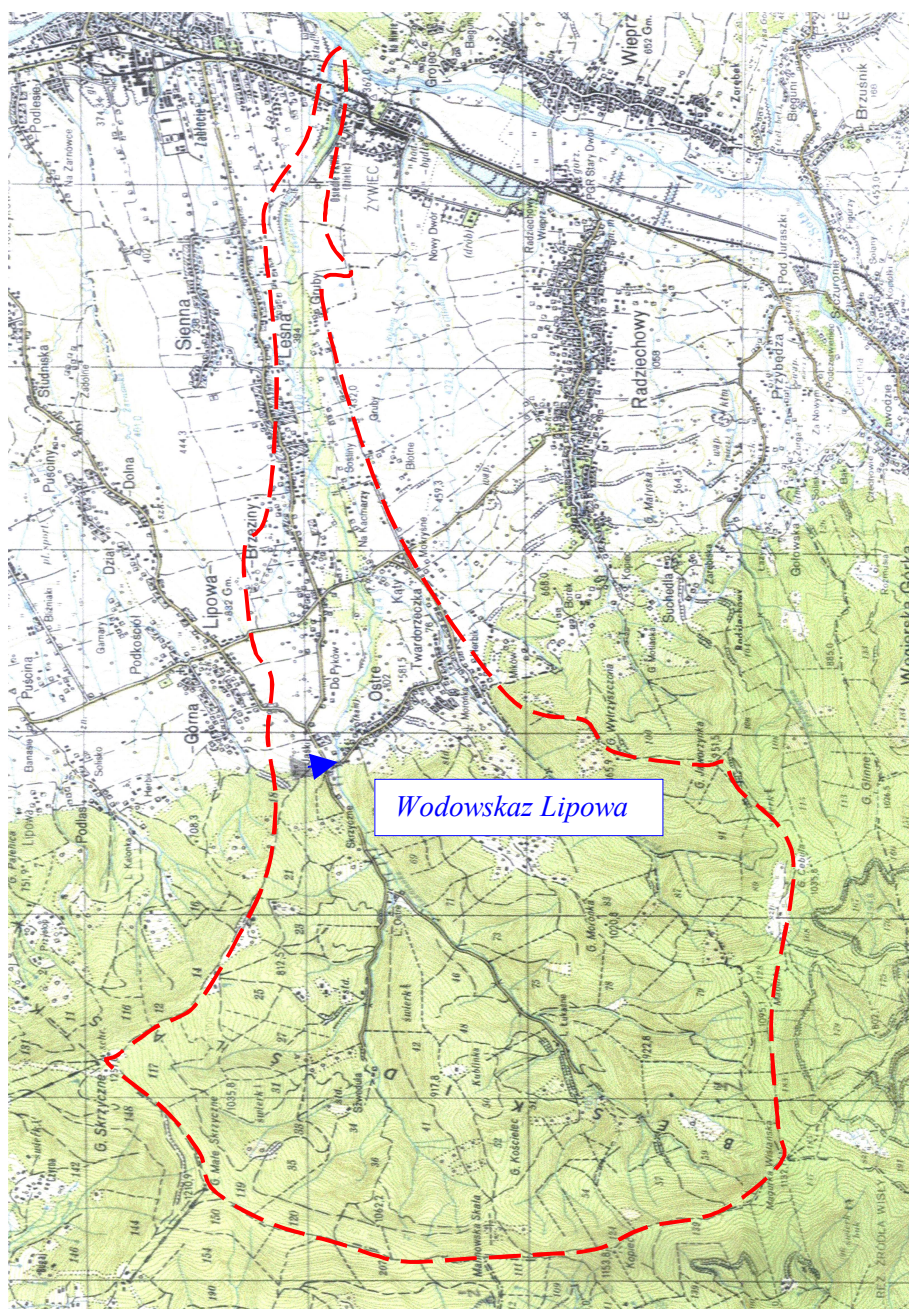
Na podstawie wcześniejszych opublikowanych przez autorów prac (Więzik 1996, 1997, 1999, 2000) i analizy dotychczas stosowanych metod określania przepływu nienaruszalnego (Kostrzewa 1980), (Witkowski i in. 1998) sformułowano w monografii następujące tezy:

1. Wielkość przepływu nienaruszalnego, obliczonego według kryterium hydrobiologicznego, jest wartością zmienną na długości cieku i niezmienną w czasie, uzależnioną od stanu środowiska przyrodniczego i oddziaływania antropogenicznego w zlewni.
2. Właściwe określenie przepływu nienaruszalnego jest podstawą racjonalnej gospodarki wodnej w zlewniach, w których aktualnie eksploatuje się zasoby wodne lub zgodnie z warunkami korzystania z wód regionu lub dorzecza planuje się budowę nowych ujęć wody.

2. OBSZAR I METODYKA BADAŃ

2.1. Lokalizacja zlewni

Do badań wybrano typową zlewnię górską potoku Leśnianka, położoną w Beskidzie Śląskim w gminie Lipowa w powiecie Żywieckim o zróżnicowanym pokryciu, budowie geologicznej i zabudowie hydrotechnicznej koryta, kontrolowaną w przekroju wodowskazowym Lipowa. Granicę dorzecza Leśnianki pokazano na mapie (rys. 2.1).



Rys. 2.1. Mapa dorzecza Leśnianki

W dorzeczu Leśnianki, od wielu lat prowadzono systematyczne obserwacje stanów wody i badania hydrologiczne oraz analizy fizykochemiczne i mikrobiologiczne jakości wody. Wykorzystując współczesne metody biologiczne prowadzono również badania występowania i rozkładu makrofauny dennej w wybranych przekrojach charakterystycznych potoku.

W innych zlewniach beskidzkich występują podobne warunki śródlowiskowe, przepływy maksymalne kształtowane są głównie przez czasowo-przestrzennie rozłożone opady, a przepływy niskie przez odpływ wód podziemnych z utworów fliszu karpackiego.

2.2. Zakres i metodyka badań

Ogólny zakres pracy obejmuje:

1. Wybór reprezentatywnych przekrojów charakterystycznych w badanej zlewni górskiej.
2. Badania hydrologiczne w przekrojach charakterystycznych, zawierające:
 - pomiary napełnienia koryta i natężenia przepływu,
 - analizę granulometryczną rumowiska rzeczno i opracowanie krzywych uziarnienia,
 - obliczenie przepływów gwarantowanych i dyspozycyjnych w wybranych przekrojach ze szczególnym uwzględnieniem przekroju ujęcia wody.
3. Badania jakości wody w wybranych przekrojach charakterystycznych obejmujące:
 - analizy fizykochemiczne i bakteriologiczne wody,
 - obliczenie i porównanie sumarycznych indeksów i wskaźników jakości wody,
 - badania hydrobiologiczne, zsynchronizowane z analizami fizykochemicznymi, bazujące na rozkładzie makrobezkręgowców bentosowych w przekrojach charakterystycznych.
4. Analizę metod określenia przepływu nienaruszalnego zawierającą:
 - porównanie opisanych w literaturze i opracowanych metod obliczania przepływu nienaruszalnego,
 - ocenę przepływu nienaruszalnego określonego różnymi metodami na zasoby dyspozycyjne w przekroju ujęcia wody.
5. Propozycję nowej definicji i metody określenia przepływu nienaruszalnego opartej na kryterium hydrobiologiczne obejmującej:
 - określenie tolerancji organizmów na zmieniające się warunki biotyczne i abiotyczne cieków poniżej ujęcia wody,
 - tok postępowania w celu określenia przepływu nienaruszalnego w ciekach górskich w warunkach zróżnicowanej zabudowy.

Mając na uwadze aplikacyjny aspekt monografii, analizy fizykochemiczne wody wykonano w autoryzowanym laboratorium zgodnie z obowiązującymi normami. Dostrzegając wady w systemie oceny jakości wody na podstawie sztywnych klas zdefiniowanych przez wartości progowe wskaźników zanieczyszczeń dla celów porównawczych obliczono zintegrowane indeksy jakości wody.

Zakres i metodykę badań biologicznych, podstawowych w analizie środowiska biotycznego w korytach rzek i potoków, dostosowano do opracowanego autorskiego programu związanego z proponowaną koncepcją opracowania kryterium hydrobiologicznego przepływu nienaruszalnego.

2.2.1. Zakres i metodyka badań hydrologicznych

Reżim hydrologiczny cieków powierzchniowych określany jest zwykle poprzez przepływy charakterystyczne.

Do podstawowych przepływów charakterystycznych stopnia II należą:

- przepływ średni roczny (*SSQ*),
- przepływ średni niski (*SNQ*).

Przepływ średni roczny (*SSQ*) jest jednym z najważniejszych przepływów charakterystycznych. W przekrojach kontrolowanych obliczany jest jako średnia arytmetyczna z przepływów obserwowanych w okresie wieloletnim. W przekrojach niekontrolowanych, gdy metodyka nie pozwala na zastosowanie zasady podobieństwa hydrologicznego korzysta się ze wzorów empirycznych, często o charakterze regionalnym (Krzanowski 1976, Stachy 1991).

Przepływ średni niski (*SNQ*) jest to średnia arytmetyczna z przepływów minimalnych rocznych z wielolecia, przyjmując podobnie jak poprzednio założenie, że obserwowane przepływy stanowią ciąg jednorodny, quasi-naturalny. Przepływ średni niski (*SNQ*) jest jednym z najważniejszych przepływów charakterystycznych, gdyż istotne parametry oceny stanu środowiska związane są w sposób bezpośredni lub pośredni z quasi-naturalnym przepływem średnim niskim, ponieważ:

- a. określenie wartości przepływu nienaruszalnego w dowolnym przekroju cieku, często uzależnione jest od parametrów hydromorfologicznych zlewni i przepływu średniego niskiego *SNQ* (Kostrzewa 1980),
- b. *SNQ* wykorzystuje się do wyznaczenia zasięgu obszaru ochronnego zbiorników retencyjnych i stref ochronnych ujęcia wody,

- c. stężeniem miarodajnym zanieczyszczenia wód powierzchniowych jest stężenie występujące przy przepływie SNQ . Wartość ta stanowi podstawę klasyfikowania wód powierzchniowych w rzekach i potokach (Dojlido 1995).

2.2.1.1. Metody przenoszenia informacji hydrologicznej

Ponieważ większość potoków górskich to ciekły niekontrolowane (brak systematycznych pomiarów stanów wody i przepływów) w analizie hydrologicznej zachodzi konieczność przeniesienia przepływów charakterystycznych z przekroju wodowskazowego cieków o podobnych charakterystykach kształtowania odpływu do przekrojów badawczych, w tym do przekroju istniejących lub projektowanych ujęć wody.

W tym celu zastosowano alternatywnie metodę podobieństwa hydrologicznego i metodę opartą na bezpośrednich pomiarach natężenia przepływu w wybranych przekrojach charakterystycznych potoku.

Metoda podobieństwa hydrologicznego

Do obliczenia przepływów charakterystycznych i dyspozycyjnych w dowolnym przekroju ciekły niekontrolowanego w hydrologii stosuje się najczęściej wzór ekstrapolacyjny, bazujący na zasadzie podobieństwa hydrologicznego.

W tej metodzie wykorzystuje się zależność, jaka występuje pomiędzy przepływem a powierzchnią zlewni. Zakłada się zatem, że w zlewni podobnej spływ jednostkowy jest taki sam jak w zlewni badanej. Założenie to nie uwzględnia zmian zagospodarowania przestrzennego, które w istotny sposób wpływa na warunki formowania się odpływu oraz zmienności przepływów w strefie przepływów średnich i niskich, gdy istotną rolę odgrywa nie powierzchnia, lecz budowa geologiczna zlewni. Stwierdzono, że metoda oparta o podobieństwo hydrologiczne nie jest właściwa do obliczenia przepływów charakterystycznych w zlewniach górskich w strefie średnich i niskich przepływów.

Metoda oparta na bezpośrednich pomiarach natężenia przepływu

W celu określenia współczynników przeniesienia informacji hydrologicznej z przekroju wodowskazowego do innych przekrojów na potoku Leśnianka wykonano kilka serii pomiarowych przy różnych napełnieniach, stosując odpowiednie do warunków przepływu metody pomiarowe.

Wyniki pomiarów wykorzystano do opracowania krzywych określających zależności jakie występują między przepływami w przekroju kontrolowanym i przekrojach charakterystycznych na potoku Leśnianka w strefie przepływów niskich i średnich.

2.2.1.2. Analiza granulometryczna rumowiska rzecznego

Do oceny warunków życia makrobezkręgowców bentosowych niezbędna jest analiza rumowiska rzecznego w przekrojach charakterystycznych. Skład granulometryczny rumowiska dennego określono na podstawie poboru próby reprezentatywnej z powierzchni 1 m^2 poprzez ręczne odspojenie i pobranie górnej warstwy obrukowania dna.

Skład granulometryczny rumowiska dennego określono poprzez przesianie zebranego i wysuszonego rumowiska na sitach o oczkach o średnicy od $\Phi 200 \text{ mm}$ do $\Phi 10 \text{ mm}$ (Wołoszyn i in. 1994). Pozostałą na każdym sicie po przesianiu ilość rumowiska ważono, a następnie w odniesieniu do ciężaru całej próby obliczono procentowy udział frakcji w próbce. Analiza obejmowała jedynie frakcję kamienistą i żwirową, główny habitat fauny dennej.

Na podstawie obliczonej średnicy przeciętnej ziarna rumowiska w analizowanej próbce, określono w każdym badanym przekroju napelnienie, przy którym rozpoczyna się ruch rumowiska, a zatem zostaje naruszona biocenoza.

2.2.1.3. Obliczenie przepływów gwarantowanych w przekrojach charakterystycznych

Obliczenie przepływów gwarantowanych jest podstawowym zadaniem bilansu wodnogospodarczego zlewni, który określono zgodnie z *Metodyką jednolitych bilansów wodnogospodarczych* (1992).

Zasoby wód powierzchniowych w przekrojach charakterystycznych (bilansowych) określono na podstawie przepływów dobowych z okresu wielolecia przeniesionych z przekroju wodowskazowego na danym cieku lub cieku podobnego za pomocą wcześniej określonych współczynników (Ciepielowski 1999).

Zakres opracowania bilansu wodnogospodarczego był zdeterminowany dostępną informacją o kształtowaniu się zasobów wód powierzchniowych oraz aktualną gospodarką wodną w zlewni przy następujących założeniach:

- ilościową i jakościową ocenę zasobów wód powierzchniowych odniesiono do struktury sieci rzecznej, przyjmując jako przekroje bilansowe dopływy większych cieków oraz przekrój ujęcia wody,

- wielkość poboru wody przyjęto z aktualnego pozwolenia wodnoprawnego,
- podstawowym ograniczeniem wykorzystania zasobów dyspozycyjnych wód powierzchniowych jest przepływ nienaruszalny.

Zmienność zasobów wód powierzchniowych pokazano na profilu przepływów o określonej gwarancji czasowej odpowiedniej dla użytkowników przemysłowych.

2.2.2. Zakres i metodyka analizy fizykochemicznej oraz biologicznej jakości wody

Zgodnie Rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 27.11.2002 r. w *sprawie wymagań, jakim powinny odpowiadać wody powierzchniowe wykorzystywane do zaopatrzenia ludności w wodę przeznaczoną do spożycia* (Dz. U. Nr 204, poz. 1728) zakres i częstotliwość pobierania prób wody jest uzależniona od jej kategorii oraz liczby osób korzystających z wodociągu i może ulec zwiększeniu w szczególnych przypadkach. Wodę czystą (kategorii A1) należy pobierać do analizy fizykochemicznej i bakteriologicznej przynajmniej raz w roku.

Regularnego poboru prób wody, zgodnie z rozporządzeniem nie przeprowadza się jeżeli woda nie jest zanieczyszczona i nie ma ryzyka jej skażenia oraz jeżeli wskaźniki jakości wody są lepsze niż wartości graniczne dla kategorii A1, określone w załączniku do rozporządzenia.

Dla jednoznacznej oceny jakości wody w wybranych przekrojach charakterystycznych potoku Leśnianka prowadzono systematyczne (średnio 1 raz w miesiącu) badania wody stosując metodyki referencyjne badań.

Metodyka referencyjna analiz fizykochemicznych i bakteriologicznych uwzględnia:

- granicę wykrywalności jako stężenie analitu, które powoduje wystąpienie sygnału większego od sygnału ślepej próby o trzykrotność odchylenia standardowego wyznaczonego dla średniej wartości ślepej próby uzyskanej dla 10 pomiarów,
- precyzję jako stopień zgodności wyników wielokrotnych analiz tej samej próbki w określonych warunkach; miarą precyzji jest odchylenie standardowe (SD) lub względne odchylenie standardowe (RSD),
- dokładność jako stopień zgodności między średnim wynikiem uzyskanym w ciągu powtórzeń, a wartością prawdziwą mierzonej wielkości.

Pobieranie, utrwalanie, transport i przechowywanie próbek wody do analizy wykonano zgodnie z Polskimi Normami.

Wyniki analiz fizykochemicznych wody przedstawiono dla wybranych zanieczyszczeń na profilach hydrochemicznych, które obrazują zmienność wskaźnika zanieczyszczeń wzdłuż cieku głównego.

Jakość wód powierzchniowych określana jest na podstawie Rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 11 lutego 2004 r. w sprawie klasyfikacji dla prezentowania stanu wód powierzchniowych i podziemnych, sposobu prowadzenia monitoringu oraz sposobu interpretacji wyników i prezentacji stanu tych wód (Dz. U. Nr 32, poz. 284).

Klasy czystości wód powierzchniowych ustalone poprzez progowe wartości stężeń zanieczyszczeń nie są dobrym wskaźnikiem jakości wody. Wynik każdej analizy fizykochemicznej przedstawia stężenie zanieczyszczeń w chwili pobrania próby. Uzasadnione jest zatem posługiwanie się zintegrowanymi wskaźnikami uwzględniających większą grupę wyników badań.

Do integralnej oceny jakości wody można zastosować wskaźnikowe metody lub indeksy jakości wody (Chełmicki 1997).

Do najczęściej stosowanych wskaźnikowych metod oceny jakości wody należą:

- metoda stężeń charakterystycznych, określana jako średnia arytmetyczna z dwóch najgorszych wyników w zbiorze dla danego wskaźnika zanieczyszczeń,
- metoda stężeń miarodajnych jako wartość określona ze związku między stężeniem danego wskaźnika, a przepływem odniesiona do przepływu charakterystycznego SNQ ,
- metoda stężeń gwarantowanych jako stężenie nieprzekraczalne przez określony procent czasu w roku.

Właściwą jednak ocenę jakości wody w potokach górskich można uzyskać stosując:

- indeks jakości wody opracowany przez J. Dojlido (Stojda i in. 1983),
- wskaźnik zanieczyszczenia wody przedstawiony przez J. Burcharda (Burchard, Dubaniewicz 1981).

Sumaryczny indeks jakości wody dla każdej próby i średni dla roku obliczony w przekrojach charakterystycznych cieku głównego umożliwia nie tylko ocenę zmiany jakości wody w wybranym okresie, ale również porównanie z wynikami badań z lat ubiegłych.

2.2.3. Zakres i metodyka badań hydrobiologicznych

Zakres i metodykę badań hydrobiologicznych dostosowano do programu i podstawowego celu pracy, jakim jest określenie przepływu nienaruszalnego w rzekach i potokach górskich. Zagadnienie to wiąże się również z koniecznością wdrożenia w najbliższym czasie monitoringu biologicznego wód powierzchniowych, ponieważ zgodnie z Dyrektywą Rady i Parla-

mentu Europejskiego z dnia 23.10.2000 r. w sprawie ustanowienia ram działalności wspólnoty w zakresie polityki wodnej (RDW 60/2000) stan wód powierzchniowych powinien być określany między innymi poprzez elementy biologiczne, do których zaliczono skład i liczebność makrofauny dennej (Załącznik V do RDW).

Pobieranie prób makrobentosu wykonano zgodnie z obowiązującymi w Polsce Normami (PN-EN 27828 i PN-EN 28265).

Ponieważ napęnienia w przekrojach charakterystycznych potoku Leśnianka nie przekraczały 0,5 m, do ręcznego pobierania prób zastosowano czerpacz Surbera.

Czerpacz Surbera składa się z ramki metalowej o wymiarach 0,25 x 0,25 m, do której przytwierdzono worek uszyty z siatki młynarskiej o długości 0,7 m. Pobór próby odbywał się w ten sposób, że przytrzymując dolną krawędź czerpacza na dnie, (częścią wlotową pod prąd) podłoże z określonej powierzchni, po ręcznym zruszeniu delikatnie przemieszczano do worka. Po zebraniu materiału dennego, zawartość przenoszono do płytkiego plastikowego pojemnika wypełnionego częściowo wodą pochodzącą z miejsca poboru próby. Po uważnym oczyszczeniu rumowiska i wypłukaniu wewnętrznej części worka, makrobentos przecedzono przez sitko o oczkach gwarantujących zatrzymanie zwierząt. Następnie umieszczono go w pojemnikach szklanych i zakonserwowano 4% roztworem formaliny. Na jednym stanowisku, zbierano materiał z powierzchni 1 m².

Badanie taksonów ograniczono do rzędów makrobezkręgowców, najczęściej występujących w potokach górskich jako organizmów wskaźnikowych, których oznaczenie według klucza (Kołodziejczyk i in. 1998) było niezbędne do biologicznej oceny jakości wody i określenia kryterium hydrobiologicznego przepływu nienaruszalnego.

3. CHARAKTERYSTYKA HYDROGRAFICZNA ZLEWNI POTOKU LEŚNIANKA

3.1. Charakterystyka hydrologiczna potoku Leśnianka

Potok Leśnianka o długości 14,56 km jest lewobrzeżnym dopływem rzeki Soły. Górna część zlewni położona jest we wschodniej części Beskidu Śląskiego, a dolna znajduje się w Kotlinie Żywieckiej.

Dorzecze Leśnianki o powierzchni 37,7 km² ograniczone jest linią wododziałową przechodzącą przez najwyższe szczyty górskie w tym regionie: Skrzyczne (1257,0 m n.p.m.), Małe Skrzyczne (1210,8 m n.p.m.), Kopiec (1153,8 m n.p.m.), Magurkę Wiślańską (1132,7 m n.p.m.), Cebulę (1035,8 m n.p.m.) i Jaworzynkę (951,5 m n.p.m.) oraz wzniesienia zachodniej części Kotliny Żywieckiej (rys. 2.1).

Źródła potoku Leśnianka położone są na stokach Malinowskiej Skały na wysokości 1050,0 m n.p.m., a jego ujście do rzeki Soły na wysokości 362,5 m n.p.m. Dorzecze w górnej części jest zalesione, a pozostały obszar zajmują łąki, pastwiska, pola uprawne i osadnictwo rozproszone gminy Lipowa. Kształt i sposób zagospodarowania zlewni w dużej mierze decyduje o rozkładzie czasowo-przestrzennym zasobów wodnych oraz zmienności parametrów jakościowych. Koryto potoku w środkowej części jest uregulowane. Wysokie stopnie kształtują spadek podłużny koryta, zapobiegają erozji w okresie wezbrań. Na ujściowym odcinku ciek w celu stabilizacji dna zbudowano niskie progi, a brzegi koryta umocniono opaskami betonowymi.

W zlewniach dwóch potoków źródłowych Leśnianki i Malinowskiego, na zwartej i zalesionej powierzchni zlewni powstaje znaczna część odpływu całkowitego.

Suma powierzchni zlewni potoku Malinowskiego i źródłowego odcinka potoku Leśnianka wynosi 18,81 km², stanowi 49,9 % całkowitej powierzchni zlewni, a przepływ w tym samym przekroju wynosi aż 72 % przepływu w przekroju ujściowym. Pozostała część pochodzi z płaskiej i wąskiej doliny w środkowym i dolnym obszarze dorzecza.

W okresie bezopadowym ciek zasilane są wodami podziemnymi, których zasoby uzależnione są od budowy geologicznej zlewni i stopnia ich wykorzystania.

Na potoku Leśnianka Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej prowadził systematyczne obserwacje stanów wody w przekroju wodowskazowym Lipowa. W roku 1992 wodowskaz zlikwidowano, co istotnie wpłynęło na zakres i metodykę badań hydrologicznych.

Obecnie w tym przekroju wodowskazowym zainstalowano telelimnigraf w ramach Systemu ostrzeżenia przed powodzią, Starostwa Powiatowego w Żywcu.

Zasoby wodne potoku Leśnianka są w znacznym stopniu eksploatowane w przekroju istniejącego ujęcia w km 2+150.

Na podstawie bezpośrednich pomiarów natężenia przepływu wykonanych w przekrojach charakterystycznych potoku stwierdzono, że jego przyrost w zakresie przepływów średnich i niskich nie jest proporcjonalny do powierzchni zlewni.

W tablicy 3.1. przedstawiono przyrost powierzchni zlewni na długości cieków głównego, a wyniki zilustrowano na rys. 3.1.

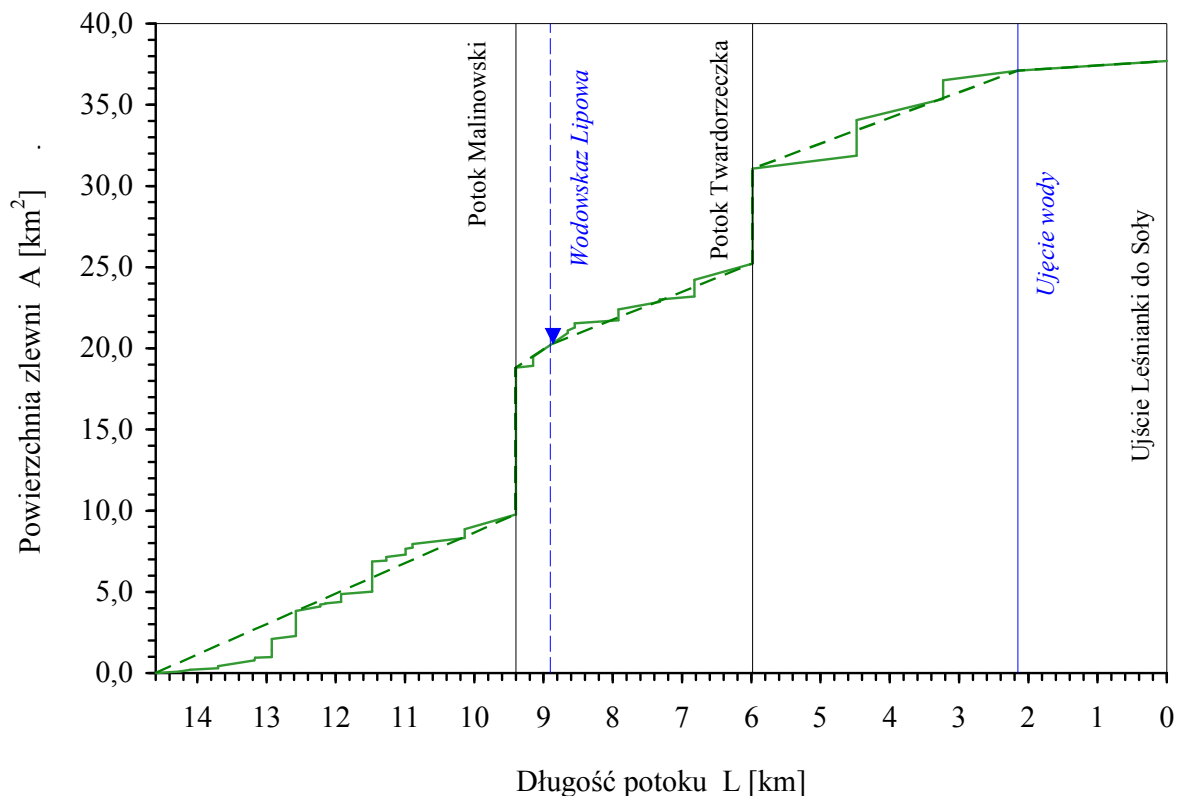
Tablica 3.1

Przyrost zlewni potoku Leśnianka

Lp	Przekrój Nazwa dopływu	Km cieków głównego L [km]	Powierzchnia zlewni A [km ²]	Suma powierzchni zlewni ΣA [km ²]
0	Źródła Leśnianki	14,600	0,000	0,000
1	L1	14,250	0,094	0,094
2	L1	14,100	0,113	0,207
3	R1	13,700	0,084	0,291
4	L2	13,700	0,130	0,421
5	R2	13,175	0,350	0,771
6	L3	13,165	0,173	0,944
7	R3	12,925	0,034	0,978
8	L4	12,925	0,441	1,419
9	P1	12,925	0,688	2,107
10	R4	12,575	0,184	2,291
11	L5	12,575	1,538	3,829
12	R5	12,225	0,281	4,110
13	L6	12,225	0,113	4,223
14	R6	12,150	0,044	4,267
15	L7	12,150	0,019	4,286
16	R7	11,925	0,094	4,380
17	L8	11,925	0,494	4,874
18	R8	11,475	0,138	5,012

19	P2	11,475	1,850	6,862
20	R9	11,270	0,059	6,921
21	L9	11,270	0,234	7,155
22	R10	10,990	0,138	7,293
23	P3	10,990	0,353	7,646
24	R11	10,890	0,088	7,734
25	L10	10,890	0,219	7,953
26	R12	10,140	0,375	8,328
27	P4	10,140	0,531	8,859
28	R13	9,400	0,906	9,765
29	Potok Malinowski	9,400	9,046	18,811
30	R14	9,150	0,106	18,917
31	L11	9,150	0,563	19,480
32	Wodowskaz Lipowa	8,900	0,730	20,210
33	R15	8,650	0,739	20,949
34	P5	8,650	0,138	21,087
35	R16	8,550	0,200	21,287
36	P6	8,550	0,250	21,537
37	R17	7,920	0,194	21,731
38	P7	7,920	0,656	22,387
39	R18	7,320	0,469	22,856
40	P8	7,320	0,144	23,000
41	R19	6,820	0,188	23,188
42	P9	6,820	1,031	24,219
42	R20	5,980	1,000	25,219
44	Potok Twardorzeczka	5,980	5,850	31,069
45	R21	4,480	0,790	31,859
45	L12	4,480	2,205	34,064
47	R22	3,230	1,300	35,364
48	P10	3,230	1,140	36,504
49	Ujęcie wody	2,150	0,600	37,104
50	Ujście do Soły	0,000	0,600	37,704

Oznaczenia: L(.) – dopływy lewobrzeżne, P(.) – dopływy prawobrzeżne, R(.) – zlewnie różnicowe

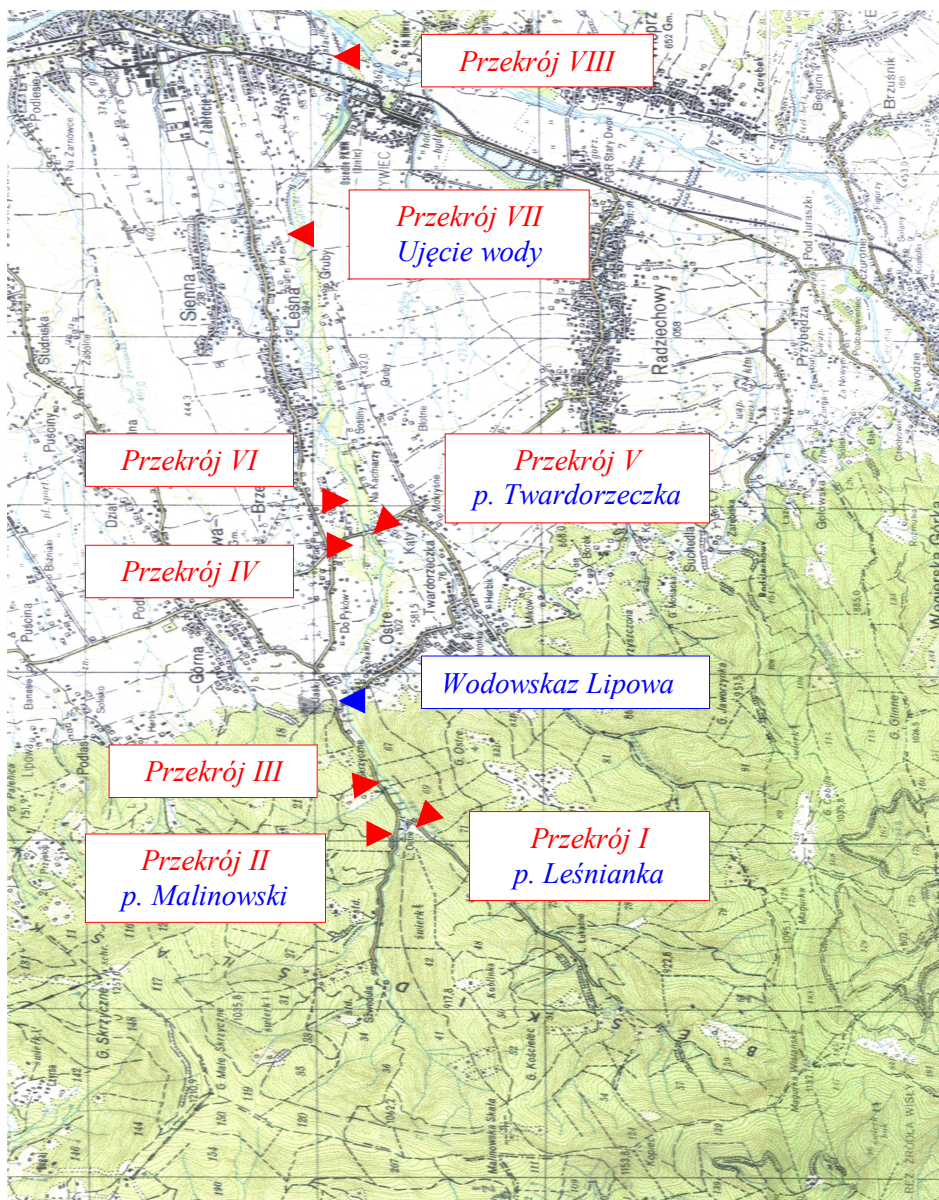


Rys. 3.1. Profil przyrostu zlewni potoku Leśnianka

Dorzecze Leśnianki jest w znacznej części pokryte lasem, dawniej były to lasy pierwotne. Działalność antropogeniczna spowodowała liczne i daleko idące zmiany w dzisiejszym krajobrazie. Obecnie w Beskidzie Śląskim spotyka się głównie dwa gatunki drzew: świerka pospolitego *Picea abies* i jodłę pospolitą *Abies alba*, które zajmują około 70% występujących tu lasów. Jest to wynik stopniowego wyřębu naturalnego drzewostanu i wprowadzenia w to miejsce monokultury świerka. Najczęściej na tym obszarze występuje las mieszany: jodłowo-bukowo-świerkowy, choć nie zawsze zachowany w formie naturalnej.

3.2. Wybór i lokalizacja przekrojów charakterystycznych na potoku Leśnianka

Do badań hydrologicznych i hydrobiologicznych w dorzeczu Leśnianki, wytypowano osiem przekrojów charakterystycznych na cieku głównym i jego większych dopływach potokach: Malinowskim i Twardorzeczce, w których w latach 1999-2002 prowadzono systematycznie (raz w miesiącu) pomiary natężenia przepływu, pobierano próby do analizy fizykochemicznej i bakteriologicznej jakości wody oraz wykonywano badania hydrobiologiczne rozkładu wybranych rzędów makrobezkręgowców bentosowych. Ich lokalizacje zaznaczono na mapie (rys. 3.2) oraz pokazano na fot. 3.1- 3.4.



Rys. 3.2. Lokalizacja przekrojów badawczych w dorzeczu Leśnianki

Przekroje badawcze zamykają specyficzne dla warunków kształtowania się przepływu części zlewni:

Przekrój I na potoku Leśnianka powyżej ujścia Malinowskiego.

Przekrój II na potoku Malinowskim powyżej ujścia do Leśnianki.

Przekrój III na Leśniance poniżej ujścia potoku Malinowskiego.

Przekrój IV na potoku Leśnianka powyżej ujścia Twardorzeczki.

Przekrój V na potoku Twardorzeczka powyżej ujścia do Leśnianki.

Przekrój VI na potok Leśnianka poniżej ujścia Twardorzeczki.

Przekrój VII na potoku Leśnianka powyżej ujęcia wody.

Przekrój VIII na potoku Leśnianka powyżej ujścia do Soły.



Fot. 3.1. Przekroje badawcze I i III na potoku Leśnianka oraz nr II na potoku Malinowskim



Fot. 3.2. Przekroje badawcze IV i VI na potoku Leśnianka oraz V na potoku Twardorzeczka



Fot. 3.3. Przekrój badawczy VII na potoku Leśnianka powyżej ujęcia wody



Fot. 3.4. Przekrój badawczy VIII na potoku Leśnianka przed ujściem do Soły

3.3. Budowa geologiczna zlewni

Dorzecze Leśnianki należy do dwóch jednostek tektonicznych zewnętrznych Karpat fliszowych: płaszczowiny śląskiej i żywieckiego okna tektonicznego (Plewa 1999).

Zachodnia część dorzecza, położona w paśmie Beskidu Śląskiego należy do płaszczowiny śląskiej, zaś do żywieckiego okna tektonicznego wschodnia część zlewni leży w Kotlinie Żywieckiej.

Przypowierzchniowe partie terenu, stanowiące skalne środowisko wód podziemnych i wód powierzchniowych potoku Leśnianka, tworzą dwie formacje skalne:

- podłoże kredowo-trzeciorzędowe,
- pokrywa utworów czwartorzędowych.

Na całym obszarze zlewni, przedczwartorzędowe podłoże kredowo-trzeciorzędowe tworzą utwory fliszowe. W obrębie Beskidu Śląskiego są to warstwy godulskie płaszczowiny śląskiej. Składają się one z piaskowców, zlepieńców i łupków. Główny składnik stanowią piaskowce, w wielu częściach serii gruboławicowe.

W części zlewni leżącej w Kotlinie Żywieckiej, podłoże fliszowe reprezentuje kilka rodzajów warstw należących do płaszczowiny podśląskiej. Największy obszar zajmują utwory o charakterze fliszu łupkowego. Należą do nich: margle i łupki nie rozdzielone w serii, margle pstre, łupki wierzowskie, łupki cieszyńskie górne i wapienie cieszyńskie. Tego rodzaju podłoże występuje w całej dolinie potoku Leśnianka od jej granicy w Beskidzie Śląskim, do jego ujścia do Soły. W rejonie wsi Lipowa i Ostre w podłożu fliszowym nieznacznym udział mają, oprócz serii łupkowych, serie piaskowcowe należące do trzech rodzajów warstw: piaskowców i zlepieńców z Gorzenia, piaskowców z Radziechowych i warstw Krośnieńskich.

W części zlewni położonej w obrębie Beskidu Śląskiego pokrywę czwartorzędową tworzą w przeważającej mierze zwietrzliny utworów fliszowych. W strefie przypowierzchniowej są to gliny pylaste, miejscami gliny lub gliny piaszczyste z domieszką rumoszu piaskowcowego. W głębszych partiach wzrasta zawartość rumoszu piaskowcowego.

W tej części zlewni, na dnie doliny potoku Leśnianka i jej dopływów, występują słabo rozwinięte pokrywy gruboziarnistych osadów rzecznych, tworzących wąskie tarasy akumulacyjne lub akumulacyjno-erozyjne. Prawie na całym odcinku do koryta potoku Leśnianka, po obu stronach, przylega taras niski o wysokości zmieniającej się w przedziale od 1,0 do 1,5 m. Poza nim występują tarasy wyższe lub stoki lokalnych wzniesień.

W rejonie ujęcia wody taras lewobrzeżny położony jest ma wysokość od 2,0 do 2,5 m. Wysokość prawobrzeżnego tarasu, zakończonego na granicy z tarasem niskim stromą skarpią,

dochodzi do 10 m. Miąższość osadów rzecznych jest znaczna. Na tarasie niskim w przekroju ujęcia, zalegają do 11 m. Poza dnem doliny, w obszarach wierzchowinowych, czwartorzęd jest reprezentowany przez gliny zwietrzelinowe.

4. OBLICZENIE PRZEPIYWÓW GWARANTOWANYCH POTOKU LEŚNIANKA

Reżim hydrologiczny cieku zwykle określony jest poprzez przepływy charakterystyczne I i II stopnia, obliczone na podstawie wieloletnich obserwacji w zlewniach kontrolowanych lub wzorów, empirycznych w zlewniach niekontrolowanych, gdy ze względu na uwarunkowania hydrograficzne i geologiczne nie można zastosować metody podobieństwa hydrologicznego.

W gospodarce wodnej istotne znaczenie mają jednak przepływy gwarantowane i dyspozycyjne obliczane w charakterystycznych (bilansowych) przekrojach cieku, w tym w punktach poboru wody lub zrzutu ścieków.

4.1. Obliczenie przepływów w przekrojach charakterystycznych

W przekrojach niekontrolowanych przepływy określone są zwykle metodą podobieństwa hydrologicznego, która bazuje na zbliżonych wartościach odpływu jednostkowego ze zlewni kontrolowanej i niekontrolowanej. Zależność tę opisuje zwykle równanie ekstrapolacji:

$$Q_X = k Q_L \left(\frac{A_X}{A_L} \right)^n \quad (4.1)$$

gdzie:

Q_X - przepływy w przekroju charakterystycznym cieku badanego w m^3s^{-1} ,

Q_L - przepływy w przekroju wodowskazowym cieku podobnego w m^3s^{-1} ,

A_X - powierzchnia zlewni do przekroju charakterystycznego w km^2 ,

A_L - powierzchnia zlewni do przekroju wodowskazowego w km^2 ,

k, n - parametry równania ekstrapolacyjnego.

Przy założeniu proporcjonalności przepływu do przyrostu zlewni obliczone wartości równaniem (4.1) mogą być obarczone dużym błędem, gdyż odpływy jednostkowe zmieniają się wraz z uwarunkowanym genetycznie zasilaniem cieku.

Właściwym podejściem jest identyfikacja funkcji lub współczynników przeniesienia przepływów z przekroju wodowskazowego do innych punktów charakterystycznych, w tym przekroju ujęcia wody. W celu określenia współczynników przeniesienia, wykonano pomiary natężenia przepływu w przekrojach charakterystycznych potoku Leśnianka gdy występowały przepływy średnie (4.05.2001 r.) i niskich (19.05.2002 r.).

Do określenia przepływów dyspozycyjnych i gwarantowanych ostatecznie zastosowano wzór:

$$Q_X = \alpha Q_L \quad (4.2)$$

gdzie:

Q_X - przepływy w przekrojach charakterystycznych w m^3s^{-1} ,

Q_L - przepływy w przekroju wodowskazowym w m^3s^{-1} ,

α - współczynnik przeniesienia.

Gdy zachodzi konieczność obliczenia dodatkowo przepływu w przekroju cieku pomiędzy przekrojami charakterystycznymi można zastosować równanie interpolacji w postaci:

$$Q_X = Q_P + \frac{(Q_K - Q_P)(L_X - L_P)}{L_K - L_P} \quad (4.3)$$

gdzie:

Q_X – przepływ w dowolnym przekroju koryta pomiędzy przekrojami charakterystycznymi (początkowym i końcowym) w m^3s^{-1} ,

Q_P – przepływ w przekroju początkowym w m^3s^{-1} ,

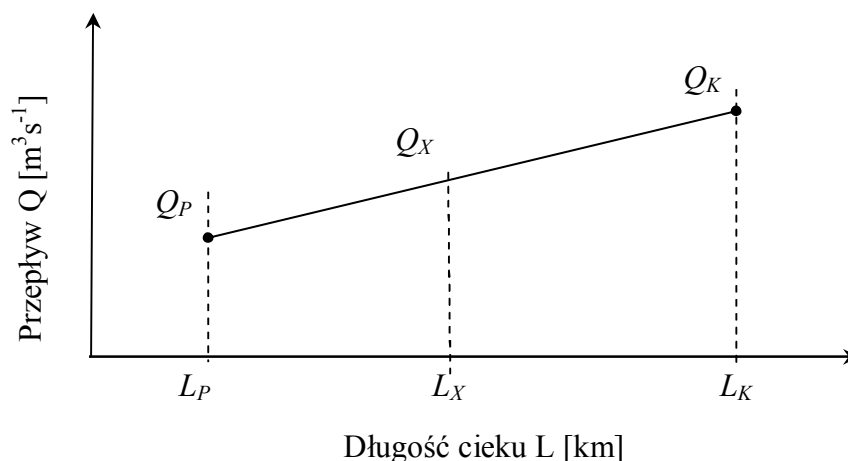
Q_K – przepływ w przekroju końcowym w m^3s^{-1} ,

L_X – długość cieku do przekroju badanego w km,

L_P – długość cieku do przekroju początkowego w km,

L_K – długość cieku do przekroju końcowego w km.

Metodę obliczeń zilustrowano na schemacie (rys. 4.1).



Rys. 4.1. Schemat algorytmu obliczenia przepływu w dowolnym przekroju cieku

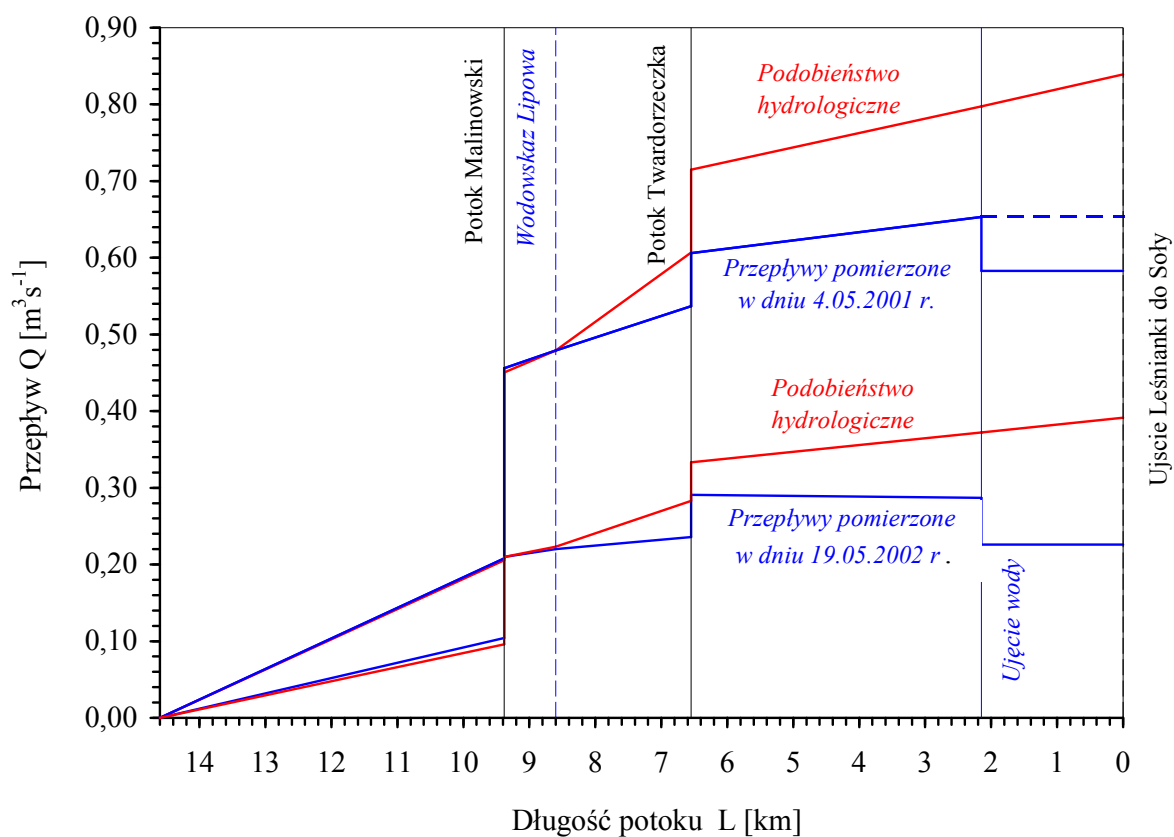
Wyniki pomiarów przepływu zestawiono w tablicy 4.1.

Tablica 4.1

Wyniki pomiaru natężenia przepływu i obliczone współczynniki przeniesienia

Lp	Numer przekroju Charakterystycznego	Przepływ pomierzony 4.05.2001 r. Q [$m^3 s^{-1}$]	Współczynnik przeniesienia przepływu α	Przepływ pomierzony 19.05.2002 r. Q [$m^3 s^{-1}$]	Współczynnik przeniesienia przepływu α
1	I - Lesnianka	0,208	0,434	0,104	0,473
2	III - Lesnianka	0,456	0,952	0,210	0,955
3	Wodowskaz Lipowa	0,479	1,000	0,220	1,000
4	IV - Leśnianka	0,537	1,121	0,236	1,073
5	VI - Leśnianka	0,606	1,265	0,291	1,323
6	VII - Ujęcie wody	0,653	1,363	0,287	1,305
		0,590	1,232	0,226	1,027
7	VIII – Ujście Lesnianki	0,590	1,232	0,226	1,027

Zmienność współczynników przeniesienia na tle wartości określonych metodą podobieństwa hydrologicznego pokazano na rys. 4.2.



Rys. 4.2. Profil przepływów pomierzonych i obliczonych

Przedstawione w tabelicy 4.1 współczynniki przeniesienia przepływów z profilu wodowskazowego Lipowa do przekrojów charakterystycznych mają w przekroju ujęcia wody różne wartości: przy przepływach niskich $\alpha = 1,027$, a przy średnich $\alpha = 1,232$.

Porównując wyniki obliczeń stwierdzono w każdym przypadku, że w środkowej części zlewni występuje znaczna różnica pomiędzy współczynnikiem przeniesienia określonym z przyrostu zlewni, a obliczonym z bezpośrednich pomiarów natężenia przepływu (rys. 4.2).

4.2. Obliczenie aktualnych przepływów gwarantowanych

Podstawowym elementem bilansu wodnogospodarczego zlewni, w ramach którego porównuje się zasoby dyspozycyjne z aktualnymi i prognozowanymi potrzebami użytkowników, są właściwie określone przepływy gwarantowane (Więzik 2000).

Ciąg przepływów dobowych zestawiono w ciąg rozdzielczy malejący od wartości największej do najmniejszej z wielolecia:

$$Q_t \Rightarrow Q_{(i)} \quad Q_{(1)} \geq Q_{(2)} \geq Q_{(3)} \dots \geq Q_{(n)} \quad (4.4)$$

gdzie:

Q_t – przepływ dobowy w dniu t w m^3s^{-1} ,

n – liczebność ciągu.

Przepływ o określonej gwarancji czasowej zmieniającej się w zakresie $0 \leq g \leq 1$ obliczono ze wzoru:

$$Q_g = Q_{(z)} \quad (4.5)$$

Wskaźnik określający pozycję w ciągu rozdzielczym przepływów dobowych obliczono z funkcji *Entier* jako wartość całkowitą iloczynu liczebności ciągu n i założonej gwarancji g .

$$z = E(n \cdot g) \quad (4.6)$$

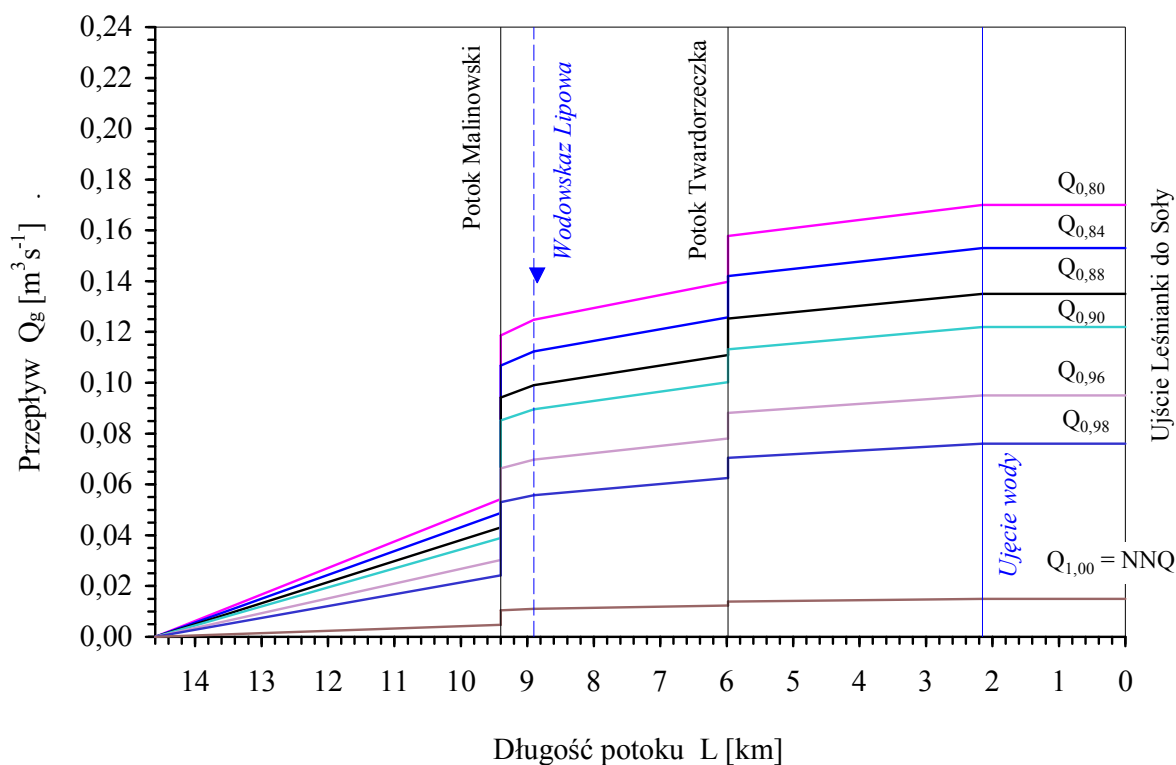
W zlewniach kontrolowanych przepływy o odpowiedniej dla użytkowników gwarancji czasowej to wartości, które wraz z przepływami wyższymi wystąpiły przez określony czas, obliczone na podstawie wieloletnich obserwacji. Gwarancja czasowa pokrycia potrzeb wodnych użytkowników, określa zatem stosunek liczby przedziałów czasowych, w których zrealizowano zadanie zaopatrzenia w wodę do liczby okresów, w których zostały zgłoszone potrzeby. Gwarancja czasowa przyjmuje wartości z przedziału $[0,1]$, przy czym wyższa wartość oznacza wyższy stopień realizacji zadania.

Przeływy gwarantowane potoku Leśnianka, obliczone w przekrojach charakterystycznych na podstawie wieloletnich obserwacji w przekroju wodowskazowym Lipowa przedstawiono w tabelicy 4.3 i pokazano na rys. 4.3.

Tabela 4.3

Przeływy gwarantowane potoku Leśnianka

Lp	Przekrój Nazwa dopływu	Km ciek głównego L [km]	Przeływ gwarantowany				
			$Q_{0,80}$ [m ³ s ⁻¹]	$Q_{0,84}$ [m ³ s ⁻¹]	$Q_{0,90}$ [m ³ s ⁻¹]	$Q_{0,94}$ [m ³ s ⁻¹]	$Q_{0,96}$ [m ³ s ⁻¹]
0	Źródła Leśnianki	14,600	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
1	Potok Malinowski	9,400	0,054	0,049	0,039	0,033	0,030
		9,400	0,119	0,107	0,085	0,073	0,066
2	Wodowskaz Lipowa	8,650	0,125	0,112	0,090	0,077	0,070
3	Potok Twardorzeczka	5,980	0,140	0,126	0,100	0,086	0,078
		4,480	0,158	0,142	0,113	0,097	0,088
4	Ujście do Soły	0,00	0,170	0,153	0,122	0,105	0,095



Rys. 4.3. Profil przepływów gwarantowanych potoku Lesnianka

W wielu przypadkach konieczne jest również określenie przepływu granicznego jako dolnego ograniczenia, do którego asymptotycznie zmierza krzywa wysychania.

W tym celu po wykonaniu pomiarów przepływu w sierpniu i wrześniu 2002 r. w przekroju ujęcia wody na potoku Leśnianka obliczono krzywą recesji ze zmodyfikowanego wzoru Mailleta (Lambor 1971):

$$Q_t = \frac{Q_0}{(1 + \alpha t)^2} \quad (4.7)$$

gdzie:

Q_t – przepływ w chwili t w m^3s^{-1} ,

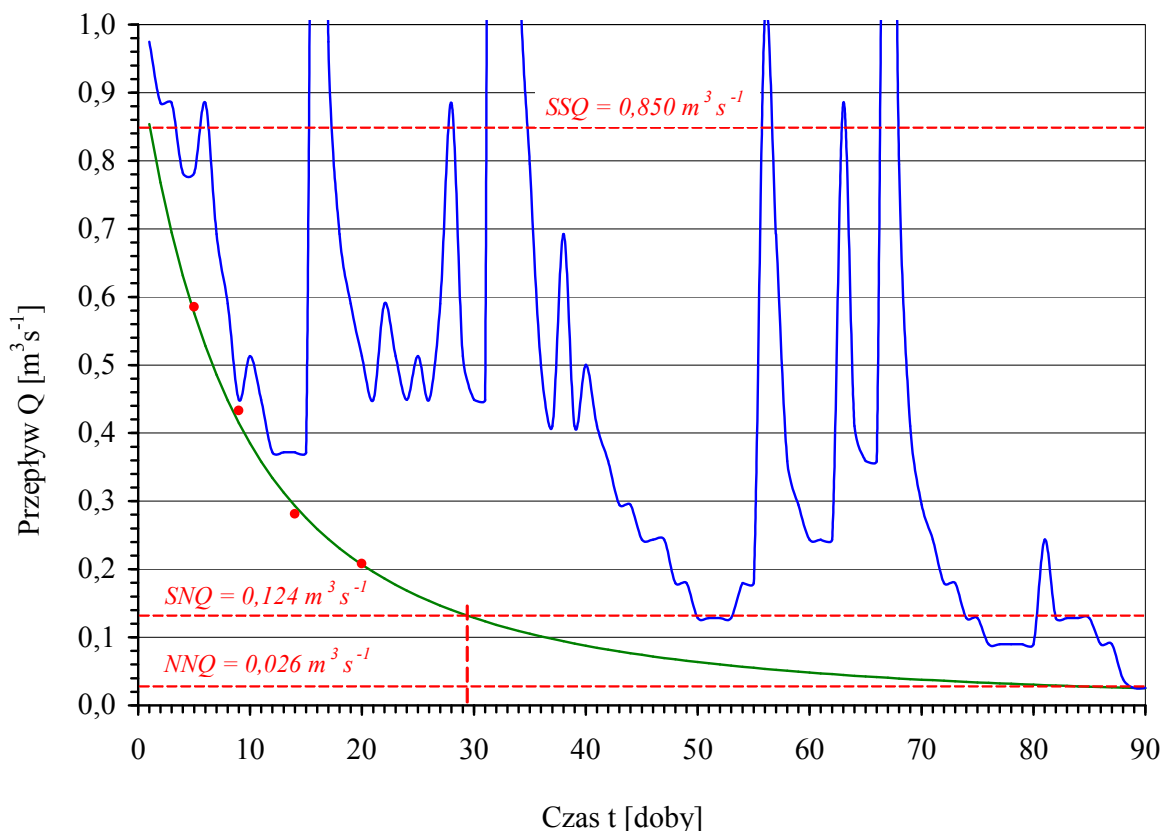
Q_0 – przepływ początkowy w chwili $t = 0$ w m^3s^{-1} ,

t – czas od chwili zakończenia zasilania powierzchniowego,

α – współczynnik (stopień regresji).

W wielu przypadkach konieczne jest również określenie przepływu granicznego jako dolnego ograniczenia przepływu, do którego asymptotycznie zbliża się krzywa recesji (rys. 4.4).

Parametry równania (4.7) estymowano metodą optymalizacyjną. Wartość początkową, wynosi $Q_0 = 0,955 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$, a parametr recesji równania (4.7) w przekroju ujęcia wody na potoku Leśnianka jest równy $\alpha = 0,0575$.



Rys. 4.4. Krzywa recesji na tle hydrogramu odpływu z sierpnia 1992 r.

Stwierdzono, że w zlewni potoku Leśnianka przepływ najniższy obserwowany (NNQ) pojawia się w okresie bezopadowym po ok. 90 dniach. Natomiast przepływ średni niski (SNQ) wystąpi po ok. 30 dniach. Informacja ta jest bardzo istotna dla użytkownika zasobów wodnych gdyż decyduje często o niezawodności systemu zaopatrzenia w wodę.

Obliczoną krzywą recesji porównano z hydrogramem odpływu z roku 1992, w którym pojawiła się jedna z najgłębszych niżówek w ostatniej dekadzie ubiegłego stulecia. Wyniki pokazano na rys. 4.4.

5. JAKOŚĆ WODY W POTOKACH GÓRSKICH

5.1. Analiza fizykochemiczna i bakteriologiczna wody

Na jakość wód w potokach górskich ma w pewnym stopniu wpływ budowa geologiczna, rodzaj gleb, roślinność, ale przede wszystkim czynniki antropogeniczne występujące zwykle w środkowej i dolnej części zlewni. Zmienność wskaźników zanieczyszczeń przeanalizowano w przekrojach charakterystycznych potoku Leśnianka.

Do ujścia potoku Malinowskiego w dorzeczu Leśnianki nie ma istotnego zagrożenia jakości wody, obszar zlewni w znacznym stopniu pokrywa las. Poniżej występuje rozproszona zabudowa gminy Lipowa i pola uprawne, co wpływa na jakość wód powierzchniowych.

W oparciu o wyniki analiz fizykochemicznych i mikrobiologicznych wody (wykonywanych systematycznie raz w miesiącu) w wybranych przekrojach charakterystycznych stwierdzono, w znacznej liczbie prób przekroczenie stężenia fosforanów, sporadycznie azotanów w odniesieniu do wartości granicznych dla wody I klasy czystości, prawie we wszystkich przekrojach. Wraz z przyrostem zlewni zwiększało się zanieczyszczenie bakteriologiczne określone poprzez miano coli typu kałowego.

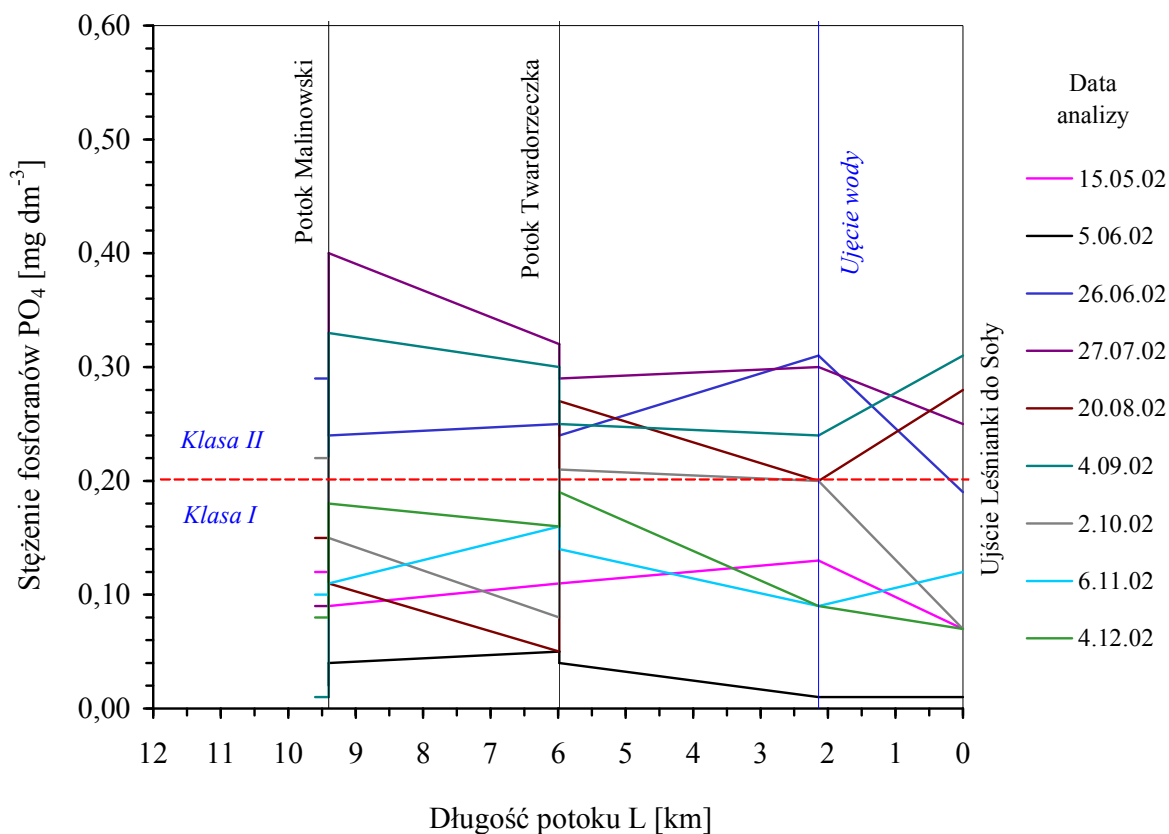
Na podstawie wykonanych analiz sporządzono profile hydrochemiczne wybranych zanieczyszczeń potoku Leśnianka, które obrazują ich zmienność w czasie na długości cieku. Na rys. 5.1. pokazano rozkład stężenia fosforanów w roku 2002, które w tej zlewni stanowią największe zagrożenie dla ekosystemu wodnego.

Na obszarach pokrytych lasem (do przekroju III) wskaźniki fizykochemiczne wody za wyjątkiem stężenia fosforanów, nie przekraczają wartości granicznych dla I klasy czystości.

Poniżej w przekroju IV i VI wartości zanieczyszczeń chemicznych oraz bakteriologicznych często kwalifikują wodę do II klasy czystości. Pomędzy tymi przekrojami do potoku Leśnianka dopływa prawobrzeżny potok Twardorzeczka. Wzrost zanieczyszczeń wody w środkowym i dolnym biegu potoku (przekroje VII i VIII) może w przyszłości znacznie ograniczyć jej wykorzystanie do zaopatrzenia ludności.

Jak wynika z wcześniejszych analiz, środowisko biotyczne potoku Leśnianka, szczególnie w okresie jesiennym, gdy pojawiają się długotrwałe niżówki, znajduje się na granicy zdolności samooczyszczania wody (Deryło, Narloch 1993).

Pełny obraz jakości wody można uzyskać stosując metody zintegrowane pod warunkiem, że spełnione są podstawowe ich założenia.

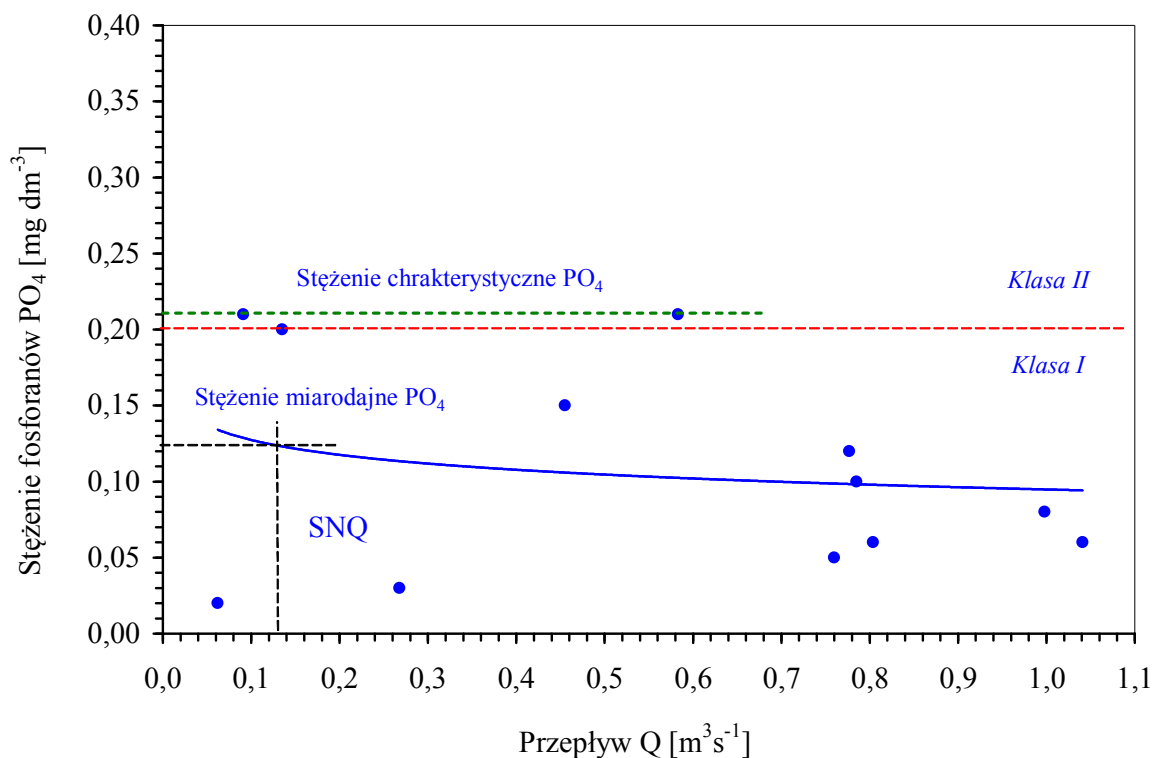


Rys. 5.1. Profil hydrochemiczny stężenia fosforanów w potoku Leśnianka

Metody zintegrowane takie jak: metoda stężeń charakterystycznych czy metoda stężeń miarodajnych nie dają prawdziwego odwzorowania zmieniających się parametrów jakości wody, gdyż w potokach górskich nie występuje jednoznaczna zależność pomiędzy stężeniem i przepływem.

Jak wykazały badania w przekroju ujęcia wody na potoku Leśnianka stężenia fosforanów (rys. 5.2) nie są zależne od przepływu, który w tym przekroju był mierzony przy każdym poborze prób do analizy. Ponieważ ten rodzaj zanieczyszczeń pochodzi często ze zrzutu nieoczyszczonych ścieków do sieci rzecznej, mamy do czynienia ze zjawiskiem losowym. Określenie na tej podstawie stężenia miarodajnego odniesione do przepływu SNQ , nie wnosi do analizy jakości wody żadnej istotnej informacji.

Podobnie ocena jakości wody metodą stężeń charakterystycznych jako średnia arytmetyczna z dwóch najgorszych wyników analizy nie jest właściwa. Obliczone tą metodą stężenie fosforanów dla badań wykonanych w roku 1999 w przekroju ujęcia wskazuje na II klasę czystości wody mimo, że znaczna liczba analiz mieści się w I klasie. Z tych powodów metody zintegrowane nie powinny być stosowane do oceny jakości wody w potokach górskich.



Rys. 5.2. Miarodajne i charakterystyczne stężenia fosforanów w przekroju ujęcia wody

Po weryfikacji różnych metod oceny jakości wody stwierdzono, że jedynie sumaryczne wskaźniki mogą dać prawdziwy obraz zanieczyszczenia ciekłu. W tym celu obliczono w oparciu o wyniki analiz wykonanych w roku 2002, średnie wskaźniki zanieczyszczeń Burcharda oraz indeksy jakości wody Dojlidy.

5.2. Wskaźnik zanieczyszczeń Burcharda

Istotne znaczenie w analizie jakości wody ma opracowany przez Burcharda wskaźnik zanieczyszczeń, który sumuje stężenia odniesione do wartości dopuszczalnych dla I klasy czystości wody i porównuje je z określoną skalą. Wskaźnik zanieczyszczeń dla analiz wykonanych w roku 2002 obliczono ze wzoru (5.1). Pierwszy człon równania (5.1) obejmuje dwie wielkości, a mianowicie tlen rozpuszczony i miano coli typu fekalnego, drugi zaś pozostałe wyniki analizy.

$$W_z = \frac{1}{N} \left(\sum_{i=1}^2 \frac{SD_i}{SW_i} + \sum_{j=1}^{N-2} \frac{SW_j}{SD_j} \right) \quad (5.1)$$

gdzie:

W_z – wskaźnik zanieczyszczeń,

SD_i – dopuszczalne stężenie tlenu rozpuszczonego i miana coli typu fekalnego dla wody I klasy czystości w mg dm^{-1} ,

SW_i – stężenie tlenu rozpuszczonego i miana coli typu fekalnego w badanej wodzie w mg dm^{-1} ,

SW_j – stężenie pozostałych badanych zanieczyszczeń w mg dm^{-1} ,

SD_j – dopuszczalne stężenie dla pozostałych zanieczyszczeń dla I klasy czystości wody w mg dm^{-1} ,

N – liczba badanych zanieczyszczeń.

Na podstawie wyników analiz fizykochemicznych i bakteriologicznych dla 12 prób pobranych w przekrojach charakterystycznych potoku Leśnianka w 2002 r. po ich uśrednieniu obliczono wskaźnik Burcharda. Wyniki zestawiono w tablicy 5.1 i pokazano na rys. 5.4.

Tablica 5.1

Obliczone wskaźniki zanieczyszczeń wg Burcharda

Rodzaj wskaźnika	Nr przekroju charakterystycznego					
	I	III	IV	VI	VII	VII
Tlen rozpuszczony	10,57	10,60	10,75	10,75	10,53	10,70
Miano Coli	7,50	6,58	1,16	0,88	0,82	0,46
BZT ₅	0,87	0,93	1,15	1,13	0,95	1,13
ChZT	1,54	1,48	1,54	1,60	1,57	1,59
Azot amonowy	0,10	0,12	0,14	0,10	0,10	0,13
Azot azotanowy	0,78	0,83	0,78	0,76	0,74	0,68
Azot azotynowy	0,0003	0,0004	0,0013	0,0011	0,0035	0,0025
Fosforany	0,25	0,11	0,11	0,10	0,11	0,21
Chlorki	4,71	4,38	4,58	4,79	4,79	4,83
Siarczany	22,42	20,58	22,00	21,50	23,50	24,83
Wskaźnik zanieczyszczeń Wz	0,28	0,21	0,21	0,31	0,33	0,48

Metoda Burcharda jest bardzo wrażliwa na zanieczyszczenia mikrobiologiczne określone poprzez miano coli typu fekalnego. Przy nieznacznych zanieczyszczeniach fizykochemicznych i dużych bakteriologicznych wskaźnik może klasyfikować wodę jako ściek. Wyniki obliczeń odniesiono do skali zanieczyszczeń określonej przez Burcharda (tablica 5.2).

Tablica 5.2

Skala zanieczyszczenia wód powierzchniowych wg. Burcharda

Stopień	Wartość wskaźnika W_z	Charakterystyka wód powierzchniowych
1	do 0,75	woda czysta
2	0,76 - 1,00	woda nieznacznie zanieczyszczona
3	1,01 - 1,50	woda wyraźnie zanieczyszczona
4	1,51 - 2,00	woda silnie zanieczyszczona
5	powyżej 2,00	ściek

Bardziej obiektywną ocenę daje indeks jakości wody Dojlidy integrujący wszystkie analizy fizykochemiczne bez uwzględniania zanieczyszczeń mikrobiologicznych.

5.3. Sumaryczny indeks jakości wody Dojlidy

Analizy fizykochemiczne odzwierciedlają zanieczyszczenie chwilowe określone na podstawie wyników pojedynczej próby. Pewnym ograniczeniem w ocenie jakości wody są również sztywne granice przyjętych wartości dla poszczególnych klas czystości, nie uwzględniające zmiennych czynników przyrodniczych i zjawisk ekstremalnych powodujących ich okresowe zanieczyszczenie.

Sumaryczny indeks jakości wody, obliczony ze wzoru (5.2) dla każdej próby i średni w roku w przekrojach charakterystycznych potoku Leśnianka umożliwił nie tylko ocenę zmiany czystości wody w każdym miesiącu 2002 r, ale również pozwolił na porównanie z wynikami badań z wcześniejszych lat.

Indeks jakości wody (IJW) opracowany w Instytucie Meteorologii i Gospodarki Wodnej przez zespół pod kierunkiem J. Dojlidy (Stojda i in. 1985), obliczono z równania:

$$IJW = \sqrt{\frac{n}{\sum_{i=1}^n \frac{1}{x_i^2}}} \quad (5.2)$$

gdzie:

n – liczba indeksów jednostkowych jakości wody,

x_i – wartość indeksu jednostkowego jakości wody (Stojda i in. 1985).

Indeks jakości wody Dojlidy ma następujące własności:

- wartość indeksu sumarycznego jest równa 0 jeżeli jeden z indeksów jednostkowych przyjmuje wartość zerową,
- wartość indeksu sumarycznego zależy bardziej od indeksów cząstkowych, które przyjmują wartości najmniejsze,
- indeks sumaryczny uwzględnia z niższą wagą również te zanieczyszczenia, które w minimalnym stopniu wpływają na jakość wody.

Dla obliczonego indeksu jakości (*IJW*) określono klasy czystości wód powierzchniowych, które przedstawiono w tabelicy 5.3.

Tabela 5.3

Klasa czystości wód powierzchniowych

Wartość indeksu <i>IJW</i>	Klasa czystości wody
100 - 75	I klasa
75 - 50	II klasa
25 - 50	III klasa
0 - 25	n.o.n.

Indeksy obliczone na podstawie analiz fizykochemicznych wykonanych w przekrojach charakterystycznych potoku Leśnianka w roku 2002 przedstawiono w tabelicy 5.4.

Na rys. 5.3 porównano indeks jakości wody Dojlidy z wskaźnikiem zanieczyszczeń Burchara. Stwierdzono, że niezależnie od zastosowanej metody i uzyskanych wartości tendencja zmian jakości wody jest zachowana.

Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 27.11.2002 r. w sprawie wymagań, jakim powinny odpowiadać wody powierzchniowe wykorzystywane do zaopatrzenia ludności w wodę przeznaczoną do spożycia (Dz. U. Nr 204, poz. 1728) dopuszcza do użycia wodę zanieczyszczoną nawet kategorii A3 (IV klasa czystości), ale jako wodę wymagającą wysoko-sprawnego uzdatniania fizycznego i chemicznego, w szczególności utleniania, koagulacji, flokulacji, dekantacji, filtracji, adsorpcji na węglu aktywnym oraz dezynfekcji (ozonowania, chlorowania końcowego).

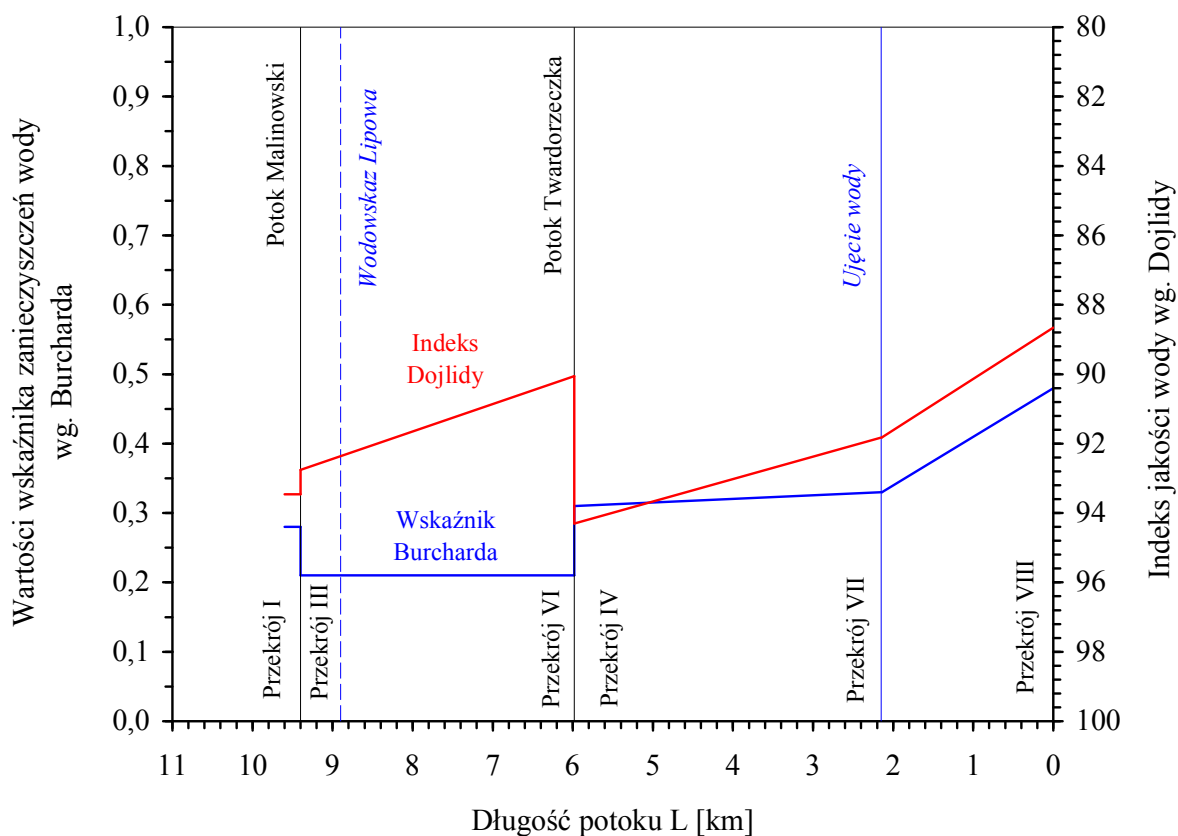
Zgodnie z Ramową dyrektywą wodną stan wód powierzchniowych należy oceniać w oparciu o wyniki monitoringu biologicznego. Elementami klasyfikacji rzek są między innymi, skład i liczebność makrobezkręgowców bentosowych.

Tablica 5.4

Wartości indeksu jakości wody w roku 2002

Data analizy	Przekrój					
	I	III	IV	VI	VII	VIII
15.05.2002 r.	96,55	93,60	90,78	99,53	90,78	94,02
5.06. 2002 r.	90,55	89,17	89,05	98,07	89,05	87,12
26.06. 2002 r.	91,44	94,41	86,07	92,66	96,07	91,95
27.07. 2002 r.	92,11	90,71	90,57	90,33	90,57	89,86
20.08. 2002 r.	99,07	98,79	97,55	95,64	97,55	85,50
4.09. 2002 r.	96,57	91,34	93,97	91,43	93,97	83,50
2.10. 2002 r.	92,97	92,84	91,65	92,54	91,62	91,42
6.11. 2002 r.	85,09	91,74	78,61	95,52	84,40	83,23
4.12. 2002 r.	96,83	92,21	92,33	93,01	92,33	91,38
Średni	93,46	92,76	90,06	94,30	91,82	88,66

Porównując obliczone wskaźniki i indeksy stwierdzono, że na całej długości ciek utrzymują się parametry w zakresie odpowiadającym wodzie czystej.



Rys. 5.3. Zmienność wskaźników zanieczyszczeń potoku Leśnianka

5.4. Hydrobiologiczne metody analizy jakości wody

Ekosystemy wodne należą do specyficznych układów ściśle związanych ze środowiskiem lądowym. Większość materii organicznej pojawiającej się stale lub okresowo w ciekach ma charakter allochtoniczny. Wykorzystywana jest ona w wielu skomplikowanych reakcjach wchodzących w skład procesów metabolicznych, mających bezpośredni wpływ na strukturę biocenoz (Allan 1998).

Wzajemne zależności między producentami, konsumentami i destruentami decydują o samowystarczalności i niezależności badanych ekosystemów. Cieki mają własny model życia, którego podstawową cechą jest silny związek z dorzeczem, stanowią więc system otwarty. Czynniki fizyczne, chemiczne i biologiczne ulegają wzajemnym modyfikacjom, mają zatem wpływ na rozmieszczenie organizmów i ich aktywność życiową (Starmach i in. 1978).

Zanieczyszczenie wód odbywa się w całym cyklu hydrologicznym, a głównym ich źródłem są użytkownicy wody odprowadzający nieoczyszczone ścieki do sieci koryt rzecznych. Źródła zanieczyszczeń posiadają swoją specyfikę, zależną od rodzaju odprowadzanych substancji, a zatem wywierają określony wpływ na jakość wód w hydrosferze (Chełmicki 1997). Zmiany antropogeniczne środowiska wodnego zmuszają nie tylko do obserwacji, ale przede wszystkim do badania stanu ich biocenoz.

Ekosystemy wodne wykształciły liczne mechanizmy samoregulacji. Im większa jest różnorodność zbiorowisk organizmów w danym cieku, tym większa jest zdolność do samooczyszczania. Stan dynamicznej równowagi biologicznej będzie utrzymany tylko wówczas, gdy wprowadzone zanieczyszczenia nie przekroczą wielkości dopuszczalnych, które ekosystem jest w stanie zneutralizować. Pozwoli to zachować zasadę struktury, obiegu materii i przepływu energii oraz stabilizacji procesów zachodzących w ekosystemie. Wyeliminowane zostaną w ten sposób negatywne zmiany w środowisku wodnym, które mogłyby skutecznie ograniczyć przydatność zasobów wodnych nie tylko dla prawidłowego funkcjonowania różnorodnych biocenoz, ale także dla zaopatrzenia ludności i gospodarki.

Poprawa stanu czystości wód może nastąpić w wyniku kompleksowych działań związanych ze zmniejszeniem ilości zanieczyszczeń wprowadzanych do wód. W tym celu konieczne jest podjęcie różnorodnych działań instytucjonalnych, organizacyjnych i prawnych, kładąc szczególnie nacisk na ocenę stanu ekologicznego wód i dużą rolę badań biologicznych w tym zakresie. Do oceny jakości wody, obok analiz fizykochemicznych, należy stosować badania biologiczne, które są nie tylko ich weryfikacją, ale przede wszystkim uzupełnieniem (Kow-

nacki, Soszka, 2004). Dzięki tym badaniom można określić stan wód z okresu wcześniejszego na podstawie wykształconych biocenoz, a także prognozować zmiany ich czystości.

Oceniając jakość wody zgodnie z RDW, należy wziąć pod uwagę takie cechy jak: naturalność koryta rzecznej, jego reprezentatywność, zróżnicowanie środowiska i gatunków żyjących w cieku.

Istnieje wiele metod wykorzystywanych w biologicznej ocenie jakości wody. Jedną z najczęściej stosowanych jest metoda oparta na opracowanym przez Kolkwita i Marssona systemie saprobów. Odmianą tego systemu są tzw. skale gatunkowe wykorzystujące organizmy wskaźnikowe. Do biologicznej oceny jakości wody można zastosować ciąg organizmów należących do bioindykatorów, takich jak: bakterie, pierwotniaki, glony, makrofity, makrobezkręgowce bentosowe, a także ryby (Kownacki 1999).

Wszystkie metody obok wielu zalet posiadają także określone wady. Najpowszechniej stosowaną w krajach Unii Europejskiej jest metoda oparta na gradacji makrobezkręgowców bentosowych, które uznane są za najbardziej odpowiednie w badaniach monitoringowych. Szacuje się, że około 2/3 systemów kontroli jakości wód opiera się na zoobentosie (De Pauw 1983).

Najczęściej ocenę jakości wód przeprowadza się w oparciu o następujące kryteria: wartości indeksu BMWP-PL oraz indeksów bioróżnorodności Margalefa. Indeks BMWP-PL, który jest podstawą klasyfikacji biologicznej wód stanowi modyfikację angielskiego systemu BMWP. Biorąc pod uwagę wartości uzyskane poprzez dodawanie punktów odpowiednio przypisanym poszczególnym rodzinom makrobezkręgowców bentosowych (tablica 5.6) obecnym w próbach, dokonuje się klasyfikacji badanych wód w odniesieniu do wartości normatywnych dla pięciu klas jakości wody (tablica 5.5).

Tablica 5.5

Zakresy indeksu BMWP-PL dla poszczególnych klas jakości wody

Klasa jakości wody	Zakres wartości BMWP-PL
I	≥ 100
II	70 – 99
III	40 – 69
IV	10 – 39
V	≤ 10

Tablica 5.6

Standardowa tablica do określenia BMWP-PL

Makrobezkręgowce bentosowe		Punktacja
Gromady i rzędy	Rodzina	
<i>Ephemeroptera</i> <i>Trichoptera</i> <i>Diptera</i>	Ameletidae Glossosomatidae, Molannidae, Beraeidae, Odontoceridae, Leptoceridae Blephariceridae, Thaumaleidae	10
<i>Ephemeroptera</i> <i>Plecoptera</i> <i>Odonata</i> <i>Trichoptera</i>	Behningiidae Taeniopterygidae Cordulegastridae Goeridae, Lepidostomatidae	9
<i>Crustacea</i> <i>Ephemeroptera</i> <i>Plecoptera</i> <i>Trichoptera</i> <i>Diptera</i>	Astacidae Oligoneuriidae, Heptageniidae (rodzaje Epeorus, Rhithrogena) Capniidae, Perlidae, Chloroperlidae Philopotamiidae Athericidae	8
<i>Ephemeroptera</i> <i>Plecoptera</i> <i>Odonata</i> <i>Trichoptera</i> <i>Coleoptera</i> <i>Heteroptera</i> <i>Gastropoda</i> <i>Bivalvia</i>	Siphonuridae, Leptophlebiidae, Potamanthidae, Ephemerellidae, Ephemeridae, Caenidae, Perlodidae, Leuctridae Calopterygidae, Gomphidae, Rhyacophilidae, Brachycentridae, Sericostomatidae, Limnephilidae Elmidae Aphelocheiridae Viviparidae Unionidae, Dreissenidae	7
<i>Hirudinea</i> <i>Crustacea</i> <i>Ephemeroptera</i> <i>Plecoptera</i> <i>Odonata</i> <i>Trichoptera</i> <i>Diptera</i> <i>Gastropoda</i>	Piscicolidae Gammaridae, Corophiidae Baetidae, Heptageniidae (z wyjątkiem rodzajów Epeorus i Rhithrogena) Nemouridae Platycnemididae, Coenagrionidae Hydroptilidae, Polycentropodidae, Ecnomidae Limoniidae, Simuliidae, Empididae Neritidae, Bithyniidae	6
<i>Crustacea</i> <i>Trichoptera</i> <i>Coleoptera</i> <i>Heteroptera</i> <i>Diptera</i> <i>Gastropoda</i>	Cambaridae Hydropsychidae, Psychomyidae Gyrinidae, Dytiscidae, Haliplidae, Hydrophilidae Mesoveliidae, Veliidae, Nepidae, Naucoridae, Notonectidae, Pleidae, Corixidae Tipuliidae Hydrobiidae	5
<i>Diptera</i> <i>Gastropoda</i> <i>Bivalvia</i>	Ceratopogonidae Valvatidae, Planorbidae Sphaeriidae	4

<i>Hirudinea</i>	Glossiphonidae, Erpobdellidae, Hirudinidae	3
<i>Crustacea</i>	Asellidae	
<i>Megaloptera</i>	Sialidae	
<i>Diptera</i>	Chironomidae	
<i>Gastropoda</i>	Ancylidae, Physidae, Lymnaeidae	2
<i>Oligochaeta</i>	wszystkie Oligochaeta	
<i>Diptera</i>	Culicidae	1
<i>Diptera</i>	Syrphidae, Psychodidae	

Do oceny jakości wody należy również obliczyć indeks bioróżnorodności według zmodyfikowanego wzoru Margalefa (Kownacki, Soszka, 2004):

$$d = \frac{s}{\log N} \quad (5.3)$$

gdzie:

d - indeks bioróżnorodności,

s - liczba rodzin występujących na stanowisku,

N - całkowite średnie zagęszczenie fauny w przekroju badanym w przeliczeniu na powierzchnię 1 m².

W dniu 15.07.2003 r. z przekroju położonym bezpośrednio powyżej ujęcia wody pobrano reprezentatywną próbę bentosu do badań biologicznych. Obliczony ze wzoru (5.3) indeks bioróżnorodności przedstawiono w tabelicy 5.7

Tablica 5.7

Indeks bioróżnorodności Margalefa w przekroju powyżej ujęcia wody

Lp	Organizmy wskaźnikowe	Liczba osobników
1	<i>Trichoptera</i>	592
2	<i>Hydracarina</i>	124
3	<i>Plecoptera</i>	528
4	<i>Ephemeroptera</i>	1000
5	<i>Oligochaeta</i>	76
6	<i>Diptera</i>	2728
7	<i>Amphipoda</i>	72
8	Inne	70
Indeks bioróżnorodności		4,85

Wartości indeksu porównano z pięciostopniową skalą charakteryzującą klasy jakości wody w oparciu o kryterium biologiczne (tablica 5.8) i stwierdzono na tej podstawie, że w przekroju ujęcia woda odpowiada II klasy czystości.

Tablica 5.8

Zakresy indeksu Margalefa dla poszczególnych klas jakości wody

Klasa jakości wody	Zakres wartości
I	$\geq 5,50$
II	4,00 – 5,49
III	2,50 – 3,99
IV	1,00 – 2,49
V	$< 1,0$

Dla porównania zmian zachodzących w cieku można również zastosować indeks Shanonna – Weavera. Dokonując oceny jakości wody za pomocą metod biologicznych opartych na indeksach biotycznych stosowanych od wielu lat w krajach europejskich oraz polską modyfikacją BMWP (BMWP-PL) można uzyskać ogólny obraz ekologiczny cieku na badanym odcinku. Wynik oceny uzyskany przy zastosowaniu BMWP-PL oraz zmodyfikowanego indeksu Margalefa, zweryfikowane indeksem Shanonna-Weavera warto uzupełnić klasyczną interpretację stanu biologicznego cieku, która charakteryzuje wody o różnym stopniu czystości.

W wodach czystych i słabo zanieczyszczonych występują niemal wyłącznie, w pełni utlenione, związki mineralne. Biocenoza tych wód jest bardzo urozmaicona, lecz niezbyt obfita pod względem ilościowym. Składa się ona z przedstawicieli różnorodnych grup taksonomicznych. Wśród makrobezkręgowców bentosowych dominują *Chironomidae* oraz przedstawiciele *Ephemeroptera* i *Trichoptera*. W ciekach górskich występują także *Plecoptera* natomiast w nizinnych *Amphipoda*. *Oligochaeta* pojawiają się nielicznie.

Wody słabo i średnio zanieczyszczone są dobrze natlenione, przy czym wahania zawartości tlenu rozpuszczonego związane są głównie z procesami fotosyntezy, a nie z procesami rozkładu materii organicznej. W wodzie tej przeważają proste związki mineralne, a w niewielkich stężeniach występują aminokwasy i kwasy tłuszczowe. Biocenoza jest z reguły urozmaicona. Obok wielu gatunków glonów roślinności naczyniowej oraz pierwotniaków występuje fauna bezkręgowca. W porównaniu z wodami czystymi i słabo zanieczyszczonymi znacznie wzrasta liczebność *Oligochaeta*, nadal dominantami są *Chironomidae*, lecz ich

udział jest mniejszy. Maleje również liczebność *Ephemeroptera*, *Trichoptera* i innych grup taksonomicznych charakterystycznych dla wód czystych.

W wodach silnie zanieczyszczonych z rozkładającą się materią organiczną, biocenoza jest mało zróżnicowana. Makrofauna denna jest licznie reprezentowana przez *Oligochaeta*. Sporadycznie i nielicznie występują przedstawiciele *Chironomidae*, *Hirudinea* i *Mollusca*. Natomiast nie występują w ogóle następujące taksony: *Ephemeroptera*, *Plecoptera* i *Trichoptera*. W wodach tych zmniejsza się bioróżnorodność, natomiast liczebność organizmów jest bardzo wysoka.

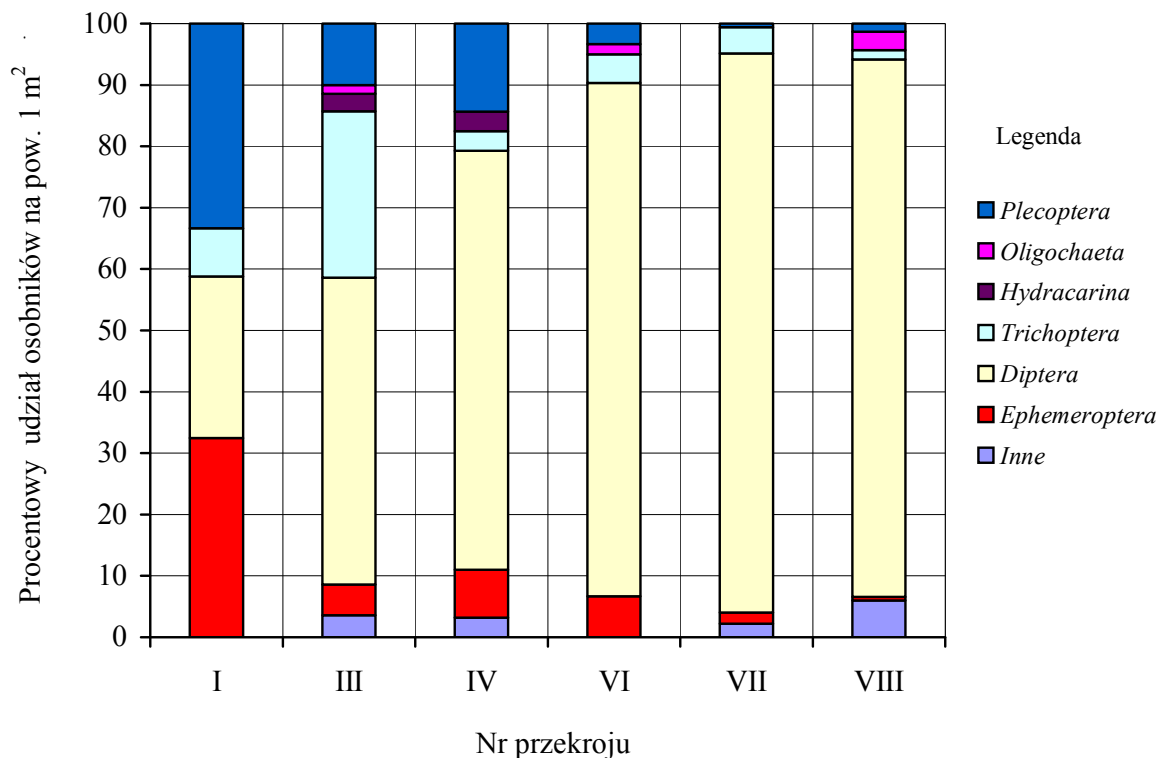
Wody o dużej zawartości związków toksycznych charakteryzują się na ogół brakiem fauny. Występują w nich jedynie pojedyncze okazy *Diptera* np. *Eristalis*, *Psychoda*, *Culicidae*.

Organizmy występujące w wodzie wykazują różną wrażliwość na zanieczyszczenia. Negatywny wpływ zjawisk zachodzących w środowisku wodnym można ocenić stosując zasadę bioindykacji, która pozwala określić kondycję środowiska. Zagadnienia te należy rozpatrywać na różnych płaszczyznach biologicznej integracji (Mikulski, 1974).

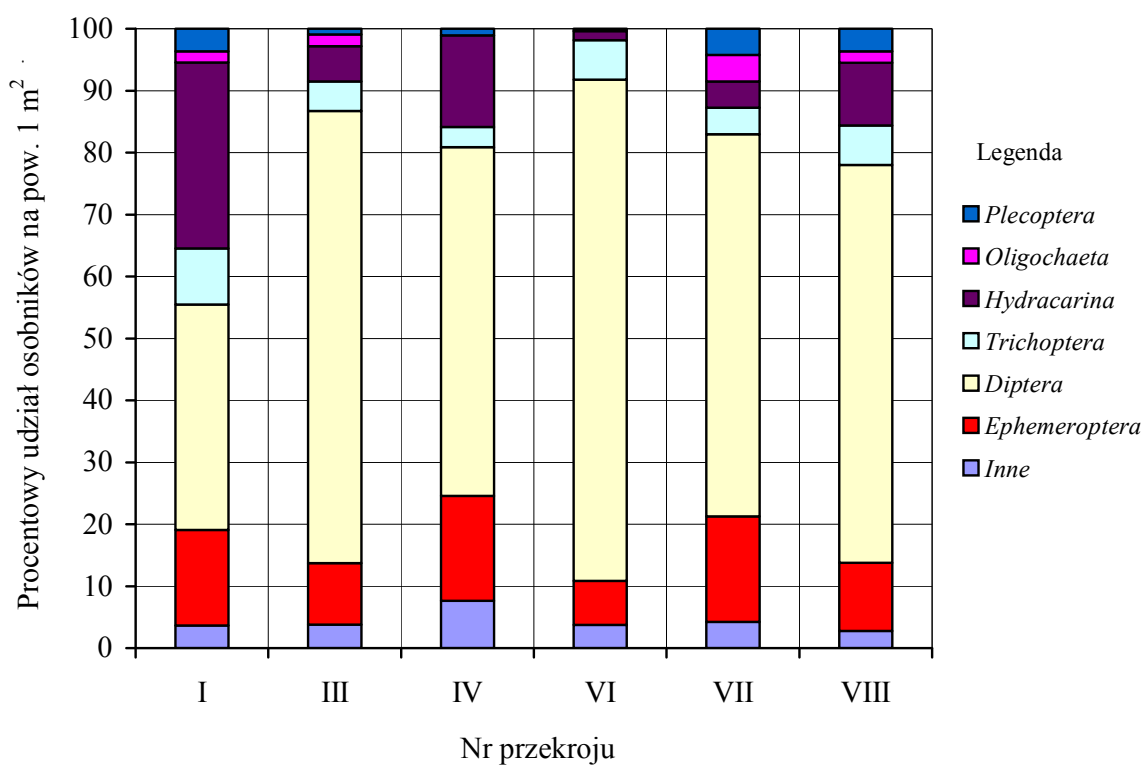
W ekosystemach wodnych wzrost zanieczyszczenia powoduje zmniejszenie różnorodności gatunkowej wielu grup organizmów oraz stopniową eliminację tych wrażliwych. Teoria biowskaźników bazuje przede wszystkim na zjawisku tolerancji ekologicznej. Wśród fauny dennej występują stenobionty, posiadające wąski zakres tolerancji ekologicznej oraz eurybionty mogące rozwijać się w środowisku o dużych wahaniami czynników zewnętrznych (Jura, 2002). Do podstawowych cech organizmów wskaźnikowych zaliczyć należy: wąski i specyficzny zakres wymagań ekologicznych, szerokie rozprzestrzenienie geograficzne, liczne występowanie w środowisku, posiadanie długiego cyklu życiowego, łatwość oznaczania oraz mały stopień zmienności morfologicznej i genetycznej (Kownacki 1999).

Przy ocenie jakości wód należy brać pod uwagę frekwencję organizmów wskaźnikowych w danym środowisku, a także ich liczebność oraz zmiany zachodzące w strukturach całych zespołów i zbiorowisk organizmów.

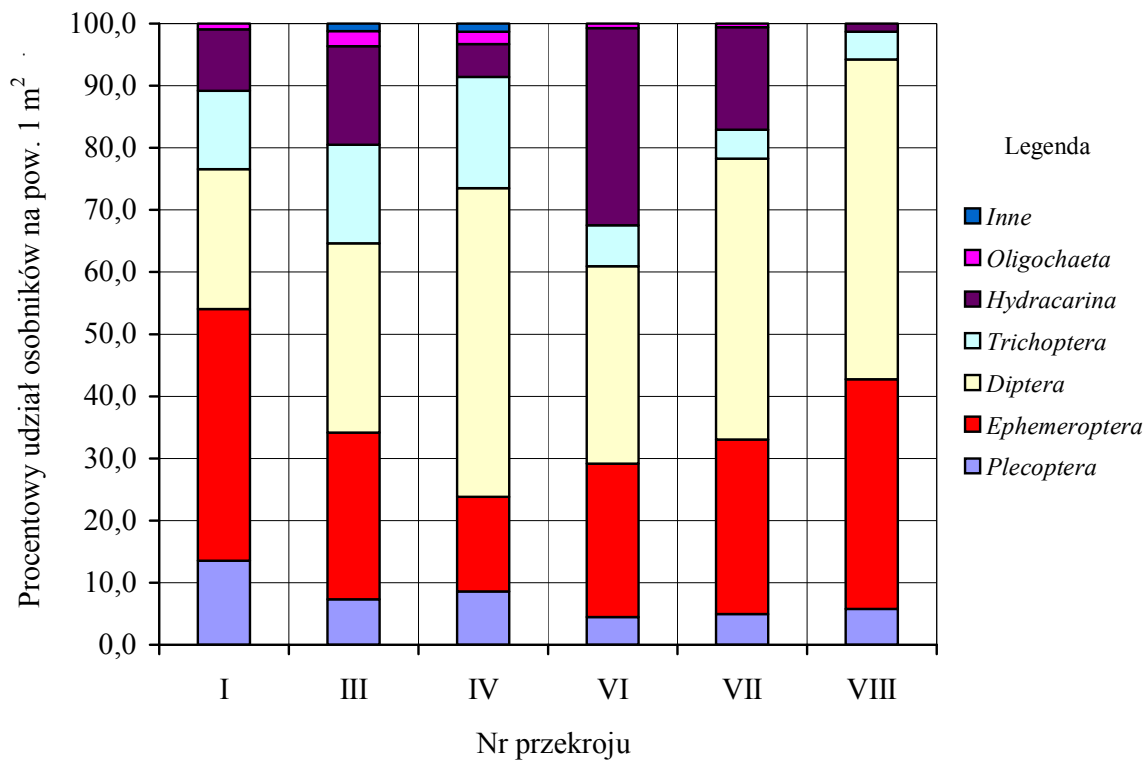
Badania liczebności wybranych taksonów makrobezkręgowców bentosowych (*Plecoptera*., *Ephemeroptera*, *Trichoptera*, *Oligochaeta*, *Diptera*, *Hydracarina* i inne) wykonane w różnych terminach w roku 2002 w przekrojach charakterystycznych potoku Leśnianka przedstawiono na rysunkach 5.4.- 5.7. ilustrujących ich procentowy udział w całej populacji.



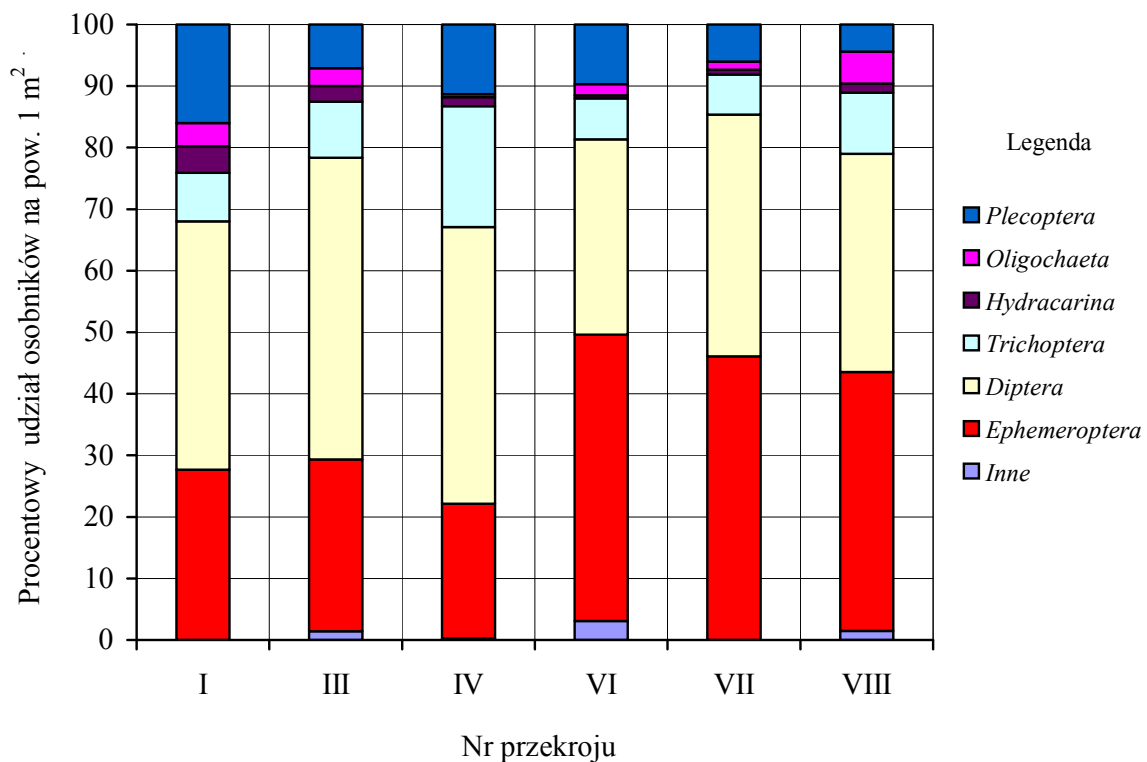
Rys. 5.4. Rozkład procentowy makrobezkręgowców bentosowych w przekrojach charakterystycznych potoku Leśnianka w dniu 19.05.2002 r.



Rys. 5.5. Rozkład procentowy makrobezkręgowców bentosowych w przekrojach charakterystycznych potoku Leśnianka w dniu 23.07.2002 r.



Rys. 5.6. Rozkład procentowy makrobezkręgowców bentosowych w przekrojach charakterystycznych potoku Leśnianka w dniu 20.08.2002 r.



Rys. 5.7. Rozkład procentowy makrobezkręgowców bentosowych w przekrojach charakterystycznych potoku Leśnianka w dniu 13.09.2002 r.

Porównując wyniki analiz fizykochemicznych i bakteriologicznych z indeksem biotycznym BMWP-PL i zmodyfikowanym indeksem bioróżnorodności Margalefa stwierdzono, że woda w przekroju ujęcia na potoku Leśnianka nie przekracza wartości granicznych dla II klasy czystości.

Sytuacja ta w potoku Leśnianka jest od wielu lat stabilna co potwierdzają prowadzone systematyczne prowadzone analizy fizykochemiczne i biologiczne oraz obliczany dla każdego roku sumaryczny indeks jakości wody Dojlidy.

6. METODY OKREŚLENIA PRZEPIYU NIENARUSZALNEGO

Ochrona środowiska przyrodniczego, a tym samym ograniczenie w korzystaniu z zasobów wodnych, jest zagadnieniem uregulowanym prawnie. W obowiązującej ustawie Prawo ochrony środowiska z dnia 27 kwietnia 2001 r. (Dz. U. Nr 62, poz. 627) stwierdzono:

Ochrona wód polega na zapewnieniu ich jak najlepszej jakości, w tym utrzymywaniu ilości wody na poziomie zapewniającym ochronę równowagi biologicznej, w szczególności przez: utrzymywanie jakości wód powyżej albo co najmniej na poziomie wymaganym w przepisach oraz doprowadzanie jakości wód co najmniej do wymaganego przepisami poziomu, gdy nie jest on osiągnięty. (Art. 97. 1.).

Również ustawa Prawo wodne z dnia 18 lipca 2001 r. (Dz. U. Nr 115, poz. 1229) stanowi że: *wody podlegają ochronie, niezależnie od tego, czyją stanowią własność, a celem ochrony wód jest utrzymywanie lub poprawa jakości wód, biologicznych stosunków w środowisku wodnym i na obszarach zalewowych, tak aby wody osiągnęły co najmniej dobry stan ekologiczny (Art. 38.) oraz w pozwoleniu wodnoprawnym ustala się cel i zakres korzystania z wód, warunki wykonywania uprawnień oraz obowiązki niezbędne ze względu na ochronę zasobów środowiska, interesów ludności i gospodarki, a w szczególności: ograniczenia wynikające z konieczności zachowania przepływu nienaruszalnego (Art. 128.).*

Ocena aktualnych zasobów dyspozycyjnych wymaga określenia przepływu nienaruszalnego w przekroju ujęcia. Wartość pozostawianego w cieku przepływu nienaruszalnego w wielu przypadkach uzależniona jest od przyjętego kryterium kwalifikującego wybrane przekroje rzeki.

Problematyką określania przepływu nienaruszalnego w latach 60 ubiegłego stulecia dla perspektywicznych planów gospodarki wodnej zajmował się najpierw Instytut Gospodarki Wodnej, a po jego połączeniu z Państwowym Instytutem Hydrologiczno-Meteorologicznym, rolę tę przejął Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej.

W pierwszych pracach poświęconych ocenie przepływu nienaruszalnego (Arkuszewski 1968, Stolarski 1966) dostrzeżono ogromną rolę jaką spełnia dla ochrony ekosystemu wodnego przepływ pozostawiony w cieku poniżej ujęcia wody. Prace te były zbieżne z wynikami opublikowanego w tym czasie raportu grupy ekspertów Europejskiej Komisji Gospodarczej.

W niektórych krajach europejskich potrzebę utrzymania przepływu nienaruszalnego często wiązano nie z koniecznością zachowania biocenoz, lecz stanem sanitarnym cieków (rozcieńczeniem ścieków odprowadzanych do wód powierzchniowych). Istotny wkład do prac związanych z określeniem tego rodzaju przepływu wniosła H. Kostrzewa. Jej liczne publika-

cje (Kostrzewa 1972, 1977 i 1980) stworzyły podstawę do szerokiej dyskusji nad zasadami obliczania przepływu nienaruszalnego.

W niniejszej monografii dokonano analizy opracowanych wcześniej metod obliczenia przepływu nienaruszalnego w potoku Leśnianka.

6.1. Metoda Kostrzewy

W roku 1974 H. Kostrzewa w swojej pracy doktorskiej zaproponowała metodykę określenia przepływu nienaruszalnego, podając jego definicję i kryteria obliczenia.

Przepływ nienaruszalny był rozumiany jako wartość graniczna przepływu w korytach rzek, poniżej której nie powinien on być zmniejszany na skutek gospodarczego wykorzystania zasobów wodnych. Jako kryteria określenia przepływu nienaruszalnego przyjęto:

- a. kryterium hydrobiologiczne - gwarantujące zachowanie występujących gatunków flory i fauny w środowisku wodnym,
- b. kryterium rybacko-wędkarskie, zapewniające optymalny rozwój ryb występujących w sieci koryt rzecznych,
- c. kryterium ochrony przyrody w obszarach prawnie chronionych jak: parki narodowe i rezerwaty przyrody,
- d. kryterium zachowania walorów krajobrazowych na terenach przybrzeżnych rzek, parków krajobrazowych i stref krajobrazu chronionego,
- e. kryterium turystyczne, umożliwiające uprawianie sportów wodnych na wybranych odcinkach rzeki.

Mimo stwierdzenia, że przepływ nienaruszalny ma służyć ochronie fitocenozy i zoocenozy wód oraz niedopuszczenia do zmiany w środowisku przyrodniczym, to z samej definicji nie wynika bezwzględna konieczność jego zachowania. W dalszym ciągu w pozwoleniach wodnoprawnych ustala się go decyzją administracyjną.

Kostrzewa [1980] wprowadzając kryterium hydrobiologiczne określenia przepływu nienaruszalnego stwierdziła, że *„Obecne ukierunkowanie badań hydrobiologicznych uniemożliwia scharakteryzowanie i ustalenie zależności i związków zachodzących pomiędzy biocenozą i zoocenozą wód rzecznych, a zjawiskami hydrologicznymi”*.

Przy określeniu przepływu nienaruszalnego według kryterium hydrobiologicznego, Kostrzewa uzależniła jego wielkość od przepływu średniego niskiego (*SNQ*), obliczonego dla naturalnych warunków formowania odpływu. Przepływ ten w każdym przypadku mnożony

jest przez parametr zależny od typu hydrologicznego zlewni (górska, podgórska i nizinna) i wielkości jej powierzchni. Ogólny wzór na obliczenie przepływu nienaruszalnego ma postać:

$$Q_{nn} = k SNQ \quad (6.1)$$

gdzie:

Q_{nn} - przepływ nienaruszalny w m^3s^{-1} ,

SNQ - przepływ średni niski w m^3s^{-1} ,

k – parametr charakteryzujący zlewnię (Kostrzewa 1980).

Przykładowo dla zlewni górskich o powierzchni mniejszej od $A = 300 km^2$ parametr $k = 1,5$ zatem przepływ nienaruszalny jest znacznie większy od SNQ .

Metoda ta została zaproponowana w *Metodyce jednolitych bilansów wodnogospodarczych* (1992) jako obowiązująca przy opracowaniu warunków korzystania z wód dorzecza.

Doceniając ogromny wkład, jaki do badań wniosła H. Kostrzewa, trudno uznać kryterium hydrobiologiczne jako właściwe w punktu widzenia ochrony ekosystemu wodnego. Pomnożony przez stały współczynnik przepływ średni niski (SNQ) w niczym nie odzwierciedla warunków ekosystemu wodnego. W przekroju ujęcia wody na potoku Leśnianka w ten sposób obliczony przepływ nienaruszalny wynosi aż $Q_{nn} = 0,188 m^3s^{-1}$ i posiada bardzo niską gwarancję czasową $g = 0,76$ co oznacza, że przez 24 % czasu w wieloleciu przepływ w tym przekroju był niższy od nienaruszalnego.

Na podstawie analiz wykonanych w przekrojach istniejących ujęć wody na innych ciekach górskich stwierdzono, że tak obliczony przepływ nienaruszalny ograniczyłby do minimum korzystanie z zasobów wodnych w małych zlewniach górskich.

Ponieważ dla parametru k określono wartości progowe związane z powierzchnią zlewni, zatem na granicy przedziałów zmiany powierzchni wartości tego przepływu nie są ciągłe.

Inne kryteria obliczenia przepływu nienaruszalnego nie są związane z kryterium hydrobiologicznym, bądź należą do kategorii przepływów wymaganych z uwagi na innych użytkowników zasobów wodnych w zlewni.

6.2. Metoda Narodowej Fundacji Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej

Na podstawie wykonanych warunków korzystania z wód dorzecza (Więzik 2000) stwierdzono znaczne ograniczenia zasobów dyspozycyjnych, jakie powodował przepływ nienaruszalny obliczony według kryterium hydrobiologicznego Kostrzewy.

W roku 1993 przy opracowaniu nowych wytycznych do wykonywania warunków korzystania z wód dorzecza Ekologiczne Biuro Konsultacyjne, Narodowej Fundacji Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej przygotowało *Instrukcję stosowania w pozwoleniach wodnoprawnych ograniczeń korzystania z wód*, w której uzasadniono możliwość przyjęcia przepływu średniego niskiego jako przepływ nienaruszalny ($Q_{nn} = SNQ$) właściwego w obszarach o wysokich walorach przyrodniczych i krajobrazowych. Tą metodą obliczony przepływ nienaruszalny w przekroju ujęcia wody na potoku Leśnianka wynosi $Q_{nn} = 0,124 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ i posiada wysoką gwarancję czasową $g = 0,90$. Wartość ta mimo, że nie ma żadnego uzasadnienia merytorycznego w odniesieniu do ekosystemu wodnego w znacznie mniejszym stopniu ogranicza dostęp do zasobów wodnych. Zważywszy, że przepływ średni niski z wielolecia jest bliiski wartości modalnej przepływów minimalnych rocznych, nie powinien on zatem istotnie wpłynąć na pogorszenie warunków w ekosystemie wodnym poniżej ujęcia.

Bardzo często tak obliczony przepływ nienaruszalny w operatach wodnoprawnych jest aprobowany i zapisywany w decyzji administracyjnej pozwalającej na dalszą eksploatację zasobów wodnych w przekroju istniejących ujęć lub pozwoleniach na budowę nowego ujęcia.

6.3. Metoda ekologiczna Instytutu Meteorologii i Gospodarki Wodnej

Prowadzone wieloletnie badania w Instytucie Meteorologii i Gospodarki Wodnej w Warszawie pod kierunkiem M.Gromca doprowadziły do opracowania ekologicznego kryterium oceny przepływu nienaruszalnego. Przepływ nienaruszalny zdefiniowano jako dolne granice zakresu dozwolonych poborów wody, poniżej których następują nieodwracalne zmiany środowiska. W opracowaniu wykonanym na zlecenie Narodowego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej, stwierdzono, że: „na obecnym etapie wiedzy, biorąc pod uwagę różnorodność i złożoność procesów hydrologicznych i hydrobiologicznych zachodzących w samej rzece jak i całej zlewni, trudno jest wyznaczyć jednoznacznie wartości granicznego przepływu nienaruszalnego” (Witkowski i in. 1998). Przyjmując założenia do metody oparte na zasadzie zrównoważonego rozwoju, autorzy wytycznych nie definiują kryterium podając jedynie, że ważne ze względów ekologicznych są trzy charakterystyczne wielkości:

- głębokość niżówki,
- czas trwania niżówki,
- częstotliwość występowania niżówki.

Te przesłanki doprowadziły do wzoru na obliczenie przepływu nienaruszalnego:

$$Q_{nn} = (Q_{7,10} - Q_{NT}) \left(\frac{Q_{sr} - Q}{Q_{sr} - Q_{7,10}} \right)^{\left(\frac{Q_{sr} - Q_{7,10}}{Q_{NT} - Q_{7,10}} \right)} + Q_{NT} \quad (6.2)$$

gdzie:

Q_{nn} – przepływ nienaruszalny w m^3s^{-1} ,

$Q_{7,10}$ – przepływ minimalny siedmiodniowy o prawdopodobieństwie 10% w m^3s^{-1} ,

Q_{NT} – przepływ najdłużej trwający w m^3s^{-1} ,

Q_{sr} – przepływ średni roczny w m^3s^{-1} .

Obliczony wzorem (6.2) zmienny przepływ nienaruszalny posiada dolne ograniczenie, które stanowi przepływ minimalny 7-dniowy o prawdopodobieństwie $p = 10\%$ ($Q_{7,10}$):

$$Q_{nn} = Q_{7,10} \quad (6.3)$$

oraz ograniczenie górne, które z kolei stanowi przepływ najdłużej trwający (Q_{NT}):

$$Q_{nn} = Q_{NT} \quad (6.4)$$

W wytycznych brak jednoznacznego uzasadnienia dla przyjętych wartości granicznych.

Korzystając z algorytmu przedstawionego w wytycznych do metody ekologicznej obliczania przepływu nienaruszalnego (Witkowski i in. 1998), obliczono przepływ nienaruszalny w przekroju ujęcia wody na potoku Leśnianka. Do obliczeń wykorzystano ciąg statystyczny 7-dniowych przepływów minimalnych rocznych. Obliczenia przepływów 7-dniowych minimalnych rocznych o określonym prawdopodobieństwie nieosiągnięcia wykonano stosując metodę Gumbela (Punzet, Żelaziński 1969).

Ekstrapolowany ciąg przepływów minimalnych rocznych 7-dniowych do przekroju ujęcia wody, uporządkowano w ciąg rozdzielczy. Przepływowi przyporządkowano prawdopodobieństwo empiryczne. Obliczone wartości przedstawiono w tabelicy 6.1.

Teoretyczną krzywą prawdopodobieństwa opisuje rozkład Fishera-Tippeta (Punzet, Żelaziński, 1969). Przepływy minimalne 7-dniowe o określonym prawdopodobieństwie nieosiągnięcia obliczono ze wzoru:

$$Q_{\min-7p\%} = 1 - \exp\left(\frac{X - \varepsilon}{\Theta - \varepsilon}\right)^K \quad (6.5)$$

gdzie:

$Q_{\min-7p\%}$ - przepływ minimalny roczny 7-dniowy o określonym prawdopodobieństwie nieosiągnięcia p w %,

ε - absolutnie najniższy przepływ w m^3s^{-1} ,

Θ - charakterystyczna niżówka w m^3s^{-1} ,

K - parametr modelu.

Tablica 6.1

**Ciąg rozdzielczy przepływów minimalnych rocznych 7-dniowych
i obliczoneprawdopodobieństwo empiryczne**

Lp	Przepływ minimalny 7-dniowy Q_{min7} [m^3s^{-1}]	Prawdopodobieństwo empiryczne p [%]
1	0,038	3,0
2	0,064	6,1
3	0,068	9,1
4	0,080	12,1
5	0,082	15,2
6	0,095	18,2
7	0,095	21,2
8	0,109	24,2
9	0,113	27,3
10	0,115	30,3
11	0,117	33,3
12	0,122	36,4
13	0,122	39,4
14	0,124	42,4
15	0,133	45,5
16	0,138	48,5
17	0,146	51,5
18	0,147	54,5
19	0,148	57,6
20	0,155	60,6
21	0,165	63,6
22	0,171	66,7
23	0,180	69,7
24	0,181	72,7

25	0,183	75,8
26	0,185	78,8
27	0,187	81,8
28	0,194	84,8
29	0,239	87,9
30	0,258	90,9
31	0,264	93,9
32	0,273	97,0

Parametry rozkładu prawdopodobieństwa estymowano w oparciu o:

- Przepływ średni z minimalnych 7 dniowych obliczono ze wzoru:

$$Q_{min\ sr} = \frac{\sum_{j=1}^N Q_{min-7j}}{N} \quad (6.6)$$

gdzie:

Q_{min-7j} - przepływ minimalny roczny 7-dniowy w m^3s^{-1} ,

N - liczebność ciągu przepływów minimalnych.

- Odchylenie standardowe określono z równania:

$$\sigma = \sqrt{\frac{\sum_{j=1}^N Q_{min-7j}^2}{N} - Q_{min\ sr}^2} \quad (6.7)$$

- Najmniejszy obserwowany przepływ w przekrojach ujęcia wody wynosił:

$$Q_{min1} = 0,0385 m^3s^{-1}$$

Parametr $k = \frac{l}{\lambda}$ określono na podstawie estymatora τ oraz długości ciągu N ze wzoru:

$$\tau(\lambda, N) = \frac{Q_{min\ sr} - Q_{min1}}{\sigma} \quad (6.8)$$

Absolutnie najniższy przepływ obliczono z równania:

$$\varepsilon = Q_{min_I} - \frac{Q_{min_{sr}} - Q_{min_I}}{N^\lambda - 1} \quad (6.9)$$

Przepływ określony jako tzw. charakterystyczna niżówka obliczono ze wzoru:

$$\Theta = \frac{Q_{min_{sr}} - \varepsilon}{\Gamma(1 + \lambda)} + \varepsilon \quad (6.10)$$

Parametry rozkładu prawdopodobieństwa przedstawiono w tabelicy 6.2.

Tablica 6.2

Parametry rozkładu Fishera-Tippeta

Parametry	Potok Leśnianka
$Q_{min_{sr}}$	0,147 m ³ s ⁻¹
σ	0,0575
Q_{min_I}	0,039 m ³ s ⁻¹
τ_I	1,88
λ_I	0,343
ε	0 m ³ s ⁻¹
Θ_I	0,165 m ³ s ⁻¹

Ponieważ obliczona wartość ε jest ujemna ($\varepsilon < 0$), przyjęto jako dolne ograniczenie, absolutnie najniższy przepływ $\varepsilon = 0$ i określono τ_I ze wzoru:

$$\tau_I(\lambda_I) = \frac{Q_{min_{sr}}}{\sigma} \quad (6.11)$$

Natomiast charakterystyczną niżówkę Θ_I obliczono z równania:

$$\Theta_I = \frac{Q_{min_{sr}}}{\Gamma(1 + \lambda_I)} \quad (6.12)$$

Przepływy minimalne roczne o określonym prawdopodobieństwie przewyższenia obliczono w tym przypadku ze wzoru:

$$Q_{min_{p\%}} = \Theta_I e^{\lambda_I y_p} \quad (6.13)$$

gdzie :

y_p – zmienna zależna od prawdopodobieństwa odczytana z tablicy (Punzet, Żelaziński 1969).

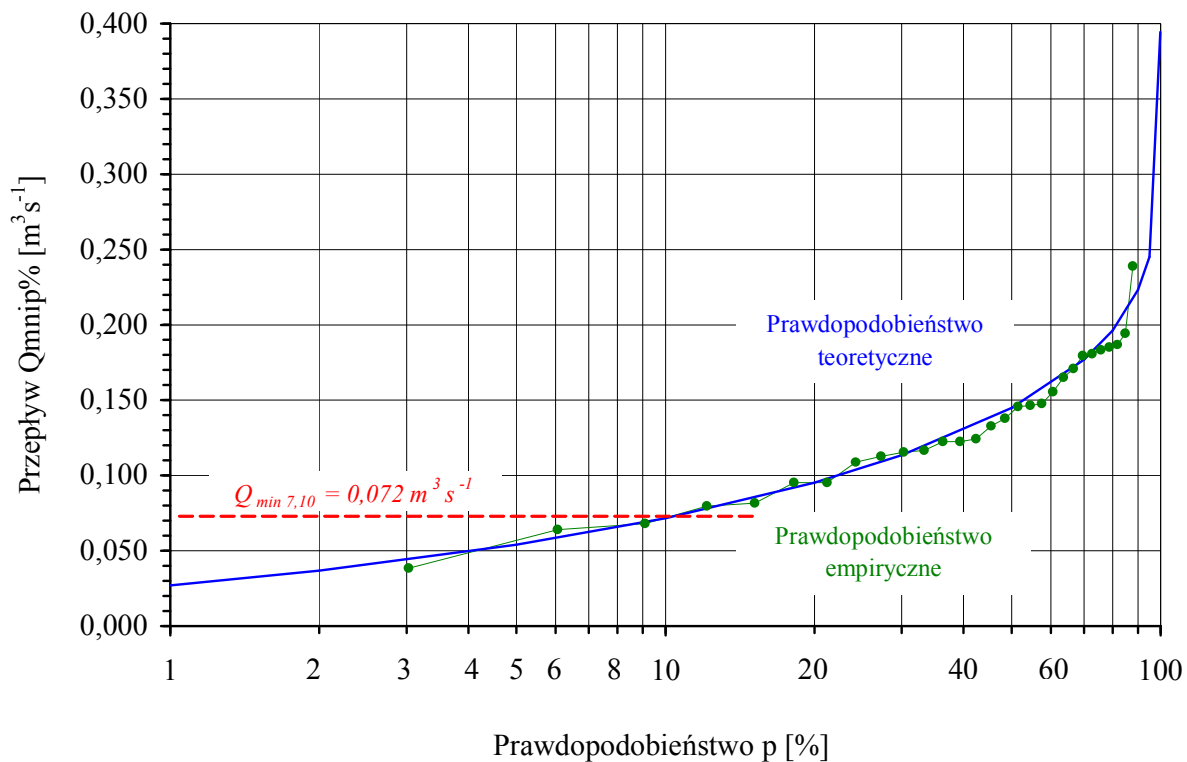
Obliczone wartości przepływów minimalnych rocznych 7-dniowych o określonym prawdopodobieństwie nieosiągnięcia w przekroju ujęcia wody zestawiono w tablicy 6.3 i pokazano na rys. 6.1.

Tablica 6.3

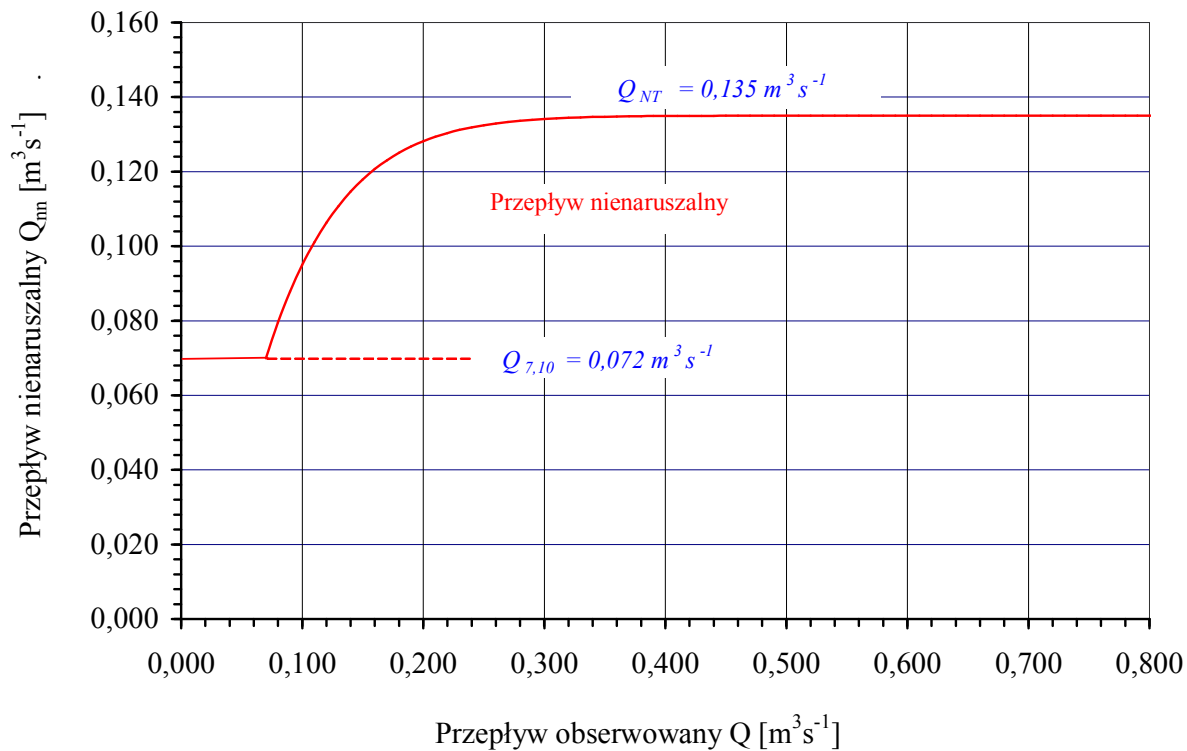
Przepływy minimalne roczne 7-dniowe o określonym prawdopodobieństwie nieosiągnięcia

p [%]	Zmienna $y_p(p)$	Przepływ minimalny 7 dniowy $Q_{min p\%}$ [m ³ s ⁻¹]
1	-4,6013	0,027
2	-3,9024	0,037
5	-2,9700	0,054
10	-2,2503	0,072
20	-1,4999	0,095
30	-1,0309	0,114
50	-0,3665	0,145
70	0,1856	0,177
80	0,4759	0,196
90	0,834	0,223
95	1,0975	0,245
99,9	2,4435	0,394

Dolne ograniczenie przepływu nienaruszalnego określonego w oparciu o kryterium ekologiczne wynosi $Q_{nd} = 0,072 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ i jest znacznie mniejsze od przepływu średniego niskiego ($SNQ = 0,124 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$), zaś górne ograniczenie tego przepływu obliczone jako przepływ najdłużej trwający wynosi $Q_{NT} = 0,135 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ i jest zbliżone od SNQ . Wyniki obliczeń pokazano na rys. 6.2. Istotnym problemem praktycznego wykorzystania proponowanej metody jest konieczność bieżącej kontroli przepływów pomiędzy dolnym i górnym ograniczeniem. Dla każdego obserwowanego przepływu trzeba codziennie obliczyć ze wzoru (6.2) wartość przepływu nienaruszalnego.



Rys. 6.1. Krzywa prawdopodobieństwa 7-dniowych przepływów minimalnych rocznych



Rys. 6.2. Przepływ nienaruszalny obliczony według kryterium ekologicznego

Trudno dziś liczyć na to, że organ administracji państwowej lub samorządowej (starosta, wojewoda, Minister Środowiska) wydający decyzję na eksploatację zasobów wodnych, który zgodnie z prawem w tym przypadku przejmuje rolę kontrolną, wyda decyzję na pobór wody przy zmiennej wartości przepływu nienaruszalnego.

Należy zatem dążyć do ustalenia stałej wartości przepływu nienaruszalnego przyjmując merytorycznie uzasadnione kryterium hydrobiologiczne oparte o gradację wybranych taksonów fauny dennej, charakterystycznych dla badanego ekosystemu wodnego.

7. OKREŚLENIE PRZEPLYWU NIENARUSZALNEGO W OPARCIU O KRYTERIUM HYDROBIOLOGICZNE

Rzeki i potoki górskie należą do specyficznych ekosystemów. Każdy ekosystem składa się z organizmów żywych tworzących biocenozę wraz ze wszystkimi elementami środowiska nieożywionego zwanego biotopem. Środowisko wodne charakteryzuje się dużą różnorodnością organizmów. O ich występowaniu decyduje kompleks czynników biotycznych i abiotycznych. Duże znaczenie w rzekach i potokach ma synton, nie tylko jako czynnik kształtujący i rekonstruujący biocenozę, ale również jest pokarmem dla ryb, które są ważnym ogniwem łańcucha troficznego (Epler 1973, Haney 1983). Jego ilość zależy od charakteru dna (granulacji rumowiska) i obszaru zasilania oraz prędkości wody. W skład fauny unoszonej wchodzi dryfujące, oderwane od podłoża organizmy bentosowe oraz lądowe np. owady, często chrząszcze strącone z nadbrzeżnej roślinności do wody (Epler 2003).

W ciekach wyróżnia się krainę mikrofitów obejmującą potoki i rzeki w górnym biegu, gdzie dominują rośliny niższe oraz krainę makrofitów, zajmującą dolny bieg rzek z dobrze rozwiniętymi zespołami roślin nasiennych.

Fauna wodna jest bogato zróżnicowana. W potokach i rzekach górskich dużą rolę odgrywają również zespoły organizmów żyjących na dnie, czyli bentos (Bieniarz, Epler 1972). Wyróżnia się trzy zasadnicze biotopy w zależności od warunków jego występowania. Dno kamieniste lub żwirowe o silnym prądzie wody, który występuje w górnym biegu, zasiedlają głównie larwy jętek *Ephemeroptera*, widelnic *Plecoptera* oraz wypławki należące do gromady *Turbellaria*, ślimaki *Gastropoda*, larwy muchówek *Diptera* i chrzączek *Trichoptera* oraz kielże należące do *Amphipoda*, a rzadziej ośliczki, które reprezentują *Isopoda* (Orendt 2000).

Charakterystycznym dla rzek biotopem jest dno piaszczyste lub zamulone, o spokojnym prądzie, gdzie żyją organizmy o mniejszych wymaganiach tlenowych. Są to głównie niektóre larwy ochotkowatych *Chironomidae* i skąposzczety *Oligochaeta*, a także pewne gatunki ważek *Odonata*, jętek *Ephemeroptera* i chrzączek *Trichoptera* oraz pijawek *Hirudinae*. Trzeci rodzaj biotopu tworzą brzegi rzek i potoków porośnięte roślinnością nasienną, występuje w nim duża różnorodność flory i fauny z wielu grup systematycznych między innymi larwy owadów *Insecta*, ślimaki *Gastropoda* i skorupiaki *Crustacea* (Cummins 1970, 1973). Szczególnie znaczenie w tym biotopie mają zespoły ptaków brodzących.

W naturalnych korytach rzecznych występują następujące czynniki wpływające na rozmieszczenie organizmów:

- turbulencja wody,

- warstwa graniczna na styku z podłożem,
- obszar wody, względnie spokojnej, ponad nierównościami dna koryta.

Dzięki tym czynnikom wody płynące są środowiskiem zamieszkałym przez wyspecjalizowaną florę i faunę, ale także przez takie organizmy, które pozornie nie mają szans utrzymania się w silnym prądzie (Lillehammer, Saltveit 1982).

Warstwa graniczna stanowi stałą osłonę wodną (wodę adhezyjną) na powierzchni organizmów, przez którą odbywa się wymiana gazowa oraz dyfuzja soli. Im grubsza jest warstwa utworzona przez wodę adhezyjną tym trudniej zachodzi ta wymiana.

Nierówności strukturalne i ukształtowanie dna cieków stwarzają dla organizmów urozmaicone podłoże zasiedlane przez różne gatunki roślin i zwierząt wykorzystujących wszechstronnie potencjalną żyzność cieków (Epler 2003).

Duży wpływ na zmiany i przesunięcia strukturalne podłoża mają wezbrania. Mogą one być również przyczyną niszczenia osiadłych biocenoz.

Do ważniejszych czynników fizycznych wody należy temperatura. Obok zmian sezonowych istotne są wahania dobowe, które są znacznie większe w potokach niż w rzekach. Duży wpływ na warunki życia zbiorowisk organizmów dennych ma również mętnienie wody.

Skład chemiczny wód płynących jest w dużym stopniu niejednorodny na długości cieków, a czasem także w przekroju koryta (Kajak 1998). Zmienność wskaźników chemicznych wody jest wynikiem procesów zachodzących w korycie cieków głównego oraz w jej dopływach. Niewątpliwie o ich występowaniu decyduje właściwości fizykochemiczne oraz zespół czynników ekologicznych.

Ekosystemy wodne posiadają własny model funkcjonowania, którego podstawową cechą jest silne związanie z dorzeczem.

Wody płynące w dużym stopniu uzależnione są od dopływu materii organicznej spoza cieków, tak więc element allochtoniczny jest podstawowym czynnikiem produkcji (Starmach i in., 1978). Głównym źródłem energii jest energia słoneczna, przepływa ona jednokierunkowo w układzie otwartym, natomiast materia w nim krąży. Krążenie materii odbywa się dzięki zależnościom pomiędzy poszczególnymi ogniwami łańcucha troficznego, czyli producentami, konsumentami i destruentami.

Ze względu na proces wiązania energii i jej rozkład oraz obieg materii, która transportowana jest w dół cieków, rzeka nie jest wyodrębnionym ekosystemem, lecz częścią większego systemu, jakim jest dorzecze (Lampert, Sommer 1996).

W tych warunkach obok innych organizmów rozwija się bentos. Bentos to zespół organizmów zamieszkujących dno lub inne twarde podłoże, takie jak powierzchnie organizmów

żywych, konstrukcje wznoszone przez człowieka, obiekty pływające (Grzybkowska 1993). W ścisłym znaczeniu, do bentosu zalicza się tylko organizmy osiadłe lub poruszające się po dnie (Jura 2002).

Zespoły organizmów związane z dnem mulistym to epipelon, z osadem piaszczystym epipsammon, a z powierzchnią kamieni noszą nazwę epilitonu (Lampert, Sommer 1996). Pod względem budowy morfologicznej i anatomicznej jest to zespół bardzo zróżnicowany. Obejmuje zarówno bakterie (bakteriobentos), organizmy roślinne (fitobentos) i zwierzęta (zoobentos) (Engelhardt 1998). Spośród zwierząt bentosowych największą rolę ekologiczną odgrywają detrytusofagi, filtratory i mułozercy, ważne są również bakterie i grzyby tworzące trzecie ogniwo łańcucha troficznego zwane destruentami.

Wśród zoobentosu wyróżnić można te organizmy, które spędzają większą część życia zagrzebane w podłożu czyli infaunę, a także epifaunę żyjącą na powierzchni dna. Różne przystosowanie organizmów bentosowych do warunków podłoża pozwalają wyróżnić dodatkowo:

- rhizobentos (rośliny zakorzenione),
- haptobentos (organizmy na stałe przymocowane do podłoża),
- herpobentos (organizmy poruszające się po dnie),
- planktobentos i nektobentos (występujące zasadniczo w toni wodnej, ale ściśle związane są z dnem).

Organizmy żyjące w wodzie o silnym prądzie to reobionty (np. larwy wielu gatunków jętek), a unikające silnego prądu to reokseny (np. larwy ważek czy chrząszczy wodnych).

Ze względu na wielkość bentosu wyróżnia się mikrobentos (mniejsze od 0,1 mm), mejobentos (nie przekraczające 1 mm) oraz makrobentos (powyżej 1 mm) (Jura 2002).

Kompleks czynników fizycznych i chemicznych wody ma ogromny wpływ na organizmy, które mają zróżnicowane wymagania środowiskowe i w sposób szczególny reagują na zmiany. Wyróżnia się zatem organizmy stenotopowe, które mogą żyć tylko w warunkach względnej stałości danego czynnika środowiska oraz eurytopowe odznaczające się dużą tolerancją w stosunku do zachodzących zmian środowiska, a więc są bardziej rozpowszechnione.

Czynniki abiotyczne wpływają na organizmy, a te z kolei kształtują i przekształcają środowisko. U bezkręgowców wodnych występują liczne cechy wynikające zarówno z budowy morfologicznej jak i anatomicznej zwiększające ich zdolność do poruszania się lub minimalizujące porywanie ich przez wodę. Posiadają one ciąg przystosowań do dennego trybu życia, mimo zmiennych warunków przepływu. Są to między innymi specjalne nici, inne lepkie wydzieliny, haczyki oraz przyssawki potrzebne na czas przepoczwarczenia się. Ważnymi przy-

kładami adaptacyjnymi zoobentosu do życia w wodzie jest kształt i pokrycie ciała. Wzrost ciężaru właściwego organizmów bentosowych może być spowodowany obecnością szkieletu zewnętrznego zbudowanego z różnych substancji mineralnych lub organicznych np. u chrząszczów pełniący również rolę maskującą i ochronną. W ich ciele nie występują przestrzenie powietrzne ani krople tłuszczu.

Występowanie makrobezkręgowców bentosowych w dużym stopniu uzależnione jest od charakteru dna. Im podłoże jest bardziej miękkie, tym trudniej utrzymać się na powierzchni, szczególnie większym i cięższym osobnikom, ale pozwala na łatwe zagrzebywanie się (np. skąposzczety *Oligochaeta*, ochotkowate *Chironomidae*). Dno twarde sprzyja swobodnym ruchom ich ciała. Organizmy denne podlegają okresowym migracjom. W wyniku migracji pionowej nocą z dna przechodzą do toni wodnej, niesione są na znaczne odległości by nad ranem osiedlić się znów na dnie. Migracje mogą mieć charakter dobowy, sezonowy, ale mogą odbywać się w związku ze zmianami stężenia tlenu przy dnie (skąposzczety *Oligochaeta*, ochotkowate *Chironomidae*) (Dumnicka 1980).

Po szczegółowej analizie makrofauny dennej w rzekach i potokach górskich sformułowano nową definicję przepływu nienaruszalnego opartą w pełni na analizie liczebności i rozkładu makrobezkręgowców bentosowych w przekrojach charakterystycznych cieków.

Przepływem nienaruszalnym według kryterium hydrobiologicznego jest przepływ o wartości odpowiadającej granicznemu napełnieniu koryta cieków, przy którym zachowane są podstawowe procesy biologiczne ekosystemu wodnego.

7.1. Analiza różnorodności gatunkowej

W analizie uwzględniono następujące organizmy wskaźnikowe:

- *Plecoptera*, do których należą: *Perla marginata*, *Chloroperla* sp., *Perlodes* sp., *Nemoura variegata*.
- *Ephemeroptera*, w których wyróżniono: *Ephemera vulgata*, *Heptogenia flava*, *Ephemerella ignita*, *Caenis macrura*, *Ecdyonurus fluminum*, *Rhitrogena semicolorata*, *Baetis rhodani*, *Habrophlebia lauta*, *Paraleptophlebia submarginata*, *Ameletus inopinatus*, *Oligoneuriella henna*.
- *Diptera*, obejmujące: *Dixa amphibia*, *Chironomus* sp., larwy drapieżne *Pelopinae*, *Simulium* sp., *Liponeura* sp., *Dicranota* sp., *Limnophora* sp.
- *Trichoptera*, gdzie wyróżniono: *Rhyacophila nubila*, *Hydropsyche lepida*, *Silo* sp., *Notidobia ciliaris*, *Leptocerus* sp.

- *Hydracarina*, do których należą: *Limnochares sp.*, *Frontipoda sp.*, *Limnesia sp.*, *Mideopsis sp.*, *Arrenurus sp.*, *Hydrachna sp.*, *Piona sp.*
- *Oligochaeta*, w których znajdują się: *Stylaria lacustris*, *Tubifex tubifex*.
- *Gastropoda*, wśród których wyodrębniono: *Theodoxus fluviatilis*, *Ancylus fluviatilis*, *Viviparus viviparus*, *Bithynia tentaculata*.
- inne mniej liczne jak: *Gammarus pulex*, *Aeschna grandis*, *Onychogomphus sp.*, *Calopteryx splendens*, *Agrion armatum*, *Aphelocheirus sp.*, *Mesovella furiata*, *Dytiscus marginalia*, *Acilius sulcatus*, *Hydrotus sp.*, *Platambus maculatus*, *Dendrocoelum lacteum*, *Dugesia gonocephala*.

Do analizy różnorodności gatunkowej wykorzystuje się indeksy, z których najczęściej stosowany jest indeks Shannona-Weavera.

7.1.1. Indeks różnorodności gatunkowej Shannona -Weavera

Do oceny różnorodności makrobezkręgowców bentosowych w wybranych przekrojach charakterystycznych cieku, która jest miarą stabilności biocenozy, zastosowano indeks Shannona-Weavera (Fleituch 1992).

Oryginalna postać indeksu bioróżnorodności określona jest wzorem:

$$r = - \sum_{i=1}^s \frac{n_i}{n} \log_2 \frac{n_i}{n} \quad (7.1)$$

gdzie:

n_i – liczba osobników i-tego taksonu,

n - całkowita liczebność rzędów makrobezkręgowców w zoocenozie,

s – liczba taksonów.

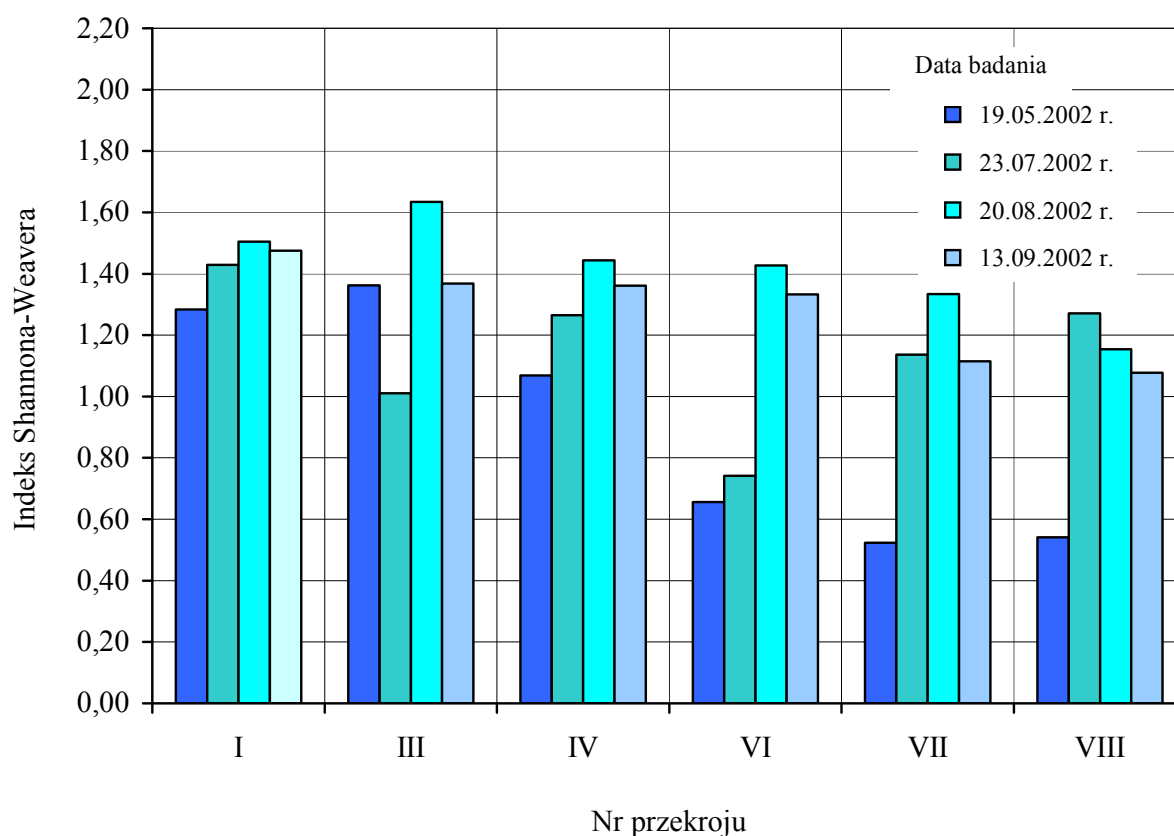
Na podstawie badań makrofauny dennej wykonanych w roku 2002, biorąc pod uwagę rzędy jako jednostki taksonomiczne obliczono ze wzoru (7.1) indeksy bioróżnorodności w przekrojach charakterystycznych potoku Leśnianka. Wyniki przedstawiono w tablicy 7.1 oraz dla każdego terminu pomiarowego pokazano na rys. 7.1.

W większości przypadków bioróżnorodność zmniejsza się wraz z biegiem potoku, mają na to wpływ zanieczyszczenia dopływające do potoku Leśnianka ze źródeł punktowych i obszarowych. Nieznacznie wyższy w niektórych próbach wskaźnik występuje w przekroju ujściowym jednak przy mniejszej liczebności organizmów.

Tablica 7.1

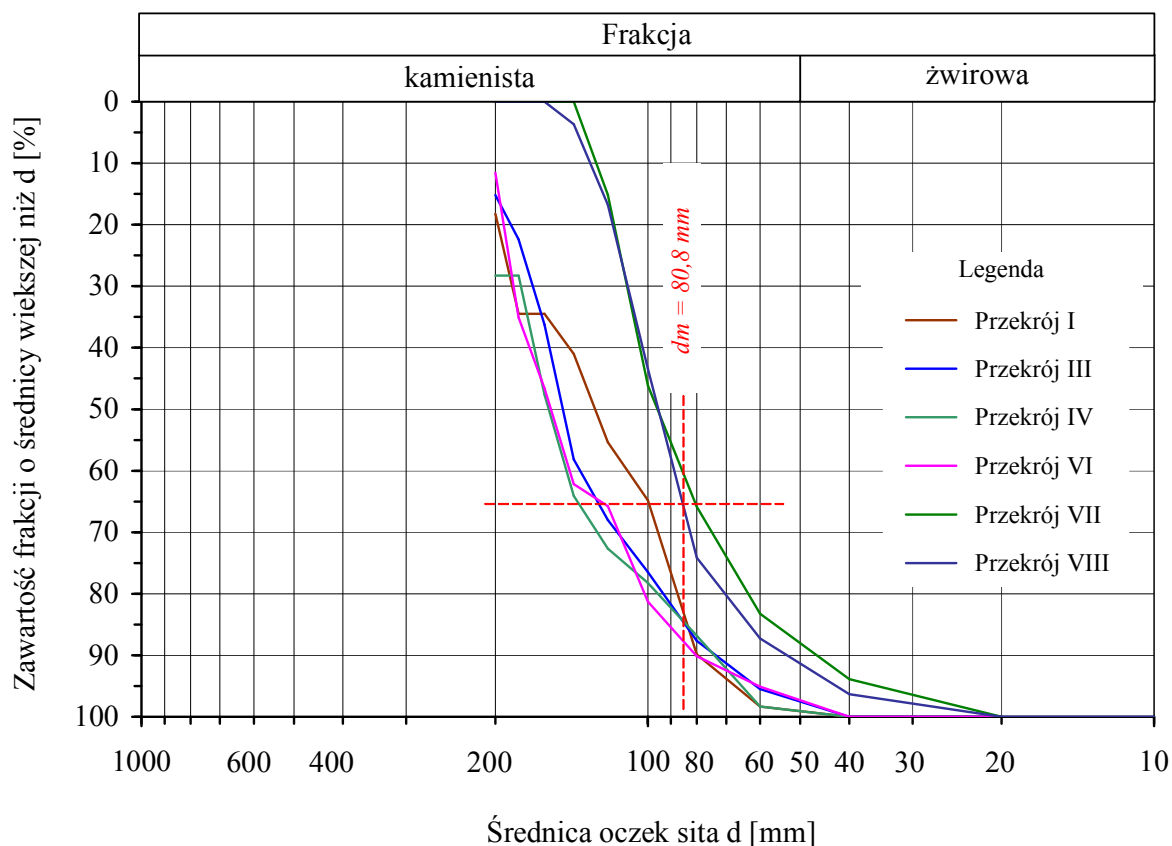
Zmienność indeksu Shannona-Weavera

Nr przekroju	Data poboru prób do analizy			
	19.05.2002 r.	23.07.2002 r.	20.08.2002 r.	13.09.2002 r.
I	1,283	1,429	1,505	1,475
III	1,362	1,010	1,635	1,368
IV	1,068	1,265	1,444	1,361
VI	0,656	0,742	1,427	1,333
VII	0,523	1,137	1,334	1,115
VIII	0,541	1,271	1,154	1,077



Rys. 7.1. Zmienność indeksu Shanona-Weavera w przekrojach badawczych potoku Leśnianka

Rozkład przestrzenny tych organizmów uzależniony jest głównie od granulacji materiału dennego i jakości wody.



Rys. 7.2. Krzywa uziarnienia rumowiska w przekrojach kontrolno-pomiarowych

Przeciętna średnica ziaren wierzchniej warstwy rumowiska dennego została obliczona na podstawie krzywej przesiewu ze wzoru:

$$d = \frac{\sum_{i=1}^m d_i p_i}{100} \quad (7.2)$$

gdzie:

d – średnica przeciętna ziarna w m,

d_i – średnica odsortowanej frakcji w m,

p_i – procentowy udział odsortowanej frakcji w próbce w %,

m – liczba frakcji.

Do obliczenia głębokości granicznej (początku ruchu rumowiska) zastosowano uproszczony wzór Mayera-Petera, (Wołoszyn i in. 1994):

$$\frac{\gamma h I}{1,6 d} = 0,402 + 1,147 \frac{q_s^{2/3}}{1,6 d} \quad (7.3)$$

gdzie:

γ - ciężar właściwy wody w N m^{-3} ,

h – głębokość wody w m,

I – spadek zwierciadła wody,

q_s – przepływ rumowiska w N s^{-1} na 1 m szerokości koryta.

Dla chwili początkowej ruchu rumowiska, we wzorze (7.3) wartość $q_s = 0$. Wprowadzając odpowiednie przekształcenia można ze wzoru (7.3) obliczyć graniczne napełnienie, przy którym dla danego spadku zwierciadła wody rozpocznie się proces przemieszczania się materiału dennego w korycie.

$$h_m = \frac{0,402 \cdot 1,6 d}{\gamma I} \quad (7.4)$$

gdzie:

h_m – graniczna głębokość wody w m,

Pozostałe oznaczenia jak we wzorze (7.3).

Z obliczeń wynika, że w przekroju ujęcia wody na potoku Leśnianka ruch rumowiska rozpoczyna się po przekroczeniu napełnienia $h_m = 0,48 \text{ m}$. Okres stabilizacji ekosystemu rzecznoego jest w dużej mierze zależny od czasu trwania wezbrania i pory roku.

7.2. Zmienność rozkładu makrobezkręgowców w przekroju poprzecznym koryta

W celu określenia kryterium hydrobiologicznego dla wyznaczenia przepływu nienaruszalnego badano rozkład i liczebność makrobezkręgowców w wybranych przekrojach potoku Leśnianka.

Wyniki badań wykonanych, zgodnie z obowiązującą normą, w każdej sekcji w przekroju VII powyżej ujęcia wody na potoku Leśnianka zestawiono przykładowo dla jednej serii pomiarowej w tablicy 7.3 oraz pokazano na rys. 7.3, przy zmiennej głębokości w przekroju (rys. 7.4).

Podobne badania wykonano w przekroju VIII położonym poniżej ujęcia wody, a wyniki zestawiono w tablicy 7.4.

Jak wynika z analizy, w korytach potoków o znacznej szerokości przy poborze próby bentosu z powierzchni 1 m^2 większa liczebność i różnorodność pojawia się w strefie przybrzeżnej. Ma to ogromne znaczenie, ponieważ ta strefa narażona jest na duże wahania napełnienia spowodowane pracą ujęcia wody.

Stwierdzono również znaczną różnicę w składzie gatunkowym i liczebności taksonów w przekrojach położonych powyżej i poniżej ujęcia wody (rys. 7.3 i 7.5).

Tablica 7.3

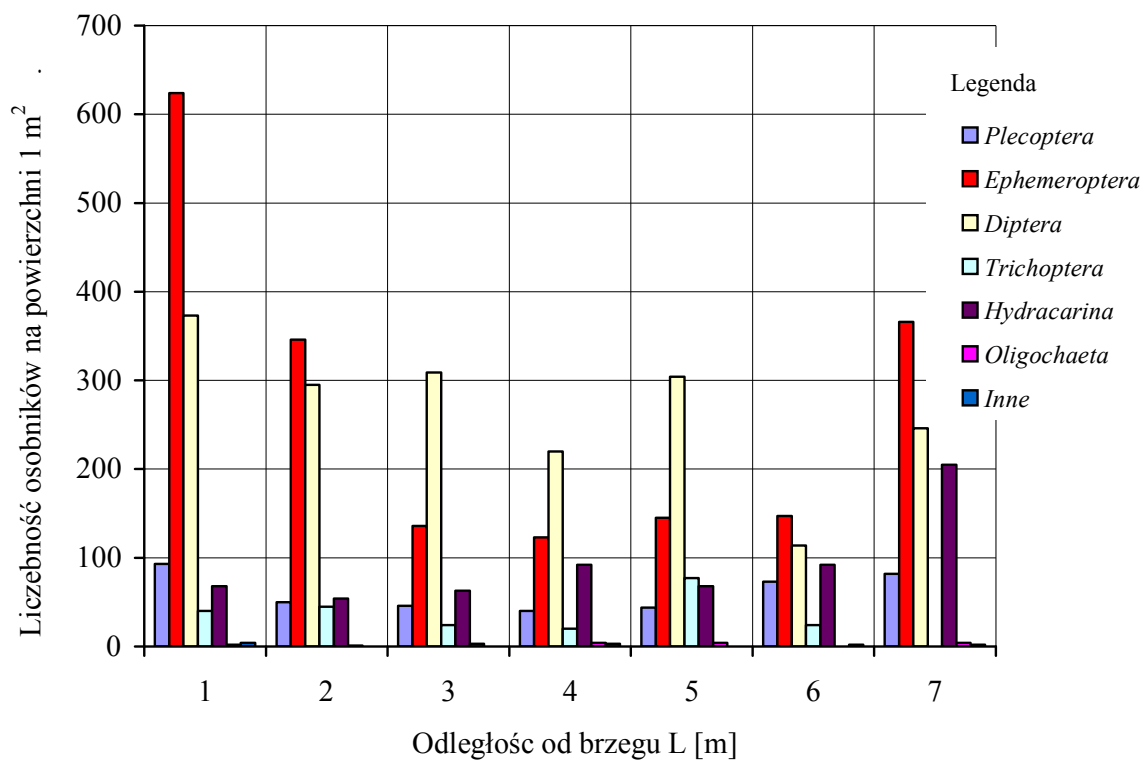
**Liczebność makrobezkręgowców bentosowych w sekcjach przekroju VII
powyżej ujęcia wody**

Taksony	Nr sekcji poboru makrobezkręgowców w przekroju VII						
	1	2	3	4	5	6	7
<i>Plecoptera</i>	93	50	46	40	44	73	82
<i>Ephemeroptera</i>	624	346	136	123	145	147	366
<i>Diptera</i>	373	295	309	220	304	114	246
<i>Trichoptera</i>	40	45	24	20	77	24	23
<i>Hydracarina</i>	68	54	63	92	68	92	205
<i>Oligochaeta</i>	2	1	3	4	4	0	4
Inne	4	0	0	3	0	2	2

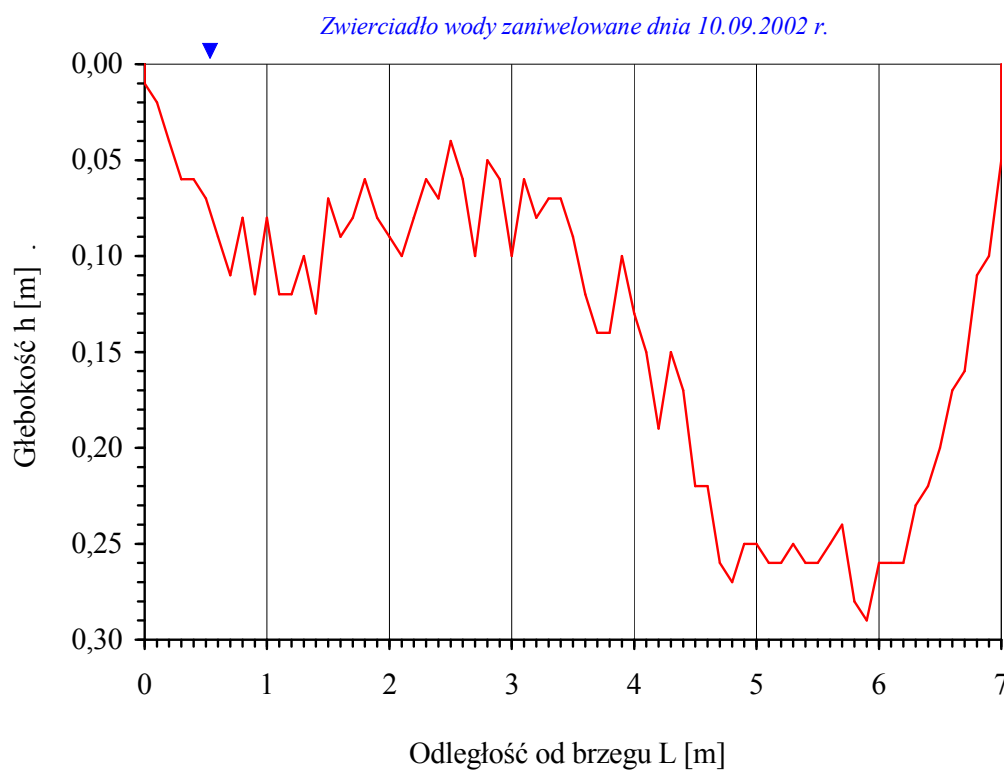
Tablica 7.4

**Liczebność makrobezkręgowców bentosowych w sekcjach przekroju VIII
poniżej ujęcia wody**

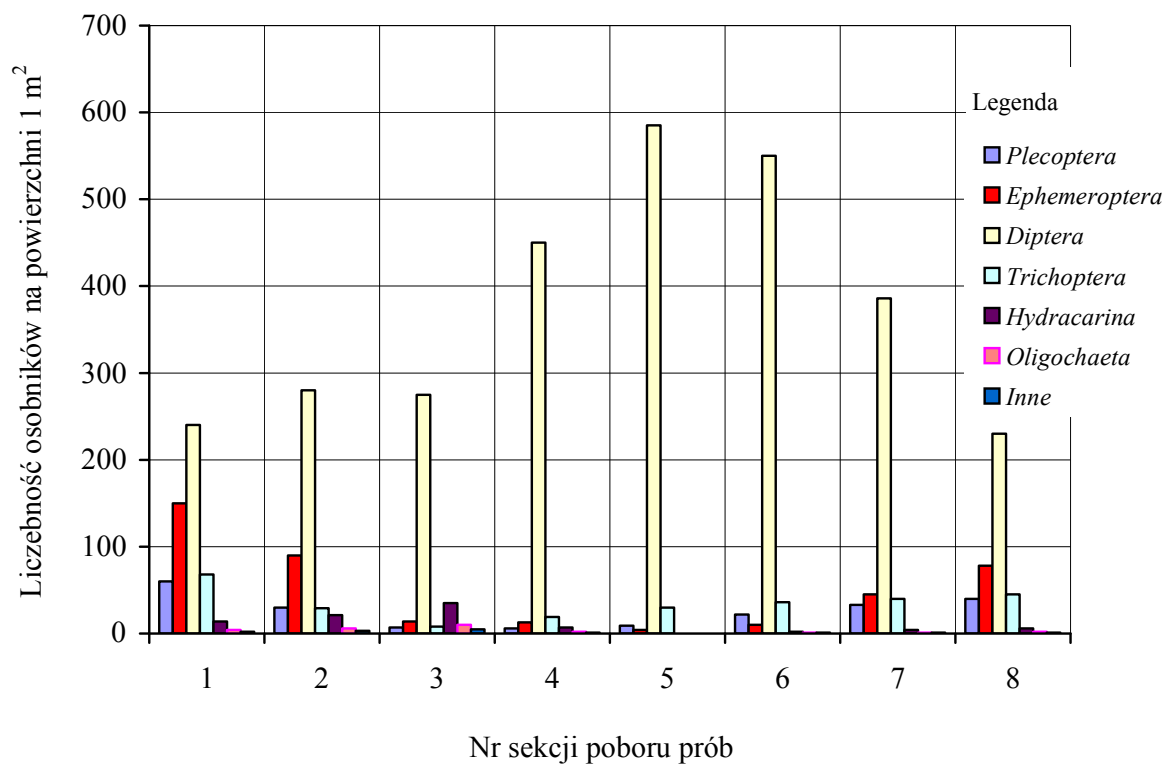
Taksony	Nr sekcji poboru makrobezkręgowców w przekroju VIII							
	1	2	3	4	5	6	7	8
<i>Plecoptera</i>	60	30	7	6	9	22	33	40
<i>Ephemeroptera</i>	150	90	14	13	4	10	45	78
<i>Diptera</i>	240	280	275	450	585	550	386	230
<i>Trichoptera</i>	68	29	8	19	30	36	40	45
<i>Hydracarina</i>	14	21	35	7	0	2	4	6
<i>Oligochaeta</i>	4	6	10	2	0	1	1	2
Inne	2	3	5	1	0	1	1	1



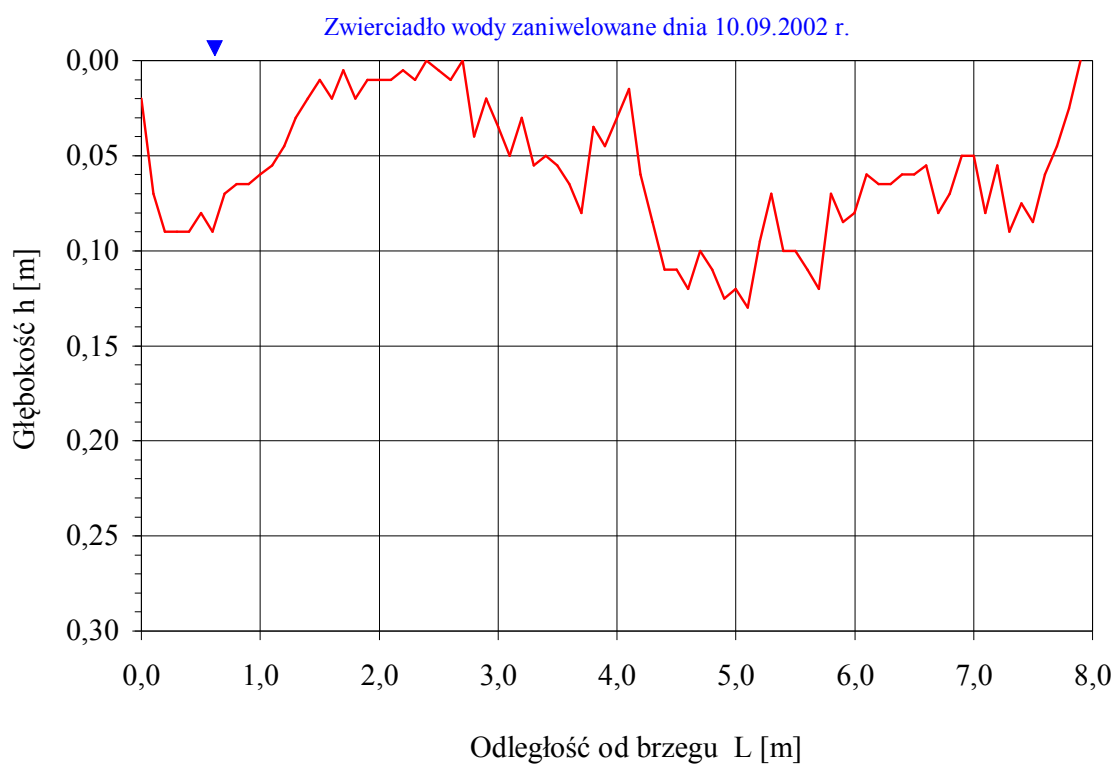
Rys. 7.3. Rozkład makrobezkręgowców bentosowych w przekroju ujęcia wody w dniu 10.09.2002 r.



Rys. 7.4. Profil poprzeczny koryta potoku Leśnianka w przekroju ujęcia wody



Rys. 7.5. Rozkład makrobezkręgowców bentosowych w przekroju poniżej ujęcia wody w dniu 10.09.2002 r.



Rys. 7.6. Profil poprzeczny koryta potoku Leśnianka w przekroju poniżej ujęcia wody

7.3. Analiza zmienności wybranych taksonów w przekrojach charakterystycznych

Eksploatacja małych bezobsługowych ujęć wody charakteryzuje się gwałtownymi zmianami poboru. Wiąże się to z pracą stacji wodociągowej i pojemnością zbiornika wyrównawczego. Jeżeli poziom wody w zbiorniku osiąga wartość maksymalną, ujęcie zostaje zamknięte automatycznie, a napełnienie i przepływ w korycie powracają do stanu quasi-naturalnego. Praca bezobsługowych ujęć wody powoduje, że przy kolejnym obniżeniu się zwierciadła wody w zbiorniku wyrównawczym na skutek jej rozbioru przez użytkowników następuje gwałtowny pobór wody. W tym momencie znacznie obniża się napełnienie, a w korycie odsłaniają się części przybrzeżne gdzie, jak wykazały badania, liczebność makrobezkręgowców jest największa.

Ten typ pracy małych ujęć wody ma charakter losowy. Przy stosunkowo małych pojemnościach zbiorników wyrównawczych, przeważnie o wyrównaniu dobowym, nie można uwzględnić w pracy systemu zmienności rozbioru wody w kolejnych dniach tygodnia, miesiącach czy porach roku. Zatem, dla określenia napełnienia granicznego przy przepływie nie naruszalnym należy, ze zbioru analiz rozkładów makrobezkręgowców bentosowych w przekroju koryta powyżej ujęcia, wybrać do analizy te, które jako reprezentatywne decydować będą o zachowaniu warunków podobnych do quasi-naturalnych.

Ponieważ liczebność organizmów w każdej kategorii taksonomicznej jest różna dla porównania ich zmienności w przekroju, obliczono liczebność standaryzowaną ze wzoru:

$$l_s = \frac{l_i}{\sum_{i=1}^m l_i} \quad (7.5)$$

gdzie:

l_s - liczebność standaryzowana dla każdego taksonu ($0 \leq l_s \leq 1$),

l_i - liczebność organizmów w kategorii taksonomicznej w każdej sekcji,

m - liczba sekcji w przekroju poprzecznym koryta.

Po standaryzacji liczebności wybranych do analizy rzędów makrobezkręgowców bentosowych obliczono krzywe sumowe dla każdego taksonu.

Krzywe sumowe wybranych do analizy taksonów stanowią zbiór realizacji procesu stochastycznego. Procesem stochastycznym w tym przypadku jest funkcja rzeczywista $x(h, l)$ dwu zmiennych losowych h napełnienia w przekroju badanym i l liczebności taksonów.

Właściwości procesu stochastycznego są w pełni opisane przez skończenie wymiarowe rozkłady zmiennej losowej. Ponieważ określenie rozkładów wielowymiarowych na podstawie

skończonej liczby prób jest trudne, to w praktyce do opisu własności losowego procesu stochastycznego wykorzystuje się najczęściej zwykle i centralne momenty rozkładu jakimi są funkcje: wartości średniej, wariancji i autokorelacji.

Dla standaryzowanych danych obliczono funkcje wariancji w zbiorze taksonów zależną od napełnienia w korycie ze wzoru (Benjamin, Cornell 1977):

$$\sigma_s^2(h) = \frac{1}{s} \sum_{i=1}^s [l_{s_i}(h) - \bar{l}_s(h)]^2 \quad (7.6)$$

gdzie:

$\sigma^2(h)$ – funkcja wariancji w zbiorze taksonów, przy napełnieniu h ,

$l_{s_i}(h)$ – funkcja standaryzowanej liczebności rzędów makrobezkręgowców bentosowych,

$\bar{l}_s(h)$ – funkcja wartości średniej standaryzowanej liczebności taksonów, przy napełnieniu h ,

s – liczba taksonów.

Funkcję wartości średniej w zbiorze taksonów obliczono z równania:

$$\bar{l}_s(h) = \frac{1}{s} \sum_{i=1}^s [l_{s_i}(h)] \quad (7.7)$$

gdzie oznaczenia jak we wzorze (7.6).

Funkcja wariancji w znacznej liczbie analizowanych przypadków posiada minimum lokalne, przy którym rozkład makrobezkręgowców bentosowych jest podobny do stanu początkowego. Wyniki badań dla wybranej realizacji reprezentatywnej w przekroju ujęcia wody na potoku Leśnianka zestawiono w tablicy 7.4.

Tablica 7.4

**Funkcja wartości średniej i wariancji przy obniżeniu
zwierciadła wody w przekroju ujęcia**

Obniżenie zwierciadła wody $k[m]$	Standaryzowana funkcja wartości średniej	Standaryzowana funkcja wariancji
0	1,0000	0,0000
-0,01	0,9970	0,0000
-0,02	0,9822	0,0002
-0,03	0,9607	0,0007
-0,04	0,9448	0,0004

-0,05	0,9301	0,0003
-0,06	0,8969	0,0003
-0,07	0,8099	0,0010
-0,08	0,7092	0,0019
-0,09	0,6268	0,0020
-0,1	0,5581	0,0029
-0,11	0,4852	0,0037
-0,12	0,4342	0,0048
-0,13	0,4088	0,0047
-0,14	0,3873	0,0040
-0,15	0,3515	0,0048
-0,16	0,3381	0,0040
-0,17	0,3070	0,0032
-0,18	0,2951	0,0028
-0,19	0,2746	0,0029
-0,2	0,2684	0,0027
-0,21	0,2597	0,0024
-0,22	0,2431	0,0030
-0,23	0,2178	0,0025
-0,24	0,1896	0,0027
-0,25	0,1726	0,0018
-0,26	0,0960	0,0007
-0,27	0,0154	0,0001
-0,28	0,0104	0,0000
-0,29	0,0000	0,0000

Wynik analizy w przekroju ujęcia wody na potoku Leśnianka pokazano na rys. 7.7.

Przy minimalnej wariancji funkcja autokorelacji obliczona ze wzoru (7.8), przy obniżeniu napelnienia o wielkość k , przyjmuje wartość maksymalną.

$$r_s(h, h-k) = \frac{\frac{1}{s} \sum_{i=1}^s [l_{s_i}(h) - \bar{l}_s(h)] [l_{s_i}(h-k) - \bar{l}_s(h-k)]}{\sigma_s(h) \sigma_s(h-k)} \quad (7.8)$$

gdzie:

$r_s(h, h-k)$ – funkcja autokorelacji, pozostałe oznaczenia jak we wzorze (7.6),

k – wysokość obniżenia zwierciadła wody od napełnienia początkowego,

$\sigma(h)$ – funkcja odchylenia standardowego w zbiorze taksonów przy napełnieniu h .

Przy każdym gwałtownym obniżeniu zwierciadła w wyniku eksploatacji zasobów wodnych, ginie pewna część organizmów, które zasiedliły strefę przybrzeżną. Zmienia się nie tylko ich liczebność w przekroju, ale również skład gatunkowy.

Napełnienie graniczne dla przepływu nienaruszalnego przyjęto na rzędnej, przy której wartość funkcji wariancji standaryzowanych rozkładów makrobezkręgowców osiąga lokalne minimum, a wartość funkcji autokorelacji jest maksymalna.

W tym samym czasie wykonano podobne badania w przekroju położonym poniżej ujęcia wody. Zmienność standaryzowanej liczebności wraz z obniżaniem się zwierciadła wody pokazano na rys. 7.9.

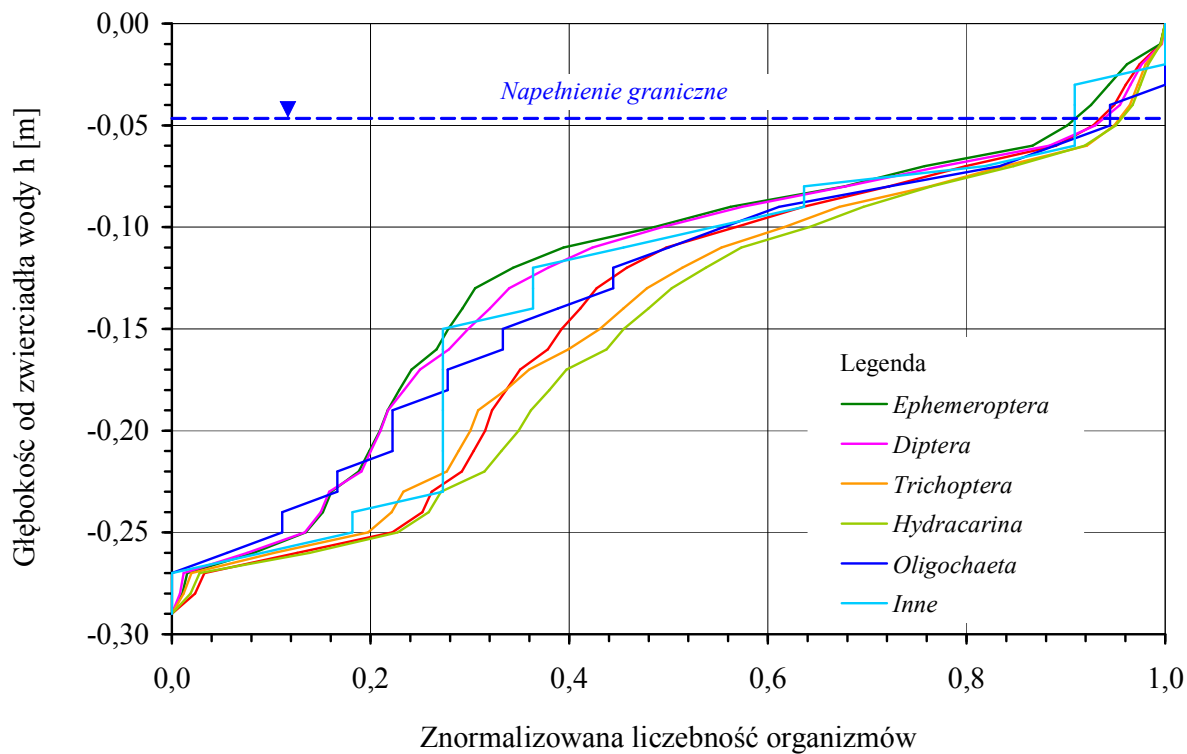
Obliczona funkcja wariancji przy obniżaniu głębokości w przekroju o 1 cm nie posiada lokalnego minimum co oznacza, że napełnienie graniczne znajduje się na poziomie wyższym od aktualnego zwierciadła wody. Wyniki obliczeń pokazano na rys. 7.10.

Dla tak określonych warunków i zdefiniowanego przepływu nienaruszalnego brak możliwości dodatkowego poboru wody poniżej istniejącego ujęcia na potoku Leśnianka.

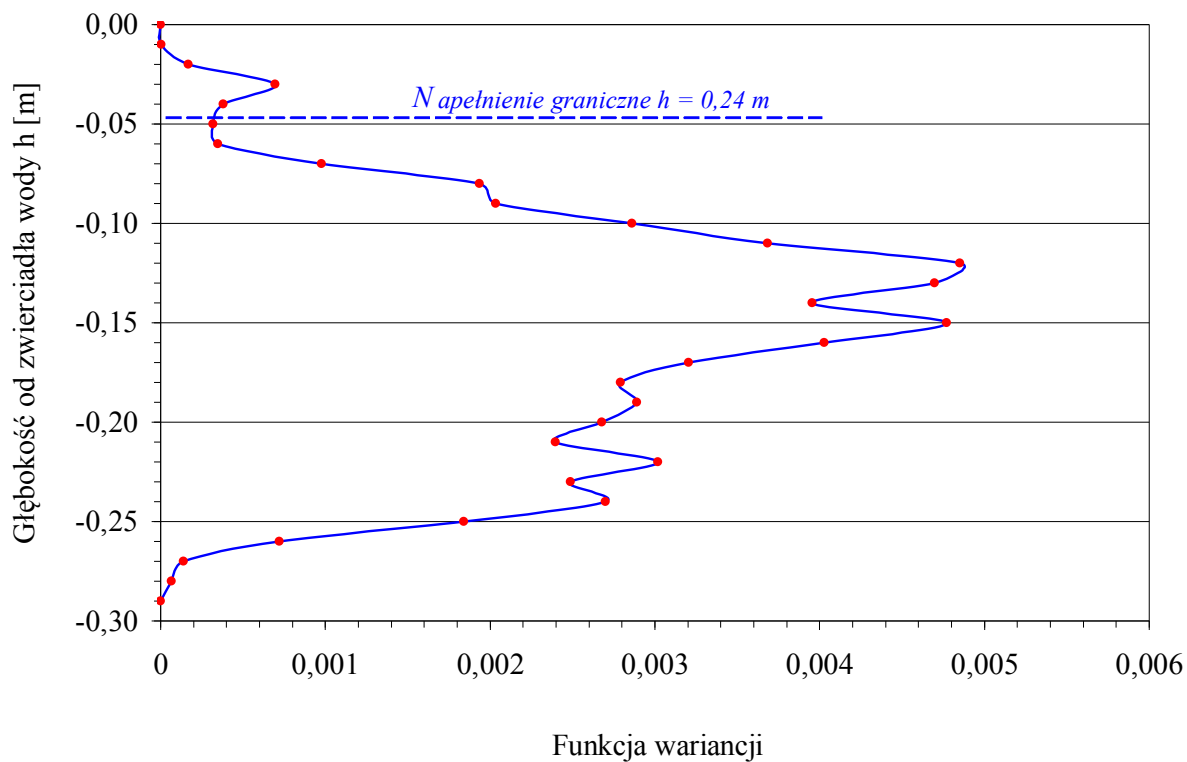
Ponieważ przekroje charakterystyczne na potokach górskich w tym przekrój ujęcia wody są zwykle niekontrolowane, do określenia przepływu nienaruszalnego zachodzi konieczność wyznaczenia krzywej przepływu.

Krzywą przepływu opracowano w przekroju ujęcia wody na podstawie bezpośrednich pomiarów natężenia przepływów wykonanych przy pomocy młynka hydrometrycznego lub metodą znacznikowa przy niskich napełnieniach.

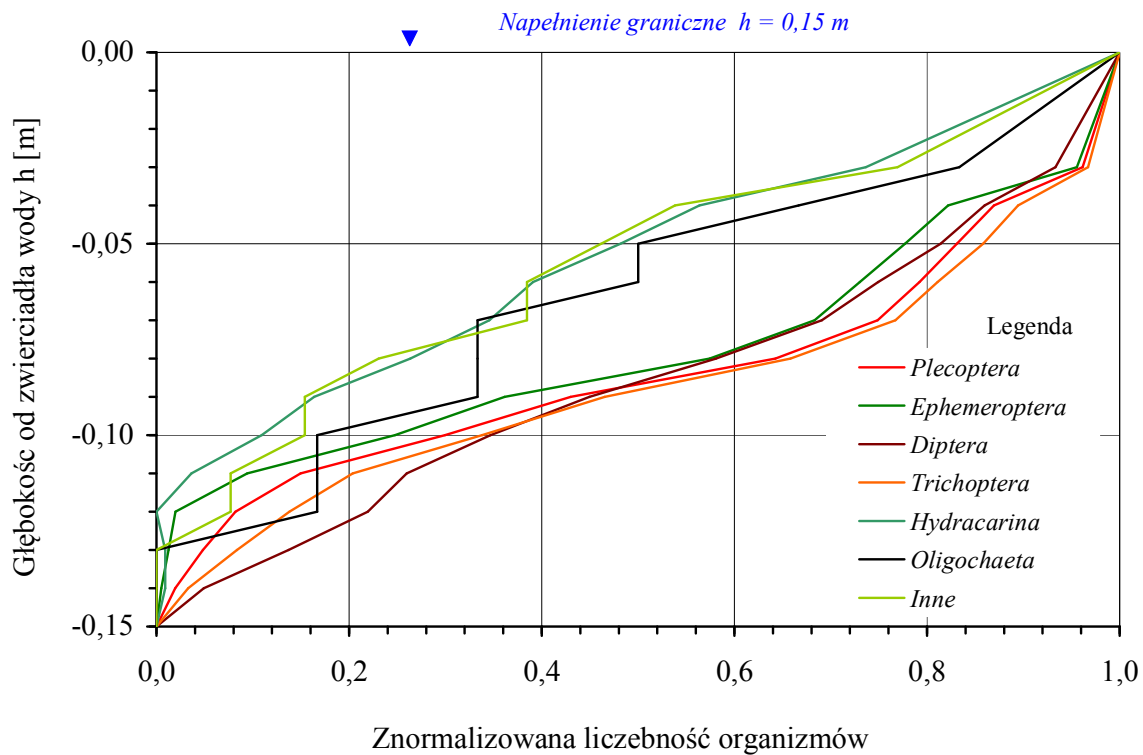
Przy braku pomiarów jej wartości można obliczyć ze wzoru Manninga, korzystając z sondowania przekroju poprzecznego i określonego spadku zwierciadła wody.



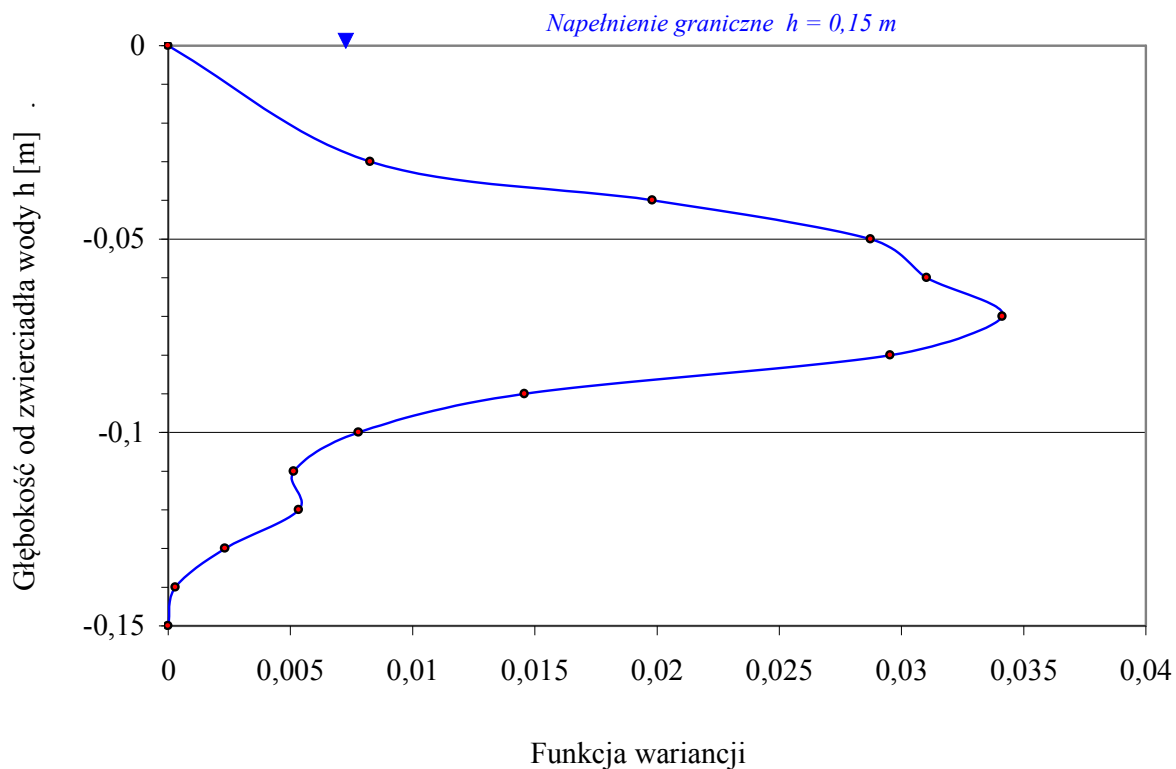
Rys. 7.7. Zmienność standaryzowanej liczebności makrobezkręgowców bentosowych wraz z obniżaniem się zwierciadła wody w przekroju ujęcia



Rys. 7.8. Funkcja wariancji liczebności makrobezkręgowców bentosowych wraz z obniżaniem się zwierciadła wody w przekroju ujęcia



Rys. 7.9. Zmienność standaryzowanej liczebności makrobezkręgowców bentosowych wraz z obniżaniem się zwierciadła wody w przekroju poniżej ujęcia wody



Rys. 7.10. Funkcja wariancji liczebności makrobezkręgowców bentosowych wraz z obniżaniem się zwierciadła wody w przekroju poniżej ujęcia wody

7.4. Obliczenie krzywych przepływu w przekrojach badawczych

W wielu przypadkach przy braku bezpośrednich pomiarów hydrometrycznych przepływ w określonym przekroju koryta, przy ruchu równomiernym oblicza się ze wzoru:

$$Q = F \cdot v \quad (7.9)$$

gdzie:

Q – przepływ w m^3s^{-1} ,

F – pole przepływu w m^2 ,

v – prędkość średnia w przekroju w ms^{-1} .

Prędkość średnią w przekroju, można wyrazić wzorem Chezy:

$$v = c \sqrt{R \cdot I} \quad (7.10)$$

gdzie:

c – współczynnik prędkości,

R – promień hydrauliczny w m,

I – spadek linii energii (zwierciadła wody).

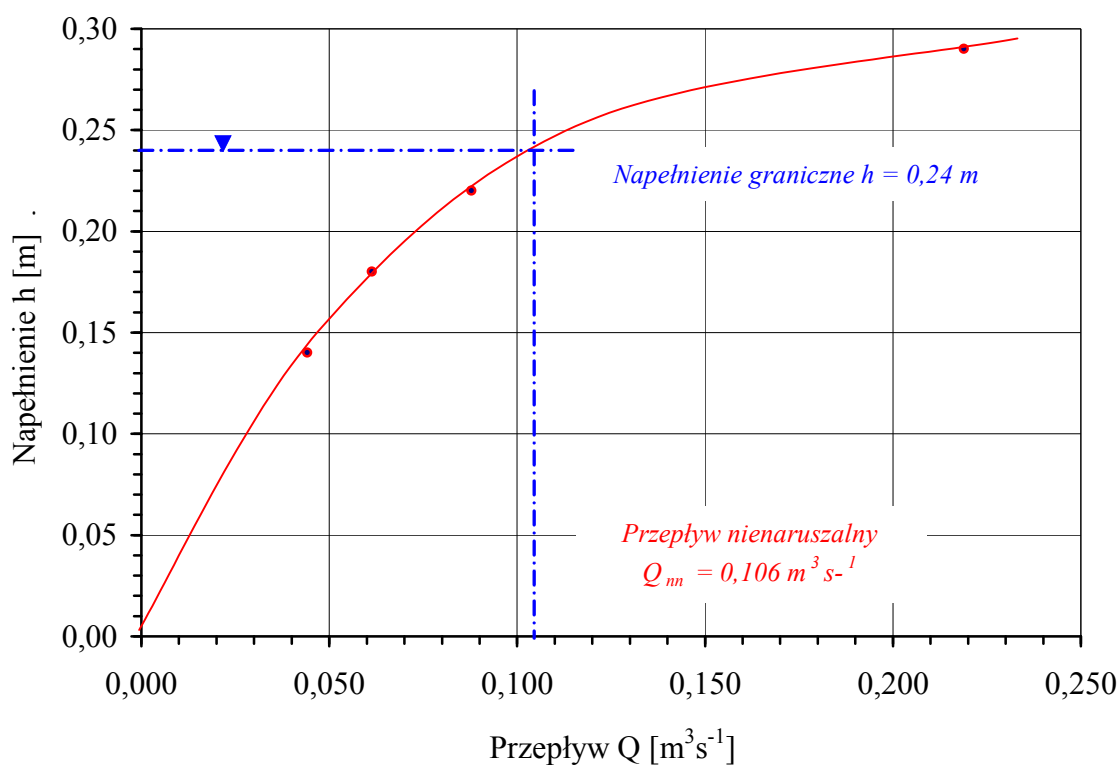
Współczynnik prędkości, którego wartość uzależniona jest przede wszystkim od szorstkości koryta związanej z granulacją rumowiska rzecznoego oblicza się wzorem Manninga

$$c = \frac{1}{n} R^{\frac{1}{6}} \quad (7.11)$$

gdzie:

n – współczynnik szorstkości wg. Ven Te Chowa przyjęty, na podstawie granulacji rumowiska w określonym przekroju koryta (Byczkowski 1979).

Korzystając z aktualnej krzywej przepływu w przekroju ujęcia wody na potoku Leśnianka określono wartości przepływu nienaruszalnego dla wcześniej obliczonego napełnienia granicznego (rys. 7.11).



Rys. 7.11. Krzywa przepływu w przekroju ujęcia wody

7.5. Metodyka określenia przepływu nienaruszalnego według kryterium hydrobiologicznego w zlewniach rzek i potoków górskich

Określenie przepływu nienaruszalnego w przekrojach ujęć wody w zlewniach rzek i potoków górskich powinny być zsynchronizowane z pomiarami hydrologicznymi i analizami jakości wody.

Zakres badań terenowych obejmuje:

1. Pomiary stanu wody w przekroju położonym bezpośrednio powyżej ujęcia wody na zainstalowanej łacie wodowskazowej. Przy zmieniających się stanach wody należy wykonać pomiary przepływu stosując odpowiednie dla istniejących warunków metody pomiarowe (młynek hydrometryczny, metoda znacznikowa, przelew pomiarowy, metoda wolumetryczna). Obserwacje i pomiary powinny być prowadzone minimum przez okres jednego roku, aby właściwie określić charakterystykę hydrologiczną cieku i obliczyć współczynniki przeniesienia przepływów z przekroju kontrolowanego, jeżeli nie dysponujemy długoletnim ciągiem przepływów w przekroju ujęcia wody.

2. Pobór rumowiska rzeczno do badań granulometrycznych. W tym celu należy z powierzchni 1 m^2 zebrać górna okrywą koryta i po wysuszeniu rumowiska przesiał go przez zestaw sit (o średnicy odpowiedniej dla frakcji kamienistej i żwirowej) i zważyć.
3. Pobór średnio raz w miesiącu prób wody do analizy fizykochemicznej i bakteriologicznej zgodnie z PN-ISO 5667-8, 2003. Zakres badań powinien odzwierciedlać zmienny sezonowo stan czystości wód. Wybór miejsca poboru wody zależy od celu badań oraz cech morfologicznych koryta.
4. Pobór bentosu do badań hydrobiologicznych w czasie stabilnych warunków hydrologicznych. Wezbrania mogą w istotny sposób naruszyć siedlisko makrobezkręgowców bentosowych. Wybór metody i urządzeń do poboru prób bentosu uzależniony jest od napełnienia koryta. Preferowanym do poboru prób z dna potoków górskich przy głębokości do 0,5 m jest czerpacz Surbera. Sposób poboru materiału dennego określają Polskie Normy PN-EN 27828 i PN-EN 28265.

Zakres prac analitycznych obejmuje:

1. Opracowanie aktualnej krzywej przepływu w przekroju ujęcia wody na podstawie bezpośrednich pomiarów przy zmieniającym się stanie. Przy braku bezpośrednich pomiarów natężenia przepływu krzywą przepływu należy obliczyć ze wzoru Chezy, ze współczynnikiem szorstkości Manninga określonym dla występującego w korycie rumowiska i pomierzonego spadku zwierciadła wody.
2. Analizy fizykochemiczne i bakteriologiczne w ustalonym zakresie wykonane w laboratorium posiadającym wdrożony system zapewniający jakość analiz.
3. Opracowanie krzywej uziarnienia rumowiska dennego i określenie napełnienia, przy którym nastąpi ruch rumowiska dennego. Informacja ta jest niezbędna do ustalenia okresu stabilizacji i poboru prób makrofauny dennego do badań hydrobiologicznych.
4. Określenie taksonów (rzędy, rodziny, gatunki) badanych makrobezkręgowców bentosowych i obliczenie ich liczebności w przekroju ujęcia wody.
5. Obliczanie indeksu bioróżnorodności i ocena jakości wody na podstawie badań biologicznych i porównanie ich z analizami fizykochemicznymi.
6. Wyselekcjonowanie wyników badań hydrobiologicznych do oceny liczebności i rozkładu makrobezkręgowców bentosowych w przekroju ujęcia wody. Opracowanie standaryzowanych krzywych sumowych rozkładu taksonów przy obniżaniu się napełnienia w korycie oraz obliczenie krzywej wariancji zależnej od zmieniającego się napełnienia.
7. Określenie napełnienia granicznego i z aktualnej krzywej przepływu przepływu nienaruszalnego w przekroju ujęcia.

8. PRZEPIŁY WY DYSPOZYCYJNE POTOKU LEŚNIANKA

Przy ocenie zasobów wodnych potoku Leśnianka w przekrojach charakterystycznych (bilansowych), w tym w przekroju istniejącego ujęcia wody, określono z jaką gwarancją czasową wystąpi przepływ minimalny dla poboru wody, przy uwzględnieniu przepływu nienaruszalnego obliczonego wszystkimi analizowanymi metodami.

Do obliczenia przepływów gwarantowanych wykorzystano uzupełniony ciąg statystyczny przepływów dobowych w przekroju wodowskazowym Lipowa na potoku Leśnianka z lat 1968 -1999. Po przekształceniu ciągu statystycznego w ciąg rozdzielnicy przepływów dobowych, określono przepływ z zadaną gwarancją czasową.

Dla oceny zasobów dyspozycyjnych należy od obliczonych przepływów gwarantowanych odjąć przepływ nienaruszalny, który musi być pozostawiony w cieku dla zachowania życia w ekosystemie wodnym.

Na podstawie określonych przepływów gwarantowanych, obliczonych zgodnie z obowiązującą metodyką stwierdzono, że aktualny pobór wody w przekroju ujęcia na potoku Leśnianka, określony w pozwoleniu wodnoprawnym przez były Urząd Wojewódzki w Bielsku-Białej wynosi $Q_z = 0,070 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ przy przepływie nienaruszalnym $Q_{nn} = 0,083 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$.

Gwarancja poboru wody obecnie jest znacznie niższa od określonej w operacie wodnoprawnym, gdy na podstawie krótszego okresu obserwacyjnego jej poziom wynosił $g = 0,90$.

Przyjęty decyzją administracyjną przepływ nienaruszalny jest zbyt niski. Jak wykazały badania oparte o kryterium hydrobiologiczne powinien on wynosić $Q_{nn} = 0,106 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$.

Dla tak określonego przepływu nienaruszalnego w tablicy 8.1 przedstawiono obliczone zasoby dyspozycyjne, które pokazano na profilu przepływów (rys 8.1). W odniesieniu do przekroju ujęcia wody na potoku Leśnianka wyniki zilustrowano na rys. 8.2. Dla porównania pokazano zasoby dyspozycyjne przy przepływie nienaruszalnym obliczonym innymi metodami. Jak wynika z porównania zastosowanie metody Kostrzewy najbardziej ograniczy zasoby dyspozycyjne w przekroju ujęcia, zmniejszy się gwarancja czasowa, przy której możliwy jest pobór wody zgodnie z pozwoleniem wodnoprawnym.

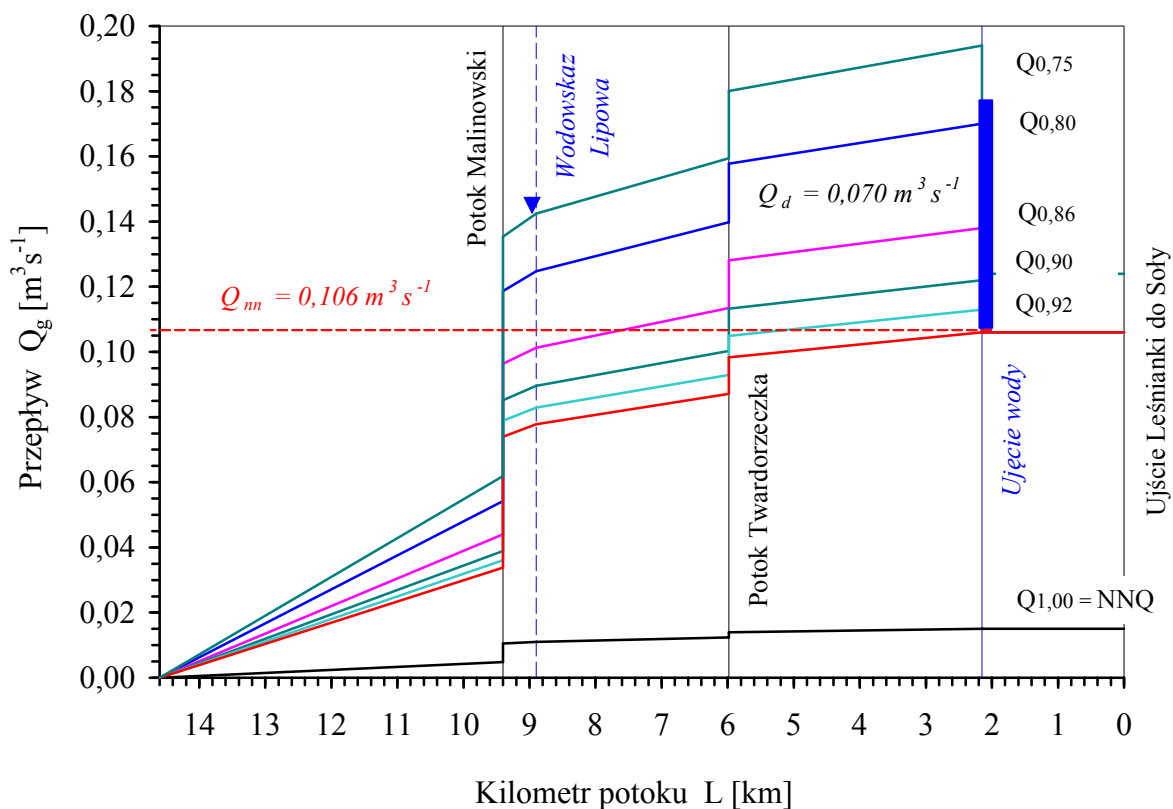
Przepływ średni niski w tym przekroju ($SNQ = 0,126 \text{ m}^3/\text{s}$) jest nieznacznie wyższy od określonego przepływu nienaruszalnego według zaproponowanego kryterium hydrobiologicznego ($Q_{nn} = 0,106 \text{ m}^3/\text{s}$).

Tablica 8.1

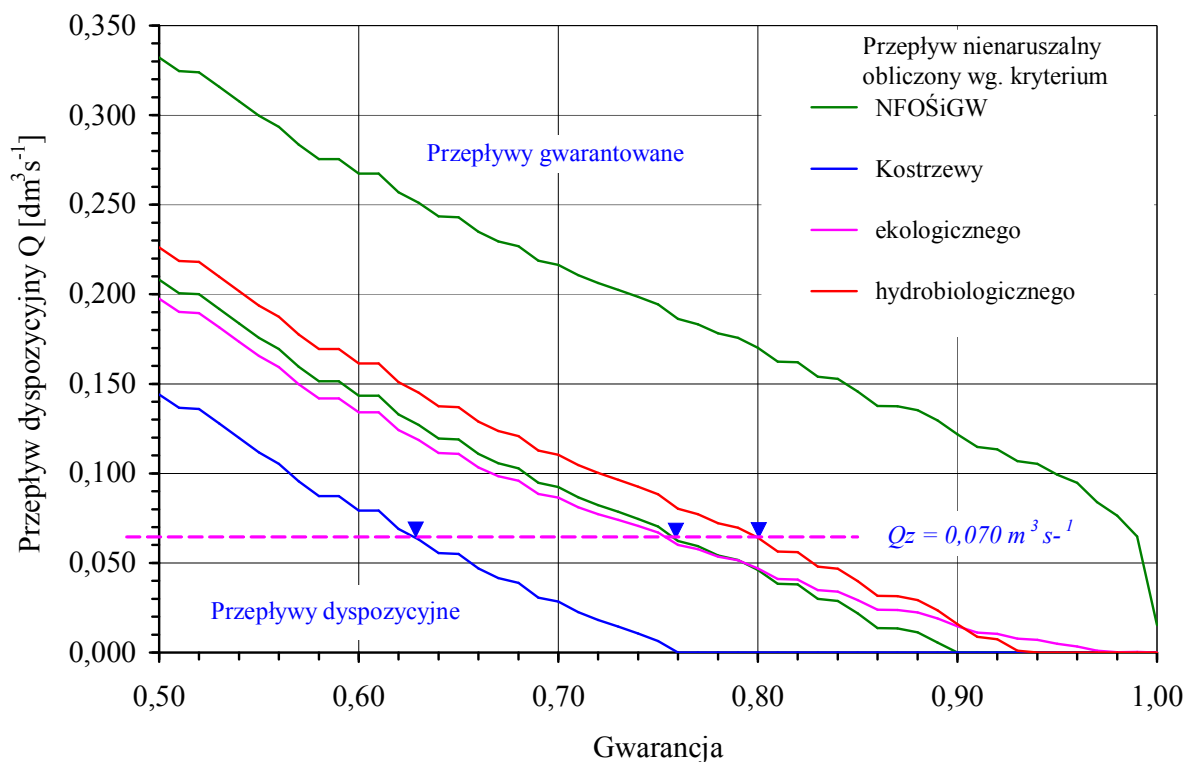
Przebieg dyspozycyjny potoku Leśnianka

Lp	Przekrój Nazwa dopływu	Długość cieku gł. L [km]	Przebieg gwarantowany i dyspozycyjny				
			$Q_{0,80}$ [m ³ s ⁻¹]	$Q_{0,86}$ [m ³ s ⁻¹]	$Q_{0,90}$ [m ³ s ⁻¹]	Q_{nn} [m ³ s ⁻¹]	$Q_{dys0,80}$ [m ³ s ⁻¹]
1	Zróżła Leśnianki	14,600	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
2	Powyżej Malinowskiego	9,400	0,054	0,044	0,039	0,034	0,020
	Poniżej Malinowskiego	9,400	0,119	0,096	0,085	0,074	0,045
3	Wodowskaz Lipowa	8,650	0,125	0,101	0,090	0,078	0,047
4	Powyżej Twardorzeczki	5,980	0,140	0,113	0,100	0,087	0,053
	Poniżej Twardorzeczki	5,980	0,158	0,128	0,113	0,098	0,059
5	Powyżej ujęcie wody	2,150	0,170	0,138	0,122	0,106	0,064
	Poniżej ujęcia wody	2,150	0,106	0,106	0,106	0,106	0,000
6	Ujście do Soły	0,00	0,106	0,106	0,106	0,106	0,000

Już obecnie na tym ujęciu występują ograniczenia poboru w okresie długotrwałych niżówek. Zmniejszenie gwarancji z poziomu 0,90 do 0,75 wydłuży czas, w którym niemożliwy jest pobór $Q_z = 0,070 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, średnio w roku z 36 dni do 58 dni.



Rys. 8.1. Profil przepływów dyspozycyjnych potoku Leśnianka



Rys. 8.2. Przepływy gwarantowane i dyspozycyjne w przekroju ujęcia wody

Porównując wyniki badań wykonanych w przekrojach ujęć wody na innych potokach górskich stwierdzono podobne zależności. Przy braku reprezentatywnych badań biologicznych rozkładu makrobezkręgowców bentosowych w przekroju poprzecznym koryta bezpośrednio powyżej ujęcia wody, przyjęcie przepływu nienaruszalnego równego przepływowi średniemu niskiemu $Q_{nn} = SNQ$ (metoda Narodowej Fundacji Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej) jest bezpieczne dla ekosystemu wodnego i powinno być alternatywnie stosowane w pozwoleniach wodnoprawnych.

Na faunę rzeczną poniżej ujęcia pewien wpływ ma sposób ujmowania wody, z którym związana jest nie tylko konstrukcja obiektów zbudowanych w korycie cieku, ale również charakterystyka pracy stacji wodociągowej.

9. WPLYW KONSTRUKCJI OBIEKTÓW UJĘCIA WODY NA EKOSYSTEM WODNY

Na rzekach i potokach górskich lokalizowane są najczęściej ujęcia małych wodociągów wiejskich. Zwykle dużą wagę przywiązuje się do oceny niezawodności systemu zaopatrzenia w wodę bez właściwej oceny oddziaływania na środowisko biotyczne cieków z którego ujmowana jest woda.

Zakres prac wstępnych niezbędnych do projektowania ujęć wody powinien obejmować między innymi badania studialne (Budziło, Wiczysty 2001):

- hydrologiczne związane z oceną zasobów dyspozycyjnych oraz określeniem przepływów miarodajnych do projektowania obiektów ujęcia wody,
- jakości wody w celu przyjęcia odpowiedniej technologii jej uzdatniania i dezynfekcji przed dostarczeniem do odbiorców,
- geologiczne i hydrogeologiczne obejmujące rozpoznanie podłoża dla posadowienia obiektów ujęcia oraz położenia zwierciadła wód podziemnych w ich rejonie,
- hydrobiologiczne, niezbędnych do oceny stanu biocenozy oraz prognozy oddziaływania na ekosystem wodny w czasie eksploatacji i ewentualnych awarii systemu wodociągowego.

Badania hydrologiczne i hydrobiologiczne powinny być prowadzone w pełnym zakresie, przez okres co najmniej jednego roku przed podjęciem decyzji o budowie ujęcia wody. W ostatnich latach dużą wagę przywiązuje się do raportów o oddziaływaniu na środowisko, w których zgodnie z ustawą Prawo ochrony środowiska z dnia 27.04.2001 r. (Dz. U. Nr 62, poz. 627) określa się bezpośredni i pośredni wpływ na środowisko oraz zdrowie i warunki życia ludzi (Art. 47).

Badania studialne powinny w istotny sposób wpłynąć na wybór typu projektowanego ujęcia wody, aby do minimum ograniczyć negatywne oddziaływanie na środowisko biotyczne, w tym rozkład makrobezkręgowców bentosowych w korycie poniżej obiektów ujęcia (Szpindor 1992).

Do ujęć wód powierzchniowych budowanych najczęściej na potokach górskich należą:

- ujęcie brzegowe,
- ujęcie drenażowe - poddenne,
- ujęcie progowe.

Analizując możliwe warianty ujęcia wody bierze się zwykle pod uwagę napełnienie koryta przy przepływie SNQ i prędkość wody (Budziło, Wieczysty 2001). W znikomym stopniu uwzględnia się obecnie wpływ budowli na środowisko wodne oraz warunki przepływu wody i rumowiska w czasie wezbrań.

9.1. Ujęcie brzegowe

Na rzekach górskich przy znacznym w stosunku do przepływu poborze wody buduje się najczęściej ujęcia brzegowe składające się z obudowanego zabezpieczonego kratą wlotu (fot. 9.1) w uregulowanym korycie i przewodu (rurociągu, kanału), którym woda dopływa z ujęcia do studni zbiorczej spełniającej również często rolę osadnika.

Poniżej ujęcia brzegowego w korycie potoku wykonuje się zwykle budowlę piętrzącą, (próg lub stopień) (fot. 9.2), która poprzez niewielkie spiętrzenie stwarza lepsze warunki poboru wody przy przepływach niskich i zapewnia stabilizację dna w rejonie ujęcia. Ze względu na dużą amplitudę przepływu w rzekach górskich na stopniach instaluje się często zamknięcia, które umożliwiają dodatkową regulację przepływu w okresie wezbrań i zwiększają napełnienie w korycie w okresie niżówek

Ujęcie wody typu brzegowego nie powinno być rozwiązaniem preferowanym do realizacji na potokach górskich z uwagi na duże koszty wykonania i konieczność stałego nadzoru.

Ujęcia te niekorzystnie oddziałują na makrofaunę rzeczną. Przez kraty i przewód do komory zbiorczej (osadnika) wraz z wodą wpływają dryfujące makrobezkręgowce i mniejsze ryby wabione szybszym przepływem (prądem) wody. Uważa się, że liczba ginących organizmów jest zależna do stosunku aktualnie pobieranej wody do przepływu w cieku.

9.2. Ujęcie drenażowe - poddenne

Ujęcia drenażowe-poddenne zbudowane są najczęściej z drenów (rur perforowanych) ułożonych bezpośrednio pod dnem koryta potoku i przykrytych warstwą filtracyjną (fot. 9.3 i 9.4.). Dreny mogą być umieszczone w specjalnie zbudowanej skrzyni żelbetowej (o głębokości do ok. 1,0 m poniżej dna potoku), w której instaluje się dodatkowe rury perforowane umożliwiające okresowe płukanie złoża. Warstwę filtracyjną często przykryta się betonowymi płytami ażurowymi, które zabezpieczają złożo przed wymywaniem w czasie wezbrań. Przy obsypce żwirowej z jednego mb drenu można uzyskać znaczny wydatek do $1,8 \text{ dm}^3\text{s}^{-1}$.



Fot. 9.1. Krata zabezpieczająca wlot ujęcia brzegowego



Fot. 9.2. Ujęcie brzegowe na potoku Chrobaczym



Fot. 9.3. Ujęcie infiltracyjno-poddenne na potoku Cięcinka



Fot. 9.4. Ujęcie infiltracyjno-poddenne na potoku Zimnym

Okresowo, po stwierdzonym spadku wydajności ujęcia i każdorazowo po przejściu wielkich wezbrań, drenaż powinien być płukany czystą wodą. Żwirową obsypkę filtracyjną nie należy traktować jako elementu uzdatniania wody, a tylko jako sposób jej pobierania. Ujmowana woda przewodem odprowadzana jest najczęściej do studni zbiorczej, która spełnia dodatkowo rolę osadnika, w którym następuje sedimentacja drobnych cząstek mineralnych nie zatrzymanych przez warstwę filtracyjną w korycie.

Tego typu ujęcia stwarzają dogodne warunki dla migracji makrobezkręgowców bentosowych i ryb. Mimo, że często w obrębie ujęcia dno koryta przykryte jest ażurowymi płytami betonowymi, nie zmieniają się zasadniczo parametry przepływu. Przekrój poprzeczny i spadek dna zbliżone są do naturalnych.

9. 3. Ujęcie progowe

Bardzo często na potokach górskich budowane są ujęcia progowe (fot. 9.5 i 9.6). Dla tego typu ujęcia buduje się próg betonowy o szerokości do 1,0 m i wysokości dostosowanej do parametrów koryta. Próg od góry posiada koryto zbiorcze (czerpnię) zamknięte kratą z prętów stalowych lub przykryte siatką, przez którą wpływa ujmowana woda. Woda z ujęcia zwykle odprowadzana jest rurociągiem do piaskownika, w którym zatrzymywana jest drobna zawiesina. Z piaskownika woda kierowana jest do studni zbiorczej lub bezpośrednio do stacji uzdatniania wody wyposażonej w filtry pośpieszne lub powolne. Próg ujęcia stanowi często element odcinkowej regulacji koryta. Tego typu ujęcia, podobnie jak brzegowe z obiektem piętrzącym (stopniem) zmieniają istotnie reżim przepływu. Poprzez wloty do czerpni przedostają się organizmy dryfujące, które giną w piaskowniku lub osadniku, zubażając skład gatunkowy makrofauny w korycie cieku poniżej ujęcia.

W ostatnich latach dużą rolę przywiązuje się do renaturyzacji rzek i potoków jako zespołu działań, których zadaniem jest w miarę możliwości przywrócenie ciekom antropogenicznie przekształconym ich wcześniejszego stanu (Żelazo, Popek 2002). Zakres działań zmierzających do renaturyzacji jest utrudniony zabudową hydrotechniczną, której zadaniem jest między innymi ograniczenie erozji i regulacja przepływów maksymalnych (Radecki-Pawlik i in. 1998, Radecki-Pawlik 2002). Ujęcia wody na potokach górskich są dziś często jedynym możliwym źródłem zaopatrzenia w wodę lokalnych społeczności (gmin, sołectw). Kompromis przy realizacji programu renaturyzacji może polegać na zachowaniu przepływu nienaruszalnego, określonego według kryterium hydrobiologicznego z jednej strony, a konstrukcją obiektów ujęcia z drugiej strony (Zalewski 2002).



Fot. 9.5. Ujęcie progowe na potoku Kalonka



Fot. 9.6. Ujęcie progowe na potoku Pisarzówka

Analizując różne typy ujęć budowanych na rzekach i potokach górskich można stwierdzić, że jedynie ujęcia drenażowe-poddenne stwarzają możliwość przepływu wody i rumowiska w warunkach zbliżonych do naturalnych i nie wpływają istotnie na faunę rzeczną (Żbikowski, Żelazo 1993).

10. PODSUMOWANIE I WNIOSKI

Właściwa ocena przepływu nienaruszalnego ma istotny wpływ z jednej strony na zachowanie życia organizmów w wodzie i na efektywność zachodzącego w niej procesu samooczyszczania, a z drugiej na dyspozycyjne przepływy, które przy określonej gwarancji czasowej mogą zaspokoić potrzeby istniejących i potencjalnych użytkowników zasobów wodnych.

Integracja Polski z Unią Europejską wymaga dostosowania metodyki badań i analiz jakości wody do obowiązujących dyrektyw. Podjęte w pracy badania makrobezkręgowców bentosowych jako organizmów wskaźnikowych jakości wody i obliczenia przepływu nienaruszalnego w specyficznych warunkach przepływu w rzekach i potokach górskich powinny stać się podstawą racjonalnej gospodarki wodnej.

Po wykonaniu niezbędnych pomiarów i obliczeń hydrologicznych, analiz jakości wody i badań hydrobiologicznych w wybranych przekrojach charakterystycznych potoku Leśnianka sformułowano następujące wnioski.

1. Zasoby dyspozycyjne w przekroju ujęcia wody zależą przede wszystkim od przepływów okresowych o właściwej dla użytkownika gwarancji czasowej. Istotne znaczenie ma również obliczony przepływ nienaruszalny, który musi być pozostawiony w cieku poniżej ujęcia.
2. Spośród obecnie stosowanych kryteriów określenia przepływu nienaruszalnego jedynym merytorycznie uzasadnionym jest kryterium hydrobiologiczne. Wybór taksonów do analizy hydrobiologicznej zależy od identyfikacji ekosystemu wodnego, ze szczególnym uwzględnieniem koryta cieku poniżej ujęcia.
3. Zakres i czas trwania pomiarów oraz badań hydrologicznych i hydrobiologicznych, niezbędnych do określenia zasobów gwarantowanych, powinien być dostosowany do warunków kształtowania się odpływu w zlewni. W niekontrolowanych zlewniach górskich niezbędne jest określenie współczynników przeniesienia przepływu z przekroju wodowskazowego na cieku podobnym do przekrojów charakterystycznych. Ponieważ przepływy niskie nie są proporcjonalne do przyrostu powierzchni zlewni, stosowanie klasycznej metody podobieństwa hydrologicznego może prowadzić do błędnej oceny zasobów wodnych.
4. Badania hydrobiologiczne należy wykonać stosując metodykę poboru i analizy prób zgodną z odpowiednią Polską Normą. Terminy i częstotliwość poboru materiału do badań powinny być dostosowane do warunki środowiska biotycznego.

5. W badanym potoku Leśnianka w przekroju ujęcia wody, obliczony przepływ nienaruszalny według kryterium hydrobiologicznego, był mniejszy od przepływu średniego niskiego, co zwiększa gwarancję czasową zasobów dyspozycyjnych.
6. Dla optymalnego wyboru przekroju projektowanego ujęcia wody, prawidłowej oceny zasobów dyspozycyjnych, analiz jakości wody oraz określenia przepływu nienaruszalnego opartego o kryterium hydrobiologiczne, niezbędna jest ścisła współpraca specjalistów hydrologów i biologów. Koordynacja interdyscyplinarnych badań jest również konieczna dla prawidłowej oceny wpływu eksploatacji zasobów wodnych na środowisko biotycznego i abiotycznego ciek.

11. LITERATURA

- Arkuszewski A. (1968) – W sprawie najmniejszego dopuszczalnego przepływu w rzekach. *Gospodarka wodna*, nr 4.
- Allan J. (1998) – *Ekologia wód płynących*. PWN Warszawa.
- Bajkiewicz-Grabowska E., Mikulski Z. (1993) – *Hydrologia ogólna*, PWN Warszawa.
- Bednarczyk T. (1981) – Wpływ opadu na tworzenie się i przebieg regresji źródeł. *Problemy zagospodarowania ziem górskich PAN, Zeszyt nr 22*.
- Bednarczyk T. (1988) – Zastosowanie prawa Mitscherlicha do określania krzywych wysychania źródeł występujących we fliszu karpackim. *Zeszyty Naukowe AR Melioracje z. 13*
- Bednarczyk T. (1990) – Próba określenia zasobności źródeł stokowych w warunkach fliszu karpackiego. *Zeszyty Naukowe AR Melioracje z. 14*.
- Benjamin J.R., Cornell C.A. (1977) – *Rachunek prawdopodobieństwa, statystyka matematyczna i teoria decyzji dla inżynierów*. Wydawnictwo Naukowo-Techniczne Warszawa.
- Bieniarz K., Epler P. (1972) – *Ichtyofauna niektórych rzek Polski Południowej*. *Acta Hydrobiologica* nr 14.
- Budziło B., Wieczysty A. (2001) – *Projektowanie ujęć wody powierzchniowej*. Wydawnictwo Politechniki Krakowskiej.
- Burchard J., Dubaniewicz H. (1981) – Współczynnik zanieczyszczenia jako miara kompleksowej oceny stopnia zanieczyszczenia wód powierzchniowych na przykładzie Pilicy i Bzury. *Materiały Konferencji Hydrograficznej, Łódź*.
- Byczkowski A. (1979) – *Hydrologiczne podstawy projektów wodnomelioracyjnych*, PWRiL Warszawa.
- Chełmicki W. (1997) – *Degradacja i ochrona wód*. Wydawnictwo Uniwersytetu Jagiellońskiego.
- Ciepielowski A. (1999) – *Podstawy gospodarowania wodą*, Wydawnictwo SGGW Warszawa.
- Cummins K.W., Klug M.J. (1970) – Feeding ecology of stream invertebrates. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 10.
- Cummins K.W. (1973) – Trophic relations of aquatic insects. *Ann. Rev. Entomol.* 18.
- Croig J.F., Kemper J.B. (ed.) (1985) – *Regulated Streams Advances in Ecology*, Plenum Press New York, London.
- De Pauw N., Vanhooren G. (1983) - *Method for biological quality assessment of water courses in Belgium*, Hydrobiologia, Dr W. Jung Publishers, Netherlands.

- Deryło A. Narloch L. (1993) – Wybrane problemy z biologii sanitarnej na przykładzie ekosystemów wodnych. Wydawnictwo Śląskiej Akademii Medycznej w Katowicach.
- Dojlido J. (1995) – Chemia wód powierzchniowych. Wydawnictwo Ekonomia i Środowisko, Białystok.
- Dudgeon D. (1984) – Longitudinal and temporal changes in functional organization of macro-invertebrate communities in the Lam Tsuen River, Hong Kong Hydrobiologia Nr 111.
- Dumnicka E. (1980) – Skąposzczety wodne klucz do oznaczania gatunków pospolitych. Przydatność w ocenie stopnia zanieczyszczenia wody. Zakład Biologii Wód PAN, Kraków (maszynopis).
- Engelhardt W. (1998) – Flora i fauna wód śródlądowych. Przewodnik. Multico Warszawa.
- Epler P. (1973) – Pokarm naturalny wybranych rzek Polski Południowej. Zeszyty Naukowe AR nr 87.
- Epler P. (2003) – Pokarm naturalny klenia (*Leuciscus cephalus L.*) z wód zanieczyszczonych Wisły oraz niezanieczyszczonych Raby i Dunajca Roczniki Naukowe Zootechniki.
- Fleituch T. (1992) Przegląd osiągnięć i problemów związanych z rozwojem teorii river continuum. Mat. Konf. Naukowej pn. „Funkcjonowanie i waloryzacja krajobrazu”, Lublin.
- Gromiec M. (ed.) (1998) – Wytyczne obliczania przepływu nienaruszalnego przy przyjęciu kryterium ekologicznego w oparciu o zasadę ekorozwoju. Wydawnictwo IMGW Warszawa.
- Grzybkowska M. (1993) – Chironomidae w bentosie i dryfie odcinków rzek o różnej rzędowości w Polsce środkowej. Wydawnictwo Uniwersytetu Łódzkiego.
- Haney J.F. i in. (1983) – Light intensity and relative light change as factors regulating steam drift. Archivum Hydrobiologica.
- Jura C. (2002) – Bezkręgowce. Podstawy morfologii funkcjonalnej, systematyki i filogenezy. PWN Warszawa.
- Kajak Z. (1998) – Hydrobiologia – Limnologia. PWN Warszawa.
- Kołodziejczyk A., Koperski P., Kamiński a. (1998) – Klucz do oznaczania słodkowodnej makrofauny bezkręgowej. Państwowa Inspekcja Ochrony Środowiska Warszawa.
- Kostrzewa H. (1972) – Zasady określania przepływu nienaruszalnego. Materiały Badawcze IGW nr 14. Warszawa.
- Kostrzewa H. (1977) – Weryfikacja kryteriów i wielkości przepływu nienaruszalnego dla rzek Polski Materiały Badawcze IMGW Warszawa.
- Kostrzewa H. (1978) – Przepływy nienaruszalne dla potrzeb perspektywicznych planów regionalnych. Wydawnictwo IMGW Warszawa.

- Kostrzewa H. (1980) - Przepływy nienaruszalne stan i kierunki badań. *Gospodarka Wodna* 1.
- Kownacki A. (1999) – Ocena jakości wody w rzekach na podstawie zoobentosu-jak interpretować wyniki zoologiczne, *Zeszyty Naukowe Akademii Rolniczo-Technicznej w Olsztynie*.
- Kownacki A., Soszka H. (2004) – Wytyczne do oceny stanu rzek na podstawie makrobezkręgowców oraz do pobierania prób makrobezkręgowców z jezior. *Materiały Instytutu Ochrony Środowiska w Warszawie*.
- Kudelska D., Soszka H. (1996) - Przegląd stosowanych w różnych krajach sposobów oceny i klasyfikacji wód powierzchniowych, *Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa*.
- Krzanowski S. (1976) - Nowa formuła dla obliczania średnich rocznych odpływów jednostkowych ze zlewni niekontrolowanych na obszarze karpackiego dorzecza Wisły. *Zesz. Nauk. Pol. Krak. nr 3. Budownictwo Wodne i Inżynieria Sanitarna, Kraków*.
- Lambor J. (1971) – *Hydrologia inżynierska, Arkady Warszawa*.
- Lampert W., Sommer U. (1996) - *Ekologia wód śródlądowych, PWN Warszawa*.
- Lillehammer A., Saltveit S.J. (ed.) (1982) *Regulated Rivers. Universitet Sforlaget AS, Oslo*.
- Mikulski J. (1974) – *Biologia wód śródlądowych. PWN Warszawa*.
- Orendt C. (2000) – The chironomid communities of woodland springs and spring brooks, severely endangered and impacted ecosystems in a lowland region of eastern Germany (Diptera: Chironomidae). *Jour. of Insect Conservation* 4. *Kluwer Acad. Press. Mederlands*.
- Plewa M. (1999) – *Geologia inżynierska w inżynierii środowiska. Wydawnictwo Politechniki Krakowskiej*.
- Punzet J., Żelaziński J. (1969) – Określenie prawdopodobieństwa minimalnych przepływów rzek za pomocą statystycznej metody Gumbela. *Gospodarka wodna*, nr 8-9.
- Radecki-Pawlik A., Rudzikiewicz S. (1998) – Wpływ budowli regulacyjnej na rozkład naprężeń stycznych oraz skład gramulometryczny rumowiska dennego na przykładzie wybranego obiektu hydrotechnicznego. *Zeszyty Naukowe Akademii Rolniczej w Krakowie*.
- Radecki-Pawlik A. (2002) – Wybrane zagadnienia kształtowania się form korytowych potoku górskiego i form dennych rzeki nizinnej. *Zeszyty Naukowe Akademii Rolniczej w Krakowie Z. 281*.
- Rybak J. (2000) – *Bezkęgowce zwierzęta wodne. PWN Warszawa*.
- Stachy J. (1991) - *Zasady obliczania przepływów średnich niskich rzek polskich, IMGW Warszawa*.

- Starmach J. (2000) – Przyrodnicze kryteria oceny oddziaływania regulacji potoku na jego środowisko. Monografia Politechniki Krakowskiej.
- Starmach K., Wróbel S., Pasternak K. (1978) - Hydrobiologia, PWN Warszawa.
- Stojda A., Dojlido J., Woyciechowska J. (1985) – Indeks jakości wody, a dotychczas stosowana metoda. Gosp. Wodna nr 1.
- Stolarski A. (1966) – W sprawie pojęcia i roli minimalnego przepływu pozostawionego w ciekach. Gospodarka wodna, nr 12.
- Suchy M. (1998) – Mikrobiologiczne metody w monitoringu środowiska przyrodniczego. Sem. Krajowe PIOŚ. Rzeszów.
- Szpindor A. (1992) – Zaopatrzenie w wodę i kanalizacja wsi. Wydawnictwo Arkady Warszawa.
- Trojan P. (1978) - Ekologia ogólna, PWN Warszawa .
- Turoboyski L. (1979) – Hydrobiologia techniczna. PWN Warszawa.
- Ward J.V., Stanford J.A. (1979) – The Ecology of Regulated Streams. Plenum Press New York, London.
- Wiąckowski S. (1998) - Ekologia ogólna, Oficyna Wydawnicza Branta.
- Więzik U. Więzik B. (1996) - Problemy ochrony środowiska w pozwoleniach wodnoprawnych, Materiały Konferencyjne „Problemy ochrony środowiska”, Ustroń.
- Więzik U. (1997) - Hydrobiologiczne podstawy oceny przepływu nienaruszalnego, Rocznik AR w Poznaniu.
- Więzik U. (1998) - Variatons of water quality in forested catchments of mountain streams, Proc. of the Conf. “Forest and water”, Cracow.
- Więzik U. (1999) - Aktywność biologiczna potoku Straconka – Materiały Jubileuszowe, XXX-lecie Politechniki Łódzkiej, Filii w Bielsku-Białej.
- Więzik U. (2000) - Hydrobiologiczne metody klasyfikacji wód powierzchniowych, Materiały Międzynarodowej Konferencyjne „Przedsiębiorstwa wodociągów i kanalizacji w Polsce – Wyzwanie przyszłości”, Szczyrk.
- Więzik B. (2000) Określenie zasobów dyspozycyjnych w przekrojach ujęć wody, Mat. Konf. Naukowo-Technicznej „Współczesne problemy i oczyszczania ścieków”, Szczyrk.
- Witkowski K., Filipkowski A., Gromiec M. (1998) – Wytyczne obliczania przepływu nienaruszalnego przy przyjęciu kryterium ekologicznego w oparciu o zasadę ekorozwoju. Wydawnictwo IMGW Warszawa.
- Wołoszyn J., Czamara W., Eliasiewicz R., Krężel J. (1994) – Regulacja rzek i potoków. Wydawnictwo AR Wrocław.

Zalewski M. (2002) – Ecohydrology – Integrative science for sustainable water, environment and society. Int. Journal of Ecohydrology and Hydrobiology.

Żelazo J., Popek Z. (2002) – Podstawy renaturyzacji rzek. Wydawnictwo SGGW, Warszawa.

Żbikowski A., Żelazo J. (1993) – Ochrona środowiska w budownictwie wodnym, Materiały informacyjne MOŚZNiL. Warszawa.

Dyrektywa Rady i Parlamentu Europejskiego z dnia 23.10.2002 r. w sprawie ustanawiania ram Wspólnoty w zakresie polityki wodnej (Nr 2000/60/EC).

Instrukcja stosowania w pozwoleniach wodnoprawnych ograniczeń korzystania z wód. Narodowa Fundacja Ochrony Środowiska Warszawa 1993.

Metodyka jednolitych bilansów wodnogospodarczych, Hydroprojekt, Warszawa 1992.

Streszczenie

Wykorzystanie zasobów wodnych uzależnione jest od czynników hydrologicznych określonych poprzez przepływy i zasoby dyspozycyjne w przekrojach ujęć wody oraz przyrodniczych zdeterminowanych koniecznością zachowania procesów biologicznych w korycie cieków poniżej ujęcia.

Zachowanie procesów biologicznych w korycie uzależnione jest w dużej mierze od pozostawionego w ciekach przepływu, który utożsamiany jest najczęściej z przepływem nienaruszalnym.

Szczególne zagrożenie dla biocenozy wodnej pojawia się w rzekach i potokach górskich, gdzie występuje znaczna amplituda przepływów, a przy tym stopień wykorzystania zasobów wodnych jest znaczny. Na potokach górskich zlokalizowano wiele ujęć, z których zaopatrywane są w wodę sołectwa, a często całe gminy.

Funkcjonowanie ekosystemów wodnych zależy od wielu czynników fizycznych chemicznych i biologicznych, które ulegają wzajemnym modyfikacjom, w efekcie czego zmieniają właściwości środowiska. Wywierają wpływ na rozmieszczenie organizmów i ich aktywność życiową. Przepływ oraz jakość wody w rzekach i potokach pozostają w ścisłym związku z ekosystemami lądowymi zlewni, ze względu na dopływ materii, mają zatem charakter układu otwartego.

Zmieniające się warunki przepływu zwykle poniżej ujęć wody lub zrzutu ścieków mają znaczący wpływ na jakość wody. Im większa jest różnorodność zbiorowisk organizmów w danym ciekach, tym większa jest zdolność do samooczyszczania, czyli do neutralizacji ich toksycznego oddziaływania aż do całkowitej eliminacji zanieczyszczeń.

W badaniach ekologicznych ważne jest ustalenie specyfiki powiązań organizmów ze środowiskiem. Dokonując oceny i klasyfikacji wód stosuje się różne metody. Obok analiz fizykochemicznych ważne są również badania biologiczne. Dzięki nim można uzyskać wszechstronny obraz aktualnego stanu danego ekosystemu wodnego. Obecnie w badaniach biologicznych preferowana jest gradacja makrobezkręgowców bentosowych.

Na podstawie takich organizmów można przedstawić długotrwały wpływ zanieczyszczeń, których nie jest się w stanie stwierdzić rutynową analizą chemiczną. Organizmy występujące w wodzie wykazują różną wrażliwość na zanieczyszczenia. Negatywny wpływ zjawisk zachodzących w środowisku przyrodniczym można zatem ocenić stosując metodę bioindykacji, która pozwala określić kondycję środowiska. Zagadnienia te należy rozpatrywać na różnych płaszczynach biologicznej integracji.

W ekosystemach wodnych wzrost zanieczyszczenia, który często wywołany jest obniżonym przepływem poniżej ujęć wody, powoduje zmniejszenie różnorodności gatunkowej wielu grup organizmów oraz stopniową eliminację tych wrażliwych. Teoria biowskaźników bazuje przede wszystkim na zjawisku tolerancji ekologicznej. Za podstawowe cechy bioindykatorów należy uznać powszechność ich występowania oraz ustalenie specyfiki reakcji, jakie zachodzą między organizmami, a poszczególnymi elementami środowiska.

Badaniami objęto potok Leśnianka nie tylko w przekroju ujęcia wody, ale na całej długości cieków w charakterystycznych przekrojach, tak aby można było ocenić wpływ eksploatacji zasobów wodnych na warunki biotyczne ekosystemu wodnego. Przy ocenie zasobów wodnych potoku Leśnianka w przekrojach bilansowych, w tym w przekroju istniejącego ujęcia wody, określono z jaką gwarancją czasową posiada pobór wody, przy uwzględnieniu przepływu nienaruszalnego. Przedstawiona metoda oceny przepływu nienaruszalnego oparta jest o kryterium hydrobiologiczne, uwzględniając rozkład makrobezkręgowców bentosowych w całym przekroju poprzecznym koryta.

W ostatnich latach dużą wagę przywiązuje się o ocen (raportów) oddziaływania na środowisko obiektów gospodarki wodnej. Z tego względu typ ujęcia może wpływać pozytywnie lub negatywnie na środowisko biotyczne, w tym rozkład makrobezkręgowców bentosowych w korycie poniżej ujęcia.

Do optymalnego wyboru przekroju projektowanego ujęcia wody, obliczenia zasobów dyspozycyjnych, analiz jakości wody oraz określenia przepływu nienaruszalnego opartego o kryterium hydrobiologiczne, niezbędna jest ścisła współpraca specjalistów hydrologów i biologów. Koordynacja interdyscyplinarnych badań jest również konieczna dla prawidłowej oceny wpływu eksploatacji zasobów wodnych na środowisko biotycznego i abiotycznego ciekłu.

Environmental conditions of water management in the catchments of mountain rivers and streams

Summary

The utilization of water resources depends on hydrological factors which are determined by available flows and resources at the cross-sections of water intakes, as well as on natural factors subject to the need of keeping up biological processes in the stream channel below the intake.

The maintenance of biological processes in the channel is substantially dependent on the flow amount left in the watercourse which most frequently is identified with the instream flow.

A special threat to the aquatic biocoenosis arises in mountain streams and rivers where a significant amplitude of the flows occurs, and at the same time the level of the water resources utilization is high. On the mountain streams, a lot of intakes supplying water to villages or larger communities have been set up.

The functioning of water ecosystems depends on many factors: chemical, physical and biological. These factors are subject to mutual modifications and so they change the properties of the environment. They influence the distribution of organisms and their living activity. Water flow and water quality of in rivers and streams are strictly linked to the land ecosystems of catchments. Consequently, regarding the inflow of organic matter, they are of open character.

Flow changing conditions (usually downstream of water intakes or sewage discharge) greatly affect water quality. The greater is the diversity of organic communities in a given watercourse, the more intense is the capability to self-purify, i.e., to neutralize toxic effects up to the full elimination of pollution.

In the ecological examination, it is important to establish the specificity of the interrelations among the environment and organisms. Various methods are used to evaluate and classify water. Apart from physico-chemical analysis, the biological examination is also important. Thanks to it, one can get a versatile and actual picture of the state of a given water ecosystem. At present, in biological examination, gradation of benthos macroinvertebrates is favoured.

On the basis of such organisms one can prove the long-lasting effects of pollution which cannot be verified by routine chemical analysis. Organisms living in water demonstrate various sensitivity to pollution. Then, the adverse effect of phenomena occurring in the natural environment can be evaluated by the method of bioindication which makes it possible to diagnose the state of the environment. These issues should be studied at different levels of biological integration.

In water ecosystems, the pollution buildup, which is often generated by the lowered flow downstream of water intakes, brings about reduction of the diversity of many species

and gradual elimination of those most sensitive. Theory of bioindicators is mainly based on the phenomenon of eco-tolerance. The main properties of bioindicators are their common occurrence and the determination of the specificity of reactions taking place between the organisms and individual components of environment.

The examination has covered the Leśnianka Stream not only in the cross-section of water intake but also along the whole watercourse at typical cross-sections as to estimate the effect of water resources utilization on the biotic conditions of the water ecosystem. Along with the estimation of the water resources of the Leśnianka Stream in the balance cross-sections, including the cross-section of the existing water intake, the time warranty of the water intake has been determined with the instream flow taken into account. The presented evaluation method of the instream flow is based on the hydrobiological criterion where the distribution of benthos macroinvertebrates over the whole cross-section of the riverbed is taken into consideration.

Recently, much importance has been attached to the environmental impact assessments (reports) concerning water management structures. A given type of the intake can have positive or adverse impact on the biotic environment, including the distribution of the benthos macroinvertebrates in the channel downstream of the intake.

A close cooperation of hydrologists and biologists is required to optimize the cross section selection of the designed water intake, to estimate the available resources, to analyze water quality, and also to determine the instream flow based on the hydrobiologic criterion. The coordination of such an interdisciplinary research is necessary for the correct assessment of the effects of the water resources utilization on the environment of the biotic and the abiotic watercourse.