

INSPEKCJA OCHRONY ŚRODOWISKA



PRZEWODNIK DO OCENY STANU EKOLOGICZNEGO RZEK NA PODSTAWIE MAKROBEZKRĘGOWCÓW BENTOSOWYCH

Redakcja naukowa:
Barbara BIS
Artur MIKULEC

Biblioteka Monitoringu Środowiska
Warszawa 2013

INSPEKCJA OCHRONY ŚRODOWISKA

**PRZEWODNIK
DO OCENY STANU EKOLOGICZNEGO RZEK
NA PODSTAWIE MAKROBEZKRĘGOWCÓW
BENTOSOWYCH**

Redakcja naukowa:

Barbara BIS

Artur MIKULEC

**BIBLIOTEKA MONITORINGU ŚRODOWISKA
WARSZAWA 2013**

Pracę wykonano na zlecenie Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska ze środków Narodowego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej i wydano nakładem GIOŚ ze środków finansowych Państwowego Monitoringu Środowiska.



Sfinansowano ze środków
Narodowego Funduszu Ochrony
Środowiska i Gospodarki Wodnej

Autorzy opracowania:

Barbara Bis – Katedra Zoologii Bezkręgowców i Hydrobiologii, Wydział Biologii i Ochrony Środowiska, Uniwersytet Łódzki, 90-237 Łódź, ul. Banacha 12/16

Artur Mikulec – Katedra Metod Statystycznych, Wydział Ekonomiczno-Socjologiczny, Uniwersytet Łódzki, 90-214 Łódź, ul. Rewolucji 1905 r. nr 41/43

Rajmund Jan Wiśniewski – Narodowa Fundacja Ochrony Środowiska, 01-445 Warszawa, ul. Erazma Ciołka 13

Recenzent:

Stanisław Czachorowski – Katedra Ekologii i Ochrony Środowiska, Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie

Zdjęcia zamieszczone na okładce i stronach tytułowych rozdziałów – **Barbara Bis**

© Copyright by Główny Inspektorat Ochrony Środowiska, Warszawa 2013 r.
ISBN: 978-83-61227-21-2

Wydanie I

Nakład 500 egzemplarzy. Format A4.

Przygotowanie do druku i druk:

Agencja Wydawniczo-Reklamowa Magic
ul. Mełgiewska 32, 20-234 Lublin
www.magic.lublin.pl

Spis treści

Rozdział I

Ocena stanu ekologicznego rzek na podstawie badań zespołów makrobezkręgowców bentosowych	6
<i>Barbara Bis</i>	
1. Cele operacyjne Ramowej Dyrektywy Wodnej	7
1.1. Główne zasady wspólnotowej strategii wdrażania Ramowej Dyrektywy Wodnej	10
1.2. Typologia abiotyczna rzek europejskich	10
1.2.1. Ekoregiony	11
1.2.2. Kluczowe parametry środowiskowe dla typologii abiotycznej rzek	12
1.2.3. Jednolite części wód	13
2. Warunki referencyjne	13
3. Ocena stanu ekologicznego rzek	16
4. Biologiczne elementy jakości wód jako podstawa klasyfikacji stanu ekologicznego wód	17
4.1. Glony jako biologiczne wskaźniki jakości wód	18
4.2. Wodne i lądowe rośliny jako biologiczne wskaźniki jakości wód	18
4.3. Makrobezkręgowce jako biologiczne wskaźniki jakości wód	18
4.4. Ryby jako biologiczne wskaźniki jakości wód	19
4.5. Rola biologicznych elementów jakościowej oceny stanu ekologicznego wód w ocenie różnych typów presji	19
5. Miary biologiczne i ekologiczne stosowane w ocenie stanu ekologicznego rzek	21
6. Klasyfikacja jakościowa rzek	22
6.1. Wskaźniki jakości ekologicznej wód a wielometryczna ocena jakości rzek na podstawie badań zespołu makrobezkręgowców bentosowych	23
7. Interkalibracja	24
Aneks I. Zestawienie miar biologicznych stosowanych powszechnie w biologicznej ocenie jakości wód na podstawie makrobezkręgowców bentosowych w rutynowym monitoringu ekologicznym rzek	27
Aneks II. Lista wybranych metryksów biologicznych i ekologicznych dla bezkręgowców wodnych rzek europejskich	36

Rozdział II

Metodyka poboru wielosiedliskowych próbek makrobezkręgowców bentosowych (RIVECO_{macro}) w małych i średniej wielkości rzekach Polski dla celów monitoringu ekologicznego, zgodna z założeniami Ramowej Dyrektywy Wodnej	41
<i>Barbara Bis</i>	
1. Wprowadzenie	42
2. Wytyczne normatywne dla poboru wielosiedliskowych próbek makrobezkręgowców bentosowych z małych i średniej wielkości rzek	43
2.1. Główne założenia metodyczne dla poboru wielosiedliskowych próbek makrobezkręgowców bentosowych rzek	43
3. Standardowe procedury terenowe dla poboru wielosiedliskowych próbek makrobezkręgowców bentosowych z małych i średniej wielkości rzek	44
3.1. Szacowanie i typologia siedlisk do poboru próbek makrobentosu	48
4. Metodyka reprezentatywnego poboru próbek makrobezkręgowców bentosowych z różnych typów siedlisk rzecznych	54
4.1. Pobór wielosiedliskowych próbek makrobentosu z gruboziarnistego substratu mineralnego	54

4.2. Pobór wielosiedliskowych próbek makrobentosu ze średnioziarnistego i drobnoziarnistego substratu mineralnego	55
4.3. Pobór wielosiedliskowych próbek makrobentosu ze zdrewniałych i grubocząsteczkowych komponentów podłoża organicznego (makrofity, CPOM, ksylal, części roślinności nadbrzeżnej, rumosz organiczny)	56
5. Sprzęt hydrobiologiczny do poboru wielosiedliskowych próbek makrobentosu	57
6. Procedury terenowe związane z przygotowaniem próbek makrobentosu do prac laboratoryjnych	58
6.1. Redukcja pobranego materiału dennego	58
6.2. Etykietowanie próbek hydrobiologicznych	59
6.3. Konserwowanie próbek hydrobiologicznych	59
7. Zasady bezpieczeństwa	60

Rozdział III

Metodyka poboru wielosiedliskowych próbek makrobezkęgowców bentosowych (RIVECO_{macro}) w rzekach dużych i trudnodostępnych dla celów monitoringu ekologicznego, zgodna z założeniami Ramowej Dyrektywy Wodnej	61
<i>Barbara Bis, Rajmund Jan Wiśniewski</i>	

1. Wprowadzenie	62
2. Przygotowanie do badań terenowych prowadzonych na rzekach dużych i trudnodostępnych	63
3. Standardowe procedury terenowe	63
3.1. Wybór stanowiska pomiarowego	63
3.2. Wyznaczanie punktów pobierania próbek cząstkowych	64
3.3. Pobieranie próbek wielosiedliskowych	66
3.4. Wstępne przygotowanie próbek makrobentosu	67
4. Zakres, terminy i częstotliwość monitoringu	68
5. Bezpieczeństwo pracy	68

Rozdział IV

Metodyka standardowych procedur laboratoryjnych (RIVECO_{macro}) stosowanych w opracowaniu wielosiedliskowych próbek makrobezkęgowców bentosowych dla celów monitoringu ekologicznego rzek Polski, zgodna z założeniami Ramowej Dyrektywy Wodnej	69
<i>Barbara Bis</i>	

1. Główne etapy prac laboratoryjnych	70
2. Sprzęt laboratoryjny	70
3. Standardowe procedury laboratoryjne	72
3.1. Przygotowanie materiału biologicznego do selekcji podpróbek	72
3.2. Zasady selekcji podpróbek makrobentosu	73
3.3. Losowa selekcja podpróbek	74
3.4. Przygotowanie materiału biologicznego do sortowania podpróbek	75
3.5. Przebijanie podpróbek	76
3.6. Ocena liczebności makrobezkęgowców bentosowych	77
4. Procedura przebijania próbek makrobentosu o wysokiej liczebności kilku grup współdominujących	77
5. Zasady przygotowania protokołu laboratoryjnego RIVECO _{macro}	79
Aneks III. Schemat techniczny narzędzia do poboru podpróbek	80
Aneks IV. Protokół laboratoryjny RIVECO _{macro}	82

Rozdział V

Protokół terenowy RIVECO_{macro} do poboru wielosiedliskowych próbek makrobezkręgowców wodnych z rzek Polski dla celów monitoringu ekologicznego, zgodny z założeniami Ramowej Dyrektywy Wodnej	83
<i>Barbara Bis</i>	

Rozdział VI

Przewodnik do protokołu terenowego RIVECO_{macro} dla wielosiedliskowego poboru próbek makrobezkręgowców wodnych do celów monitoringu ekologicznego rzek Polski, zgodny z założeniami Ramowej Dyrektywy Wodnej	88
<i>Barbara Bis</i>	

1. Założenia ogólne	89
2. Dane nagłówekowe protokołu	89
3. Podstawowe dane dotyczące zlewni	89
4. Podstawowe dane dotyczące fragmentu dorzecza i stanowiska	91
5. Hydrologia i morfologia strumienia	93
6. Antropopresja w obrębie stanowiska	94
7. Zanieczyszczenie wód w obrębie stanowiska	94
8. Charakterystyka parametrów fizykochemicznych wody na stanowisku badawczym	96
9. Dane dotyczące typologii siedlisk w obrębie stanowiska pomiarowego	96

Rozdział VII

Typy biocenotyczne rzek Polski oraz wyznaczanie granic klas za pomocą Polskiego Wielometrycznego Wskaźnika Stanu Ekologicznego Rzek MMI PL na podstawie makrobezkręgowców bentosowych (moduł oceny: RIVECO_{macro})	97
<i>Barbara Bis, Artur Mikulec</i>	

1. Ocena stanu ekologicznego rzek Polski za pomocą Polskiego Wielometrycznego Wskaźnika MMI PL (system oceny: RIVECO _{macro})	98
1.1. Główne cele analityczne	98
1.2. Materiał badawczy	98
2. Metodyka badań i etapy prac analitycznych	99
3. Wyznaczanie wartości metryksów cząstkowych	100
4. Normalizacja metryksów cząstkowych.....	102
5. Wielometryczny Wskaźnik Interkalibracyjny ICMi	104
6. Polski Wielometryczny Wskaźnik MMI PL	105
7. Granice klas jakości wód	105
8. Harmonizacja granic klas jakości wód	105
9. Analiza porównawcza zgodności Polskiego Wielometrycznego Wskaźnika MMI PL z wytycznymi Centralno-Bałtyckiej Geograficznej Grupy Interkalibracyjnej	108
Aneks V. Sumaryczny Wskaźnik Jakości Wód BMWP_PL – system punktacji dla rodzin makrobezkręgowców wodnych	113
Literatura	116

Rozdział I

***Ocena stanu ekologicznego rzek
na podstawie badań zespołów
makrobezkręgowców bentosowych***



*Autor opracowania:
Barbara Bis*

1. CELE OPERACYJNE RAMOWEJ DYREKTYWY WODNEJ

Raport Komisji Europejskiej, zatytułowany „Plan ochrony zasobów wodnych Europy” (EC, 2012) wskazuje, iż dostępność czystej, słodkiej wody oraz jej zrównoważone zarządzanie wraz ze efektywną ochroną zasobów wód powierzchniowych i podziemnych są obecnie najważniejszymi, **kluczowymi czynnikami warunkującymi produktywność i bezpieczeństwo** w Europie.

Ciągle wzrastający popyt na wodę, znaczne pogorszenie się jej jakości oraz drastyczny spadek różnorodności biologicznej stanowią wciąż poważne zagrożenie dla równowagi hydrologicznej i biocenotycznej ekosystemów wody słodkiej. Najważniejsze przyczyny niekorzystnego oddziaływania na stan wód w Europie są ze sobą ściśle powiązane. Należą do nich: zmiany klimatyczne, intensywne użytkowanie gruntów, działalność gospodarcza (produkcja energii, przemysł, rolnictwo i turystyka), rozwój obszarów miejskich oraz zmiany demograficzne (EC, 2012). Presja, jaką na zasoby wodne wywierają powyższe czynniki, polega głównie na emisjach zanieczyszczeń, nadmiernym zużyciu wody (deficycie wody), zmianach fizycznych na obszarze jednolitych części wód oraz zdarzeniach ekstremalnych (powodzie i susze).

Jednak, **polityka wodna Unii Europejskiej od ponad 30 lat wnosi bardzo ważny wkład w ochronę wód** i determinuje strategiczny kierunek działań związanych ze zrównoważonym zarządzaniem zasobami wody w Europie. Komisja Europejska przeprowadziła wyczerpującą analizę i ocenę polityki wodnej na podstawie zebranych danych o stanie jakościowym i ilościowym wód Europy (Europejska Agencja Środowiskowa), dokonała oceny planów gospodarowania wodami w dorzeczach i przeglądu strategii związanych z niedoborem wody i suszą w krajach wspólnoty oraz dokonała ogólnej oceny presji/ryzyka środowiskowego (m.in. Lanz, Scheuer, 2001; EC, 2012). Mają one stanowić ramy dla kolejnych działań legislacyjnych w zakresie zrównoważonego zarządzania gospodarką wodną krajów Unii Europejskiej.

Ramowa Dyrektywa Wodna (*ang. WFD - Water Framework Directive*) jest jedną z najważniejszych regulacji prawnych określających kluczowe zasady działań wspólnotowych Unii Europejskiej w zakresie gospodarki wodno-ściekowej. RDW została zatwierdzona przez Parlament Europejski we wrześniu 2000 r. i weszła w życie dnia 22 grudnia 2000 r. – stanowiąc ramowy dokument ukierunkowujący restrukturyzację polityki wodnej i jej zasad legislacyjnych w krajach Unii Europejskiej (RDW, 2000/60 /EC).

W Ramowej Dyrektywie Wodnej po raz pierwszy, opracowano wszystkie aspekty prawne, środowiskowe, ekonomiczne i społeczne związane z nową polityką wodną Unii Europejskiej, dając tym samym jednoznaczne zalecenia koncepcyjne i wytyczne, wskazujące, że gospodarka wodna dotyczy zarówno problemów związanych z użytkowaniem i gospodarowaniem gruntami, aktywną ochroną różnorodności biologicznej i zrównoważonym zarządzaniem ekosystemami słodkowodnymi, ale także jest ściśle zależna od koordynacji działań związanych z planowaniem przestrzennym prowadzonym przez państwa członkowskie i włączaniem składowych gospodarki wodnej do dziedzin priorytetowych, objętych ukierunkowanym dofinansowaniem Unii Europejskiej (m.in. EC, 2012).

W konsekwencji, **RDW jest obecnie najważniejszym i najbardziej wpływowym narzędziem prawnym Unii Europejskiej dotyczącym ochrony i zrównoważonego zarządzania wodą** (m.in. Bis, Usseglio-Polatera, 2004; Bis, 2002, 2008; Furse i inni, 2006).

Jednak, wspólnotowa strategia wdrażania Ramowej Dyrektywy Wodnej w skali paneuropejskiej stanowi poważne wyzwanie dla sektora zarządzającego gospodarką wodną we wszystkich krajach Unii Europejskiej.

Po pierwsze, ze względu na fakt, iż obecna polityka środowiskowa Unii Europejskiej dotycząca ochrony ekosystemów wodnych jest bezpośrednio ukierunkowana na **analizę i oceny większych obszarów biogeograficznych (ekoregionu lub dorzecza)** – jednym z głównych celów Europejskiej Ramowej Dyrektywy Wodnej staje się stworzenie spójnych metodycznie i administracyjnie podstaw ochrony wszystkich typów wód: śródlądowych wód powierzchniowych i podziemnych, wód przejściowych i przybrzeżnych, w pełnym gradiencie biogeograficznym Europy (m.in. Jungwirth i inni, 2000; Furse i inni, 2006; Bis, 2008).

Po drugie, prowadzone konsultacje na temat Ramowej Dyrektywy Wodnej i dyskusje naukowe odnoszące się do zasad zrównoważonego zarządzania wodą (m.in. Jungwirth i inni, 2000; Statzner i inni, 2001; Hering i inni, 2003; Furse i inni, 2006; Bis, 2008) doprowadziły do wielu konstruktywnych zmian i do **zasadniczej reorientacji głównych celów środowiskowych Unii Europejskiej**, w szczególności zachowania i ochrony biologicznej różnorodności oraz **ekologicznej integralności ekosystemów wodnych Europy**.

Integralność ekologiczna ekosystemów wodnych jest rozumiana jako zespół naturalnych cech ekosystemu i biocenozy, pozwalający na utrzymanie dobrego stanu ekologicznego wód i wspomagający plastyczność i odporność ekosystemu wodnego w odpowiedzi na środowiskowy stres (m.in. Karr, 1981; Bis i inni, 2000; Chovanec i inni, 2000; Jungwirth i inni, 2000; Verdonschot, 2000; Bis, 2002; Vlek i inni, 2004).

Pojęcie to łączy dwa wzajemnie powiązane ze sobą komponenty (m.in. Cummins, 1973; Karr, 1981; Verdonschot, 2000; Vlek i inni, 2004) analizowane na wielu poziomach skali przestrzennej i czasowej: **integralność strukturalną**, odnoszącą się do składu taksonomicznego organizmów i **integralność funkcjonalną** warunkowaną mechanizmami i procesami, sterującymi dynamiką ekosystemów wodnych.

Dążenie do prawidłowej oceny struktury i funkcjonowania ekosystemów wodnych oraz do określenia możliwości odbudowy biotycznej, potencjału dla ewentualnych działań naprawczych w skali zlewni – dało właściwe **podstawy do wprowadzenia systemu ekologicznej klasyfikacji wód** (m.in. Karr, 1981; Jungwirth i inni, 2000).

W konsekwencji, realizacja założonych wytycznych RDW, wymagała całkowitej **reorganizacji narodowych systemów monitoringu wody w wszystkich krajach Unii Europejskiej** i jednoznacznie implikowała odejście od zasad monitoringu opartego na badaniu poziomu zanieczyszczenia na rzecz analiz ogólnego stanu środowiska wodnego – opartego na zintegrowanej ocenie złożonych parametrów: jakości chemicznej wód, fizycznej charakterystyce rzeki i jej doliny wraz z licznymi wskaźnikami (metriksami), oceniającymi stan lub potencjał ekologiczny wód.

Kondycja i potencjał organizmów wodnych stały się, zgodnie z założeniami RDW, jednymi z głównych wskaźników jakości wód (m.in. RDW, 2000; Butterworth i inni, 2001; Bis, 2002, 2008; Feld, Bis, 2003; Hering i inni, 2003; Furse i inni, 2006).

Wspólnotowa strategia wdrażania zaleceń Ramowej Dyrektywy Wodnej ma na celu:

1. **Zapobieganie procesom pogarszania się stanu jakościowego** wszystkich typów wód.
2. Utrzymanie wysokiego stanu ekologicznego wód, spełniającego **kryterium warunków wzorcowych** (referencyjnych) wszędzie tam, gdzie jeszcze one występują.
3. **Osiągnięcie co najmniej dobrego stanu ekologicznego** w odniesieniu do wszystkich typów wód w Europie do roku 2015.

W rezultacie, główne cele operacyjne Ramowej Dyrektywy Wodnej to:

1. **Optymalizacja ochrony ekosystemów wodnych**, ale także lądowych oraz **przyległych terenów wodno-błotnych** – współzależnych od ekosystemów słodkowodnych.
2. Propagowanie **długoterminowych działań z zakresu ochrony zasobów wodnych** opartych na zasadach zrównoważonego gospodarowania wodą.
3. Zakładanie rejestrów **obszarów chronionych** oraz terenów wyznaczonych dla ochrony siedlisk lub gatunków.
4. Aktywne podejmowanie przedsięwzięć mających na celu poprawę stanu czystości środowiska wodnego poprzez **ograniczenie zrzutów i emisji priorytetowych substancji niebezpiecznych**.
5. Zapewnienie względnie stabilnego **zaopatrzenia w dobrej jakości wodę** do picia, powierzchniową i podziemną – będącego wynikiem zrównoważonego i optymalnego korzystania z zasobów wodnych.

Należy podkreślić, iż filozofia Europejskiej Ramowej Dyrektywy Wodnej stanowi obecnie podstawę zarówno dla rozwoju określonych rekomendacji w zakresie polityki środowiskowej, ale także dla **zdefiniowania celów pomocniczych: politycznych, socjoekonomicznych i ekologicznych, aktywnie wspierających działania sektora gospodarki wodnej.**

Wdrażanie Europejskiej Ramowej Dyrektywy Wodnej (RDW, 2000; EC, 2003a, 2003b) łączy się z zasadami integracji i koordynacji wspólnych celów strategicznych, stanowiących podstawę zrównoważonego zarządzania w obrębie obszaru dorzecza:

- **Integracja celów środowiskowych** dla ochrony cennych przyrodniczo ekosystemów wodnych oraz zapewnienia dobrego statusu ekologicznego innych wód.
- **Integracja zarządzania wszystkimi zasobami wodnymi**, uwzględniająca słodkie wody powierzchniowe i podziemne, tereny podmokłe oraz zasoby wód przybrzeżnych w skali dorzecza.
- **Integracja wszystkich typów zastosowań wód** w ramach polityki wodnej krajów Wspólnoty, z uwzględnieniem zużycia wody w aspekcie potrzeb środowiska, zdrowia i spożycia przez ludzi oraz sektorów gospodarki, transportu, wypoczynku i turystyki.
- **Interdyscyplinarna współpraca i integracja wiedzy fachowej** z zakresu m.in. hydrologii, hydrauliki, ekologii, chemii, gleboznawstwa wiedzy technicznej, ekonomii dla oceny oddziaływania na zasoby wodne oraz realizacji celów środowiskowych RDW, w sposób najbardziej efektywny pod względem kosztów.
- **Integracja ustawodawstwa wspólnotowego dotyczącego gospodarki wodnej w jednolite ramy kontroli środowiskowej** (prawodawstwo „starych” dyrektyw zostanie zastąpione zapisami RDW, a niektóre akty prawne, np. wytyczne dyrektywy azotanowej muszą zostać uwzględnione w planach gospodarowania wodami w dorzeczu).
- **Integracja wszystkich aspektów gospodarczych i środowiskowych ważnych dla zrównoważonego planowania w dorzeczu** (łącznie z zapobieganiem powodziom i ochroną przeciwpowodziową).
- **Integracja instrumentów ekonomicznych i finansowych**, łącznie z ustalaniem cen za wodę, we wspólne programy działań gospodarowania wodami w dorzeczu, aby osiągnąć cele środowiskowe RDW.

- **Integracja wszystkich zainteresowanych stron oraz społeczeństwa obywatelskiego** poprzez możliwość zaangażowania w opracowywanie planów gospodarowania wodami w dorzeczu.
- **Integracja różnych poziomów decyzyjnych:** lokalnych, regionalnych i krajowych w celu efektywnej gospodarki wszystkimi wodami.
- **Integracja celów gospodarki wodnej różnych państw członkowskich,** dorzeczy należących do kilku państw członkowskich Unii Europejskiej.

1.1. Główne zasady wspólnotowej strategii wdrażania Ramowej Dyrektywy Wodnej

Priorytetowe programy i strategie działań związanych ze wspólnotową strategią wdrażania wytycznych RDW w Europie (EC, 2003a, 2003b) są obecnie kontynuacją następujących etapów prac:

1. Charakterystyka obszarów dorzeczy:

- przeprowadzenie **typologii abiotycznej wód**,
- wyznaczenie **warunków referencyjnych** dla wydzielonych typów abiotycznych wód,
- zróżnicowanie i wstępna **analiza presji środowiskowej** na poziomie jednolitych częściach wód.

2. Rozwój systemu oceny jakościowej wód oraz zasad rutynowego monitoringu, według założeń RDW:

- zatwierdzenie wystandaryzowanych **metod i procedur oceny jakościowej wód**,
- rozwój **sieci rutynowego monitoringu ekologicznego**,
- **analiza typów presji i ryzyka środowiskowego oraz jej intensywności.**

3. Klasyfikacja ekologiczna wód powierzchniowych:

- weryfikacja typologii abiotycznej poprzez opracowanie **typologii biocenotycznej**, uzupełnionej o analizę zróżnicowania struktury taksonomicznej i funkcjonalnej poszczególnych biologicznych elementów oceny jakościowej wód,
- **klasyfikacja ekologiczna** ukierunkowana na ocenę realizacji celów środowiskowych RDW,
- zaplanowanie i przeprowadzenie **optymalnych środowiskowo i efektywnych ekonomicznie potencjalnych działań naprawczych w skali zlewni** (biotechnologie ekosystemalne, rekultywacja i ekologiczna renaturyzacja rzek).

4. Interkalibracja:

- obowiązek **skalibrowania i weryfikacji krajowych systemów klasyfikacji stanu ekologicznego rzek**,
- **harmonizacja systemów klasyfikacji ekologicznej w skali Europy.**

1.2. Typologia abiotyczna rzek europejskich

Zapisy Ramowej Dyrektywy Wodnej podkreślają, iż dla oceny stanu ekologicznego wód ważne znaczenie ma **naturalna zmienność zespołów biotycznych, utrzymująca stabilność ekosystemów wodnych**. Jak wiadomo, mechanizmy sterujące abiotycznymi i biotycznymi procesami kontrolnymi w danym ekosystemie rzeczonym, warunkują jego plastyczność (*ang. resilience*) i odporność (*ang. resistance*) na środowiskowy stres i są determinowane określonym typem abiotycznym wód i ich kategorią.

Wszystkie kategorie wód w Europie stanowiące podstawę do wypracowania optymalnych środowiskowo metod zrównoważonego zarządzania ich zasobami, według RDW, obejmują:

1. **Wody śródlądowe**
 - powierzchniowe,
 - podziemne.
2. **Wody przejściowe i przybrzeżne.**
3. **Obszary wodno-błotne** (*ang. wetlands*).

Zgodnie z zaleceniami RDW, wszystkie analizowane kategorie wód powinny być sklasyfikowane jakościowo i ilościowo w odniesieniu do **podstawowych jednostek zarządzania, którymi są obszary dorzecza**. W rezultacie, dowolne cele związane z gospodarką wodną podejmowane przez narodowe i lokalne służby wodne muszą rozważać potencjalny wpływ i ryzyko środowiskowe w skali obszaru całego dorzecza, w szczególności dotyczy to **transgranicznych systemów rzecznych**.

Dla optymalizacji procesu zarządzania wodami i wprowadzenia efektywnych ekonomicznie metod ochrony wód, zgodnie z założeniami Ramowej Dyrektywy Wodnej, wyodrębniono **trzy główne kategorie wód powierzchniowych**:

1. **Naturalne wody powierzchniowe:**
 - rzeki (>10 km² wielkość zlewni),
 - jeziora (>0,5 km² powierzchni),
 - wody przybrzeżne (odległość od brzegu – 1 mila morska),
 - wody mieszane (słonawe, estuarium).
2. **Silnie zmodyfikowane wody powierzchniowe.**
3. **Sztuczne zbiorniki wód powierzchniowych.**

Powyższy podział wód powierzchniowych, według wytycznych RDW – z **wyraźnym wyodrębnieniem wód silnie zmodyfikowanych oraz sztucznych systemów wodnych** jest bezpośrednio związany z koniecznością realizacji głównych celów środowiskowych RDW (dobra jakość wód). W efekcie, jakość takich wód powinna ulec szybkiej efektywnej poprawie, czyli wprowadza się **niezbędność podjęcia działań naprawczych w skali zlewni**.

Dodatkowo, właściwe zarządzanie określonym typem wód powierzchniowych wymaga:

- **wskazania dominującego typu zakłóceń ekosystemu wodnego i jego intensywności w danym gradiencie biogeograficznym** (np. zanieczyszczenie organiczne, toksyczne, zakwaszenie, regulacja koryta, modyfikacja strefy nadbrzeżnej),
- **oceny długoterminowych planów użytkowania zasobów wodnych na obszarze dorzecza/zlewni elementarnych** (np. dostępność wody pitnej),
- **określenia lokalizacji obszarów chronionych** (np. obszary sieci ekologicznej Natura 2000).

1.2.1. Ekoregiony

Odpowiednio do założonych celów środowiskowych Ramowej Dyrektywy Wodnej i dla kontroli realizacji tych celów **dorzecza są grupowane w biogeograficzne ekoregiony**. Ekoregiony zostały wyznaczone na podstawie **zgodności dominujących zespołów faunistycznych występujących w danych typach wód powierzchniowych Europy**. Wyodrębniono 25 ekoregionów (Illies, 1978). Ekoregiony europejskie reprezentując określone typy

biocenotyczne i specyficzną dla danego regionu charakterystykę geologiczną i hydrologiczną pozwalają na kompleksową analizę porównawczą pełnego gradientu zmienności środowiskowej i biotycznej ekosystemów wodnych Europy (Mapa A Ramowej Dyrektywy Wodnej, Aneks XI, Oficjalny Dziennik Wspólnoty Europejskiej; RDW, 2000¹).

1.2.2. Kluczowe parametry środowiskowe dla typologii abiotycznej rzek

W celu utworzenia spójnej charakterystyki wszystkich dorzeczy państwa członkowskie Unii Europejskiej zostały zobowiązane do przeprowadzenia typologii abiotycznej za pomocą następujących parametrów środowiskowych, zdefiniowanych jako obligatoryjne (System A; RDW, 2000):

1. **Ekoregion** – odpowiadający badanemu obszarowi dorzecza.
2. **Geograficzna lokalizacja ekosystemu rzecznoego, badanego odcinka rzeki:** szerokość i długość geograficzna.
3. **Wysokość bezwzględna** – zdefiniowana jako wysokość źródła lub wysokość badanego odcinka rzeki, z podziałem na:
 - rzeki nizinne <200 m n.p.m.,
 - rzeki wyżynne 200-800 m n.p.m.,
 - rzeki górskie >800 m n.p.m.
4. **Wielkość obszaru dorzecza** – zastosowano typologię:
 - rzeki małe, strumienie: 10-100 km²,
 - rzeki średniej wielkości >100-1000 km²,
 - rzeki duże >1000-10000 km²,
 - rzeki wielkie >10000 km².
5. **Geologia dorzecza** – zastosowano typologię:
 - zlewnie wapienne,
 - zlewnie krzemianowe,
 - zlewnie organiczne (rzeki bagienne).

Według systemu B rzeki powinny być różnicowane na typy abiotyczne za pomocą obowiązkowych parametrów systemu A oraz kombinacji wybranych parametrów nieobowiązkowych (przykładowo: odległość od źródła, rzędowość cieką, natężenie przepływu, średnia szerokość koryta, średnia głębokość wody, forma i ukształtowanie koryta, typ użytkowania doliny i zlewni, średnia temperatura powietrza, opady atmosferyczne), których zastosowanie umożliwi charakterystykę środowiskowych warunków odniesienia do poszczególnych typów abiotycznych wód (System B; RDW, 2000). **Wszystkie państwa członkowskie Unii Europejskiej zdecydowały się zastosować dodatkowe uzupełniające kryteria środowiskowe (System B) dla poprawnego zdefiniowania pierwszorzędowych regionalnych cech ekosystemów rzecznych (Feld, Bis, 2003; Hering i inni, 2003; Furse i inni, 2006; Bis, 2008, 2009).**

Najmniejszym zakresem wielkości monitorowanych rzek, według systemu A jest obszar zlewni 10-100 km². Najmniejszym zakresem wielkości zlewni dla jeziora, według systemu A jest powierzchnia 0,5-1,0 km².

¹ <http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/figures/ecoregions-for-rivers-and-lakes>

1.2.3. Jednolite części wód

Z uwagi na fakt, iż jednym z głównych celów Ramowej Dyrektywy Wodnej jest **poprawa stanu ekosystemów wodnych oraz ochrona ekosystemów lądowych i terenów wodno-błotnych** bezpośrednio uzależnionych od ekosystemów wodnych, RDW wprowadziła konieczność wyodrębnienia w skali dorzecza tzw. „**jednolitych części wód**” (JCW). Są to hydrologicznie i graficznie wyodrębnione podjednostki dorzecza, które służą do opisu, porównań i praktycznej oceny realizacji podstawowych celów środowiskowych, zapisanych w Dyrektywie. W rezultacie, do wyznaczania tych oddzielnych elementów wód powierzchniowych (JCW) należy stosować cechy fizyczne (geograficzne lub hydromorfologiczne), które mają znaczenie dla dokładnego opisu stanu ekologicznego wód powierzchniowych (odpowiednio: potencjału ekologicznego dla sztucznych i silnie zmienionych części wód). Jednakże, istnieją też inne względy lub parametry, które mogą być pomocne w poprawnym zdefiniowaniu granic dla jednolitych części wód. Ze względów techniczno-funkcjonalnych, JCWP i ich zlewnie bywają łączone w **scalone części wód powierzchniowych (SCWP)**. Agregacja taka obejmuje JCW o podobnych warunkach i funkcjach, także z różnych kategorii (np. jeziora i ciek). Natomiast JCWP z tak odmiennych kategorii jak wody przybrzeżne i wody przejściowe nie są łączone z wodami jeziornymi lub wodami rzecznyymi) (m.in. Bukowiec i inni, 2006).

Głównymi aspektami, dokładnie określonymi przez RDW, które powinny być dodatkowo rozważone przy ustalaniu granic dla JCW są **wytyczne dotyczące analiz presji i oddziaływań środowiskowych** (m.in. IMPRESS, 2002). Ponadto, **różne sposoby użytkowania wody**, jak i **istniejące lub planowane obszary chronione dla wód powierzchniowych** (np. siedliska Natura 2000) i **wód podziemnych** oraz **obszary o dużym stopniu występowania zanieczyszczeń punktowych i obszarowych** wraz z **planowanymi inwestycjami w zlewni** (budowa infrastruktury hydrotechnicznej – np. zbiorniki retencyjne) powinny być wykorzystane do **udoskonalania i docelowego wyznaczania „jednolitych części wód”**.

2. WARUNKI REFERENCYJNE

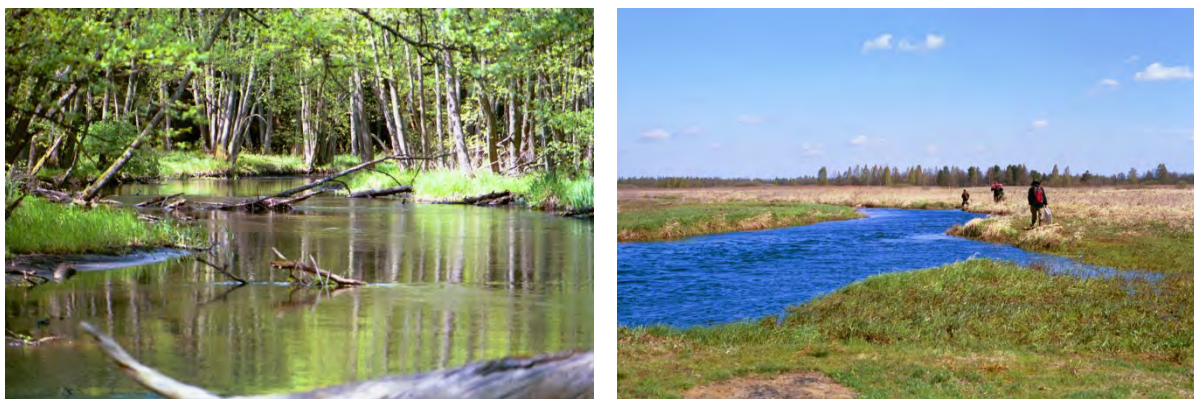
Identyfikacja warunków wzorcowych (referencyjnych), określanych jako najlepsze warunki środowiskowe i biocenotyczne dla danego typu wód z dopuszczalnym minimalnym stopniem antropopresji (Ryc. 1, Tab. 1), jest koniecznym warunkiem dla przeprowadzenia oceny ekologicznej jakości wód europejskich (m.in. RDW, 2000; Lanz, Scheuer, 2001; Bis, 2002, 2008; Nijboer i inni, 2004; Czocho, Kulesza, 2006; Stoddard i inni, 2006).

Aby móc realizować główne założenia RDW, ukierunkowane na wyraźną poprawę ekologicznego stanu wód niezbędne jest zrozumienie koncepcji warunków wzorcowych, traktowanych jako wartość kontrolna i tzw. "punkt odniesienia" (*ang. benchmark*) dla określonego typu wód. Tylko wtedy, gdy specyficzne warunki referencyjne dla danego typu abiotycznego wód są ściśle zdefiniowane i opisane, mogą stanowić podstawę do poprawnej oceny intensywności zakłóceń, czy też do bezpośredniej oceny stanu poprawy lub pogorszenia poziomu biologicznej różnorodności w każdym typie wody. Warunki referencyjne dla określonych typów abiotycznych rzek wyróżnia się na podstawie dwóch sposobów selekcji:

- **Wybór wzorcowego fragmentu dorzecza a priori** – oparty na definicji miejsca referencyjnego (analiza naukowych danych literaturowych, map, wiedza ekspercka); **ten**

sposób jest stosowany, gdy istnieje wystarczająca liczba niezakłóconych, prawie naturalnych ekosystemów wodnych i obszarów dorzecza.

- **Ustalenie warunków wzorcowych *a posteriori*** – w oparciu o analizę najlepszych dostępnych warunków abiotycznych (środowiskowych) i biocenotycznych, reprezentacyjnych dla określonego typu wód; **ten sposób jest stosowany, gdy istnieje kilka potencjalnych miejsc, które mogłyby stanowić warunki wzorcowe dla danego typu wód, ale nie są wystarczająco zdefiniowane lub nie spełniają rekomendowanych kryteriów selekcji.**



Ryc. 1. Przykładowe stanowiska referencyjne wyznaczone w ramach realizacji projektu STAR na obszarze Polski (zdjęcie po lewej: Równiny Centralne (ekoregion 14), rzeka nizinna średniej wielkości – Dobrzyca; po prawej: Równiny Wschodnie (ekoregion 16), rzeka bagienna – Narew) (Fot. B. Bis)

W konsekwencji, wszystkie kraje Unii Europejskiej są zobowiązane do utworzenia **sieci stanowisk referencyjnych dla danego typu wód powierzchniowych** – jednak powinny one zawierać dostateczną liczbę miejsc zabezpieczających wysoki poziom ufności dla dalszych analiz porównawczych (Bis, 2011).

Tab. 1. Rekomendowane kryteria dla wyznaczania sieci stanowisk referencyjnych dla celów monitoringu ekologicznego zgodne z założeniami Ramowej Dyrektywy Wodnej (opracowanie własne według założeń projektu STAR: Furse i inni, 2006)

Warunki referencyjne	
Założenia ogólne	<ul style="list-style-type: none"> • Miejsca referencyjne fragmentów dorzecza powinny być wyznaczane przez odpowiednie jednostki rządowe, odpowiedzialne za gospodarkę wodną kraju – z uwzględnieniem perspektywicznych planów zarządzania zlewnią i akceptacji społeczno-politycznej. • Stanowiska referencyjne muszą zostać wytypowane na podstawie spójnych kryteriów naturalności środowiska przyrodniczego i ich struktur biocenotycznych. Powinny to być fragmenty dorzecza, stanowiska zbliżone do stanu naturalnego (<i>ang. pristine – pierwotne</i>) lub w bardzo niewielkim stopniu zmienione antropogenicznie.
Zanieczyszczenia obszarowe i punktowe	
Użytkowanie terenu w obrębie zlewni rzecznej	<ul style="list-style-type: none"> • Przy wyborze stanowisk referencyjnych – stopień urbanizacji i wpływu rolnictwa powinien być możliwie jak najniższy. • Dla danego referencyjnego odcinka rzeki zwykle nie są określone graniczne wartości dotyczące procentowego udziału gruntów rolnych czy terenów zurbanizowanych – jednak przynajmniej warunek występowania naturalnej roślinności wodnej i nadbrzeżnej w wytypowanych fragmentach dorzecza powinien być spełniony.

Uwarunkowania hydrogeologiczne i fizyko-chemiczne	<ul style="list-style-type: none"> • Brak źródeł zanieczyszczenia punktowego lub znaczącego oddziaływania ponadnormatywnych ładunków nutrientów. • Brak punktowych źródeł eutrofizacji wód, bezpośrednio oddziałujących na komponenty biocenotyczne. • Brak symptomów zanieczyszczeń obszarowych lub innych czynników sugerujących ich silne oddziaływanie. • Brak oddziaływania na warunki chemiczne cieku nieznanymi źródłami zanieczyszczeń punktowych, które silnie zanieczyszczają miejsce poboru prób zmieniając zdolności buforujące wód (<i>ang. near-natural pollution capacity</i>). • Naturalne tło środowiskowe tj. naturalny poziom nutrientów i innych pierwiastków biogennych, powinno zostać wybrane jako typowe dla danego obszaru geomorfologicznego zlewni. • Brak symptomów zakwaszenia, zasolenia wód czy oznak wapnowania. • Brak oddziaływania na warunki fizyczne cieku – w szczególności warunki termiczne muszą być zbliżone do naturalnych (dynamika sezonowa).
Warunki hydrologiczne i hydromorfologiczne	
Regulacja koryta rzecznego	<ul style="list-style-type: none"> • Brak modyfikacji naturalnego reżimu wodnego lub znaczących zmian hydrologicznych (zabudowania hydrotechniczne). • Nie powinny występować, bądź wyłącznie w niewielkim stopniu – sztuczne zbiorniki wodne w górnym biegu rzeki (zbiorniki zaporowe, jazy, itp.); nie powinny oddziaływać na strukturę biotyczną miejsca poboru prób.
Koryta rzeczne i habitaty	<ul style="list-style-type: none"> • Na stanowisku referencyjnym naturalne terasy zalewowe (<i>ang. floodplain</i>) nie powinny być intensywnie użytkowane rolniczo. Jeśli jest to możliwe, na stanowisku powinna występować naturalna roślinność klimaksowa lub nie rekultywowane tereny leśne. • Stanowisko referencyjne powinno zawierać większość lub wszystkie mezo- i mikrosiedliskowe typy siedlisk rzecznych, obecne w całym odcinku rzeki. • Dno i brzegi koryta rzecznego nie powinny być zmieniane, ani modyfikowane. • Naturalne zapory drzewne (<i>ang. woody debris dams</i>) nie powinny być usuwane z koryta rzecznego (minimalne wymagania: obecność retencjonowanego detrytus i zdeponowanej materii organicznej). • Siedliska dla narybku, naturalne refugia powinny być obecne w wytypowanym fragmencie dorzecza (starorzecza, rozlewiska i stawy terasy zalewowej połączone z rzeką, łachy żwirowe). • Brak barier migracyjnych, wpływających na tempo transportu ładunków nutrientów i na migrację organizmów. • Niewielkie lub średnie oddziaływanie na system rzeczny związany bezpośrednio z ochroną przeciwpowodziową.
Roślinność nadbrzeżna i terasa zalewowa	<ul style="list-style-type: none"> • Naturalna roślinność nadbrzeżna i terasa zalewowa powinna występować na wyznaczonym stanowisku referencyjnym. • Powinny występować naturalne boczne połączenia z głównym korytem rzeki – starorzecza, stawy i wodne korytarze związane z naturalną ewolucją koryta rzecznego. • Strefa nadbrzeżnej roślinności – w zależności od typu wód powinna być szersza lub równa 3-wielokrotności szerokości koryta rzecznego.
Biologiczne uwarunkowania	
Zanieczyszczenia biologiczne	<ul style="list-style-type: none"> • Brak zwiększonej liczebności gatunków inwazyjnych (introdukcja gatunków ryb, skorupiaków, mięczaków i innych obcych gatunków roślin i zwierząt). • Brak wpływu gatunków hodowlanych (hodowle ryb). • Brak intensywnego gospodarowania rzeką i zmian struktury gatunkowej, dotyczący głównie struktury populacji ryb.

Do ustalenia warunków referencyjnych dla rzek w Polsce została zastosowana metoda ekspercka polegająca na analizie dostępnych danych przestrzennych, z uwzględnieniem m.in. lokalizacji obszarów cennych przyrodniczo (mapy, zdjęcia lotnicze, GIS). Dokonana selekcja stanowisk referencyjnych została dodatkowo zweryfikowana analizą danych hydrochemicznych i wynikami badań hydrobiologicznych (m.in. Czoch, Kulesza, 2006; Bis, 2008, 2009). Wyznaczenie warunków referencyjnych, specyficznych dla danego typu wód jest jednym z zadań cząstkowych, które wraz z oceną stanu ekologicznego wód płynących stanowią obecnie **podstawę do opracowywania planów gospodarowania wodami w dorzeczu Wisły i Odry.**

Warunki referencyjne, zgodnie z wytycznymi RDW – powinny być określone dla każdego typu abiotycznego wód i dla wszystkich elementów oceny jakościowej (biologicznych, fizykochemicznych i ekomorfologicznych) powinny być uaktualniane co 5 lat.

3. OCENA STANU EKOLOGICZNEGO RZEK

Zgodnie z wytycznymi Ramowej Dyrektywy Wodnej ekologiczny stan wód powierzchniowych powinien być zdefiniowany jako **„jakościowa ocena struktury i funkcjonowania ekosystemów wodnych, związana z danym typem abiotycznym wód”** (m.in. Feld, Bis, 2003; Furse i inni., 2006; Bis, 2008; 2009).

W konsekwencji, ekologiczna ocena stanu jakościowego rzek powinna określać:

- **w jakim stopniu biologiczna struktura ekosystemu i jego funkcjonowanie uległy zmianie w porównaniu z warunkami referencyjnymi dla danego typu abiotycznego wód** (jest to I moduł oceny: analiza zmienności i **ogólnej degradacji środowiska** w obrębie danego typu abiotycznego rzek, *ang. type-specific assessment*), oraz
- **w jakim stopniu zmiana biologicznej struktury ekosystemu i jego funkcjonowania jest warunkowana oddziaływaniem różnych form antropopresji**, jak: eutrofizacja, toksyczne substancje, fizyczne zmiany środowiska (II moduł oceny: **analiza typów i intensywności zakłóceń** antropogenicznych, *ang. stressor-specific assessment*).

Powyższe założenia Ramowej Dyrektywy Wodnej (RDW, 2000), tworzą innowacyjne podejście do dotychczasowych zasad europejskiej polityki wodnej, która w przeszłości była oparta głównie na ocenie wartości skażenia wód – natomiast **obecnie ukierunkowana jest bezpośrednio na kontrolę dozwolonego wpływu na odbierające je ekosystemy wodne** (m.in., Verdonshot, 2000; LAWA, 2006; Bis, 2008).

Obecnie, zgodnie z zapisami normatywnymi Ramowej Dyrektywy Wodnej, **w ocenie jakościowej stanu ekologicznego rzek i ich klasyfikacji ekologicznej analizują się trzy podstawowe elementy składowe:**

1. **Biologiczne elementy jakości** (*ang. BQE - Biological Quality Elements*) – ocenie podlegają 4 główne grupy organizmów wodnych: fitobentos (i fitoplankton w dużych rzekach), makrofity, makrobezkręgowce bentosowe, ichtiofauna.
2. **Fizyko-chemiczne elementy jakości** – z uwzględnieniem w jakim stopniu warunki fizyko-chemiczne spełniają ekologiczne standardy jakościowe dla zanieczyszczeń specyficznych (*ang. EQS - Ecological Quality Standards*).
3. **Hydromorfologiczne elementy jakości** – dotyczące koryta rzecznej, jego strefy nadbrzeżnej oraz doliny rzecznej.

W konsekwencji, filozofia Ramowej Dyrektywy Wodnej jest całkowicie spójna i bezpośrednio łączona z prawodawstwem z zakresu ochrony przyrody i ochrony różnorodności biologicznej w krajach Unii Europejskiej, w szczególności z „Dyrektywą Ptasią” (79/409/EWG) i „Dyrektywą Siedliskową” (92/43/EWG), które to utworzyły wspólny ramowy program ukierunkowany na prawną ochronę dzikiej przyrody i naturalnych siedlisk Europy (utworzenie ekologicznej sieci obszarów chronionych przez kraje Wspólnoty Europejskiej – NATURA 2000).

Do przeprowadzenia oceny stanu ekologicznego rzek wymagane są:

- ✓ **Typologia abiotyczna i biocenotyczna rzek.**
- ✓ **Warunki referencyjne dla określonego typu rzek**
(dla wszystkich komponentów biologicznej oceny).
- ✓ **System oceny stanu ekologicznego i klasyfikacji jakościowej rzek², spełniających założenia koncepcyjne Ramowej Dyrektywy Wodnej**
(wystandaryzowana metodyka³ poboru prób i procedur laboratoryjnych; wielometryczny system oceny dla wszystkich biologicznych komponentów jakościowych).

4. BIOLOGICZNE ELEMENTY JAKOŚCI WÓD JAKO PODSTAWA KLASYFIKACJI STANU EKOLOGICZNEGO WÓD

Ekologiczne wskaźniki jakości wód powinny uchwycić złożoność ekosystemu, dostarczać informacji kluczowych o strukturze, funkcji i kompozycji danego systemu ekologicznego (m.in. Butterworth i inni, 2001; Markert i inni, 2003; Bis, 2008) a jednocześnie pozostawać wystarczająco prostymi dla rutynowego monitoringu.

Organizmy o najlepszych możliwościach bioindykacyjnych posiadają **umiarkowaną tolerancję na zmienność środowiska w porównaniu do gatunków rzadkich i pospolitych**. Tolerancja ta daje im jednak wystarczającą wrażliwość na zmiany środowiska, a zarazem odpowiednią wytrzymałość i odporność, aby **wskazywać tylko istotną zmienność i tym samym, odzwierciedlać odpowiedź biotyczną na poziomie ekosystemu**.

W konsekwencji, cechy organizmów wskaźnikowych, najkorzystniejsze z punktu widzenia potrzeb monitoringu ekologicznego to:

1. **Dostarczanie mierzalnej odpowiedzi** (wrażliwość na zakłócenia środowiskowe bez znaczącej śmiertelności lub akumulacji zanieczyszczeń ze środowiska).
2. Odpowiedź organizmu wskaźnikowego powinna odzwierciedlać **reakcję typową dla całej populacji**, dla zespołów innych organizmów i powinna być spójna z odpowiedzią całego ekosystemu.
3. Odpowiedź organizmu wskaźnikowego powinna być **wymierna do stopnia zanieczyszczeń czy stanu degradacji**.

Organizmy wskaźnikowe powinny zatem spełniać następujące kryteria:

- Powinny charakteryzować się odpowiednim lokalnym zagęszczeniem i występować powszechnie na badanym obszarze (rzadkie gatunki nie są dobrymi bioindykatorami).

² System klasyfikacji jakościowej służy do ogólnej klasyfikacji wód i obejmuje pomiary wszystkich stosownych elementów jakości.

³ Narzędzia klasyfikacji służą do oceny stanu poszczególnych elementów jakości względem stanu bardzo dobrego, referencyjnego.

- Powinny mieć przewidywalny sposób odpowiedzi na określony czynnik środowiskowy (ekologia i historia życia taksonów wskaźnikowych musi być dobrze poznana; taksonomia grup wskaźnikowych powinna być dobrze udokumentowana i stała).
- Powinny mieć względnie stabilną odpowiedź na środowiskowy stres (pomimo występującego umiarkowanego zróżnicowania klimatycznego i środowiskowego).

4.1. Glony jako biologiczne wskaźniki jakości wód

Jako producenci pierwotni – glony i rośliny wodne (makrofity) są uznawane jako grupy tzw. „wczesnego ostrzegania” dla zmian zachodzących w danym ekosystemie wodnym (*ang. early-warning indicators*). Krótki cykl życiowy oraz wysokie tempo produkcji pozwalają na detekcję tzw. krótkoterminowych zakłóceń (*ang. short-term pollution events*), gdyż bardzo wyraźnie reagują na zmiany hydrochemiczne wód (np. eutrofizacja czyli nadmierne użyźnianie określonego typu wód, głównie wód stojących) (Johnston i inni, 2006; Bis, Usseglio-Polatera, 2004; Bis, 2008). Ugrupowania okrzemek – uznawane są za bardzo dobre organizmy wskaźnikowe ze względu na: (1) naturalnie wysoką liczbę gatunków; (2) szybką odpowiedź w czasie na zakłócenia, ale tym samym wysoki potencjał odbudowy biotycznej; (3) dużą łatwość pobierania próbek; (4) zakres tolerancji lub wrażliwość na określone zmiany warunków środowiska – dla wielu gatunków okrzemek są one dobrze zdefiniowane (m.in. Sladeczek, 1973; Lange-Bertalot, 1979; Rott i inni, 1997; Kelly, 1998).

4.2. Wodne i lądowe rośliny jako biologiczne wskaźniki jakości wód

Hydrofity są roślinami wodnymi rosnącymi w wodzie lub w strefie przy- i nadbrzeżnej, które są zanurzone, wynurzone lub unoszą się swobodnie na wodzie. Jako producenci pierwotni są doskonałymi wskaźnikami stanu wód, ponieważ są: (1) organizmami, które wyraźnie reagują na koncentracje pierwiastków biogennych, światło, mętność wody, zmiany poziomu wody, zasolenie, skażenia toksyczne (metale ciężkie, herbicydy) oraz (2) organizmami silnie integrującymi różnorodne uwarunkowania środowiskowe, np. wpływ pierwiastków biogennych, składu gleby, wód gruntowych, zasolenia (m.in. Schneider i inni, 2000; Bis, 2008).

4.3. Makrobezkregowce jako biologiczne wskaźniki jakości wód

Bezkregowce wodne stanowią kolejną grupę organizmów, które są powszechnie uznane za najbardziej rekomendowane organizmy wskaźnikowe w biologicznej ocenie jakości wód (m.in. Rosenberg, Resh, 1993; Verdonschot, 2000; Statzner i inni, 2001; Bis, 2002, 2008; Bis, Usseglio-Polatera, 2004), ponieważ:

- żyją w wodzie przez cały lub przez większość ich cyklu życiowego,
- zasiedlają siedliska rzeczne optymalne dla ich przetrwania, a ich występowanie nie jest limitowane zmianami sezonowymi (makrofity, glony),
- mają ograniczoną mobilność w środowisku wodnym,
- mają dłuższe niż rok cykle życiowe, dogodne do badań autekologicznych,
- mają różny zakres tolerancji w stosunku do różnego typu skażenia i jego intensywności,
- są najlepszymi biologicznymi „integratorami” warunków środowiskowych.

Dodatkowym atrybutem tej grupy organizmów wodnych jest łatwość pobrania próbek makrobentosu z różnych siedlisk rzecznych za pomocą prostego i taniego sprzętu

hydrobiologicznego, a identyfikacja materiału biologicznego w warunkach laboratoryjnych nie jest trudna.

Udział zespołów bezkręgowców bentosowych w transferze energii i materii do wyższych poziomów troficznych, podkreśla znaczenie tej grupy organizmów w holistycznej ocenie ekosystemów wodnych. Obecnie w Europie stosowanych jest ponad sto metod biologicznej oceny jakości wód z czego dwie trzecie stanowią metodyki oparte na badaniach zespołów makrobezkręgowców bentosowych (m.in. Rosenberg, Resh, 1993; Moog i inni, 1999; Verdonschot, 2000; Bis i inni, 2000; Statzner i inni, 2001; Furse i inni, 2006; LAWA, 2006). W konsekwencji, zastosowanie zespołów fauny dennej w ocenie integralności ekosystemów wodnych oraz diagnostyce ryzyka środowiskowego jest powszechnie zalecane (m.in. Armitage i inni, 1983; Extence i inni, 1987; Plafkin i inni, 1989; AMOEBA, 1991; ÖNORM M6232, 1995; Barbour i inni, 1999; Bis i inni, 2000; Bis, 2011).

W Aneksach I-II zamieszczono przegląd **metriksów opartych o analizę zespołów makrobezkręgowców bentosowych, używanych w rutynowym monitoringu rzek**. Liczba metriksów i potencjalna możliwość oceny presji środowiskowej oraz jej interpretacji na podstawie odpowiedzi tych organizmów jednoznacznie wskazuje na kluczową rolę makrobezkręgowców w monitoringu ekologicznym rzek. W konsekwencji, integralność zespołów makrobezkręgowców wodnych z określonym typem ekosystemu wodnego i ich potencjał do łącznej oceny różnego typu ryzyka środowiskowego za pomocą modelu wielu miar biologicznych (*ang. multi-metrics system*) **pozwalą uznać tę grupę organizmów za modelową przy ekologicznej ocenie i klasyfikacji jakościowej wód, zgodnej z wytycznymi RDW**.

4.4. Ryby jako biologiczne wskaźniki jakości wód

Ryby są doskonałymi wskaźnikami stanu ekologicznego danego zbiornika wodnego, ponieważ: (1) żyją w środowisku wodnym przez cały swój cykl życiowy; (2) długość ich życia wynosi kilka lat; (3) różnią się wyraźnie zakresem tolerancji, co pozwala porównywać ich reakcję na różne typy zakłóceń środowiskowych; (4) są łatwe do złowienia (5) są proste do zidentyfikowania w terenie. Dodatkowo ryby są bardzo dobrymi indykatorami długoterminowych zakłóceń wskaźnikami stanu ekologicznego ekosystemów wodnych w skali zlewni, w szczególności dotyczy to ekomorfologicznych właściwości systemu (struktury siedlisk rzecznych i nadbrzeżnych, obecności refugium). Są również bardzo dobrymi wskaźnikami dla morskiego systemu monitoringu. Warunki hydrochemiczne są drugorzędowymi determinantami ich rozmieszczenia w ekosystemach wodnych (Johnston i inni, 2006; Bis, 2008), stąd też ryby są często wykorzystywane jako dogodne bioindykatory w badaniach ekotoksykologicznych (m.in. Karr i inni, 1986; Birkett, Lester, 2003; Chovanec i inni, 2003).

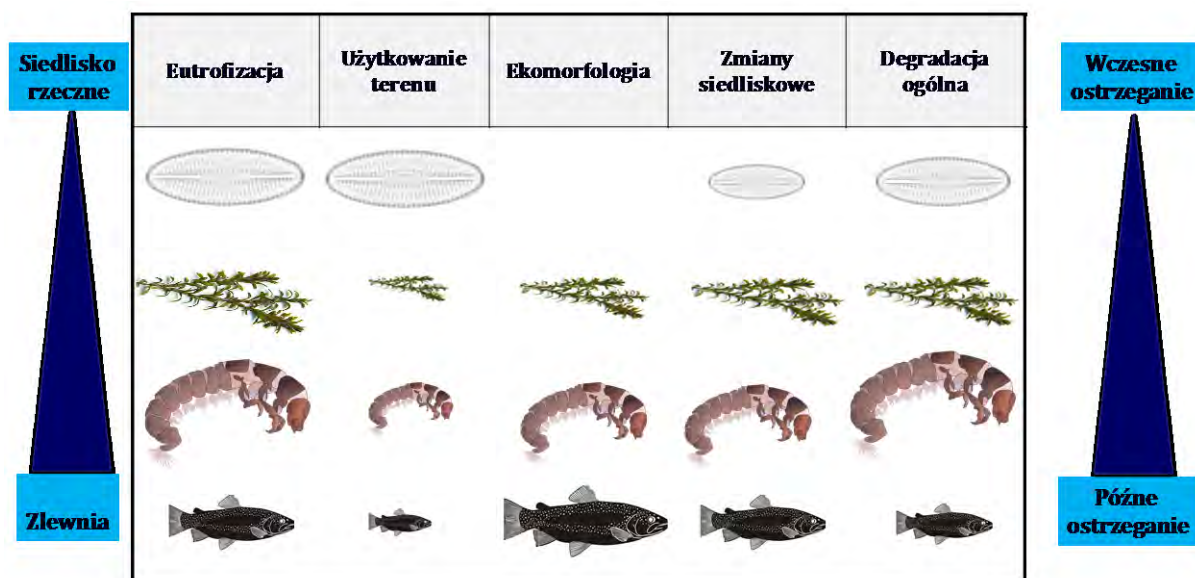
4.5. Rola biologicznych elementów jakościowej oceny stanu ekologicznego wód w ocenie różnych typów presji

Docelowe, rekomendowane przez Ramową Dyrektywę Wodną **zastosowanie łącznej wielometrycznej oceny jakości wód** na podstawie danych pomiarowych pochodzących z analizy zbiorowisk glonów, makrofitów, zespołów makrobezkręgowców bentosowych i ichtiofauny danego ekosystemu wodnego **powinno doprowadzić do optymalizacji ekologicznej oceny jakości wód i ich klasyfikacji**.

Liczne publikacje ostatnich lat (m.in. Hering i inni, 2006a, 2006b; Johnson i inni, 2006; Hering, Johnson, 2009) wykazały **wyraźne zróżnicowanie odpowiedzi poszczególnych grup organizmów wodnych na różne formy zakłócenia środowiska**, które to były warunkowane zarówno **typem abiotycznym rzek, jak i skalą przestrzennej analizy i specyficznym czasem reakcji określonych grup taksonomicznych na środowiskowy stres** (Ryc. 2).

Johnson i Hering (2009) stwierdzili, że w europejskich strumieniach nizinnych – **zagęszczenie zbiorowisk glonów bentosowych i makrofitów** wykazywało silniejszą korelację ze **stężeniem pierwiastków biogennych** niż zagęszczenie zespołów ichtiofauny i bezkręgowców wodnych. Jednocześnie, w badanych strumieniach nizinnych, **zbiorowiska glonów i makrofitów były także lepszymi wskaźnikami heterogeniczności siedlisk rzecznych**, niż zespoły ichtiofauny i makrobentosu.

Wyniki badań Johnsona i Heringa (2009), prowadzone w europejskich potokach górskich wskazały inne uwarunkowania środowiskowe, mianowicie to **ugrupowania bezkręgowców wodnych były najlepszym prognostykiem zmian koncentracji składników biogennych**, w porównaniu z innymi grupami organizmów wodnych. Poza tym, **bogactwo gatunkowe makrobezkręgowców bentosowych było znacząco silniej skorelowane z typem występujących siedlisk rzecznych, ich heterogenicznością**, niż w przypadku pozostałych grup (makrofitów, fitobentosu i ichtiofauny).



Ryc. 2. Schematyczne przedstawienie znaczenia biologicznych elementów jakościowej oceny stanu ekologicznego wód, według Ramowej Dyrektywy Wodnej, w ocenie różnych typów presji (opracowanie własne na podstawie wyników projektu STAR: Hering i inni, 2006a, 2006b; Johnson i inni, 2006; Johnson, Hering, 2009)

W konsekwencji, **w zależności od typu abiotycznego rzek należy rozważyć, które grupy taksonomiczne mogą być wykorzystane do znaczącego wzmocnienia naszego wniosku dotyczącego obserwowanych zmian środowiskowych**. Jak podkreślano wcześniej, w wyborze organizmów wskaźnikowych do rutynowego monitoringu ekologicznego powinien zostać uwzględniony zarówno charakter ich odpowiedzi na różne formy antropopresji zarówno **w skali przestrzennej** (obszar zlewni, fragment zlewni cząstkowej/stanowisko, siedlisko rzeczne), jak i **czas reakcji na środowiskowy stres** (Ryc. 2). Z tego powodu, krótkie cykle

życiowe okrzemek oraz wysokie tempo produkcji pozwalają na detekcję krótkoterminowych zakłóceń. Bezkręgowce wodne, będące taksonomicznie bardzo zróżnicowaną grupą, o różnej długości życia mają bardzo obszerne spektrum odpowiedzi na środowiskowy stres. Z kolei, relatywnie długie cykle życiowe i możliwości migracyjne ryb powodują, iż są indykatorami długoterminowych zmian środowiska.

Obecnie większość wskaźników monitoringu ekologicznego dla fitobentosu, makrofitów, makrobezkręgowców i ryb wymaga **możliwie najniższego poziomu identyfikacji**. W odniesieniu do makrobentosu jest to szczególnie ważne przy **analizie wybranych miar ekologicznych i metryksów funkcjonalnych** (*ang. species traits*), w tym przykładowo interpretacji zmian struktury zespołów fauny dennej w wyniku modyfikacji ekomorfologicznych (np. efektu regulacji koryta, wycięcia strefy nadbrzeżnej), czy też w skali zlewni (typy użytkowania terenu zlewni) (m.in. Bis i inni, 2000; Bis, 2002; Statzner i inni, 2001; Hering i inni, 2006a). **Jeśli dostępny materiał biologiczny jest identyfikowany do poziomu rodziny możliwa interpretacja metryksów dotyczy ogólnej oceny degradacji wód.**

5. MIARY BIOLOGICZNE I EKOLOGICZNE STOSOWANE W OCENIE STANU EKOLOGICZNEGO RZEK

Miary biologiczne lub ekologiczne (metryksy) – ukierunkowane na ocenę określonych cech populacyjnych zespołów makrobezkręgowców wodnych – stanowią obecnie składowe, najczęściej stosowanego w Europie i rekomendowanego przez zalecenia RDW, wielometrycznego systemu oceny jakościowej rzek (m.in. Bis, 2008; 2011; Stoddard i inni, 2008; Dolédec, Statzner, 2010; patrz także: rozdział VII).

Wyróżniamy 4 główne typy miar (patrz: Aneksy I-II):

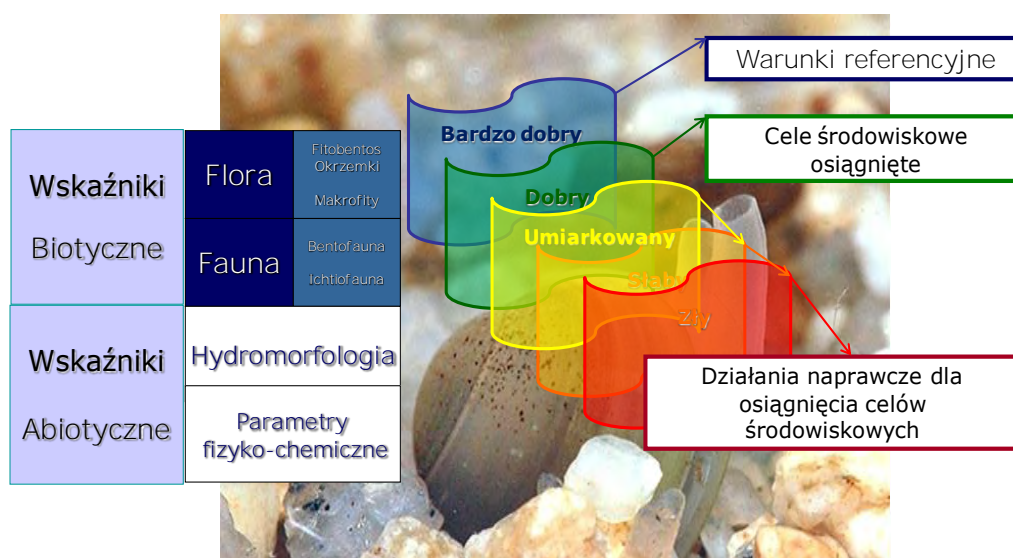
1. **Miary strukturalne (skład, liczebność)** – określające strukturę zespołów, zmiany w składzie poszczególnych grup oraz także liczbę taksonów różnych grup (np. całkowita liczba rodzin; liczba rodzin z rzędów EPT: Ephmeroptera, Plecoptera, Trichoptera). Miary te są spójne z miarami różnorodności biologicznej.
2. **Miary różnorodności biologicznej (bogactwo i różnorodność)** – wskaźniki różnorodności zespołów bentofauny mierzące frekwencją i podstawowe indeksy różnorodności (Indeks Shannona, Indeks Pielou; patrz: Aneksy I-II), do tej grupy wliczane są miary podające liczbę gatunków/taksonów w obrębie określonej jednostki taksonomicznej.
3. **Miary ekologiczne, dotyczące wrażliwości na stres i tolerancji na zmiany środowiskowe** – wszystkie miary oceniające obecność lub brak taksonów wrażliwych, liczebność taksonów wskaźnikowych lub odpornych na stres, np. taksony wrażliwe oceniamy m.in. poprzez ASPT - Uśredniony Wskaźnik Jakości Wód (typ zakłóceń: zanieczyszczenie organiczne i nutrieny) oraz liczebność określonych rodzin z rzędów EPT i EPTD: Ephmeroptera – Plecoptera – Trichoptera – Diptera (typ zakłóceń: degradacja hydromorfologiczna).
4. **Miary funkcjonalne** – określające organizację funkcjonalną ugrupowań bezkręgowców wodnych (np. funkcjonalne grupy troficzne) oraz ich dokładne preferencje siedliskowe. W tym ostatnim zakresie ta grupa metryksów jest często łączona z innymi miarami ekologicznymi.

Założenia koncepcyjne dotyczące zastosowania ekologicznych i biologicznych miar funkcjonalnych (m.in. Usseglio-Polatera, 2000a, 2000b; Statzner i inni, 2001; Bis, Usseglio-Polatera, 2004; Dolédec, Statzner, 2010) wymagają jednak identyfikacji taksonomicznej zespołów makrobentosu na poziomie możliwie najniższym (gatunek lub rodzaj). Miary funkcjonalne są to wszystkie miary odnoszące się do całościowej ekologicznej i biologicznej charakterystyki gatunków (*ang. species traits*) innej niż tylko wrażliwość na stres, np.: sposoby odżywiania, typy aktywności lokomotorycznej, preferencje siedliskowe i związek z podłożem mineralnym lub organicznym, parametry związane ze strategią/historią życia (np. liczba pokoleń w roku, parametry wielkości ciała).

Dalsza analiza danych pomiarowych (danych faunistycznych, środowiskowych i ich metryk) polega obecnie na zastosowaniu dwóch procedur analitycznych (m.in. Dolédec, Chessel, 1994; Reynoldson i inni, 1997; Bis, 2002; 2008; Stoddard i inni, 2008; Dolédec, Statzner, 2010; Hawkins, 2010): **wielometrycznej oceny jakości rzek i/lub wieloczynnikowej analizy statystycznej dla zintegrowanej oceny ekologicznej jakości danego ekosystemu wodnego.**

6. KLASYFIKACJA JAKOŚCIOWA RZEK

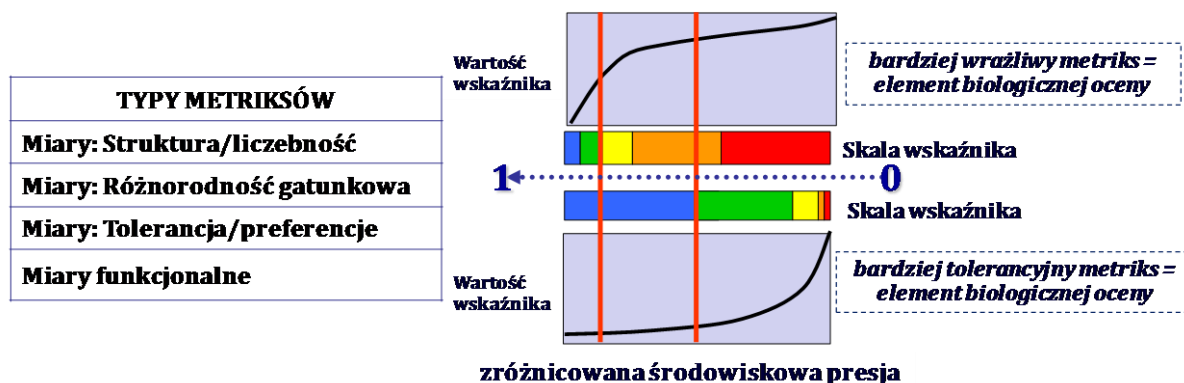
Każdy kraj Unii Europejskiej ma obowiązek definiowania **pięciu klas jakości wody** w odniesieniu do różnych form i intensywności oddziaływania presji środowiskowej – na podstawie ekologicznej oceny jakościowej różnych typów abiotycznych wód (m.in. Lanz, Scheuer, 2001; EC, 2003a, 2003b). Szczególnie ważna w kontekście realizacji celów środowiskowych Ramowej Dyrektywy Wodnej jest **granica pomiędzy dobrym i umiarkowanym stanem wód** – gdyż **wszystkie typy wód powinny osiągnąć dobry stan ekologiczny**. W efekcie, **RDW narzuca konieczność podjęcia operacyjnych działań zmierzających do efektywnej poprawy jakości wód, które są bezpośrednio zagrożone niespełnieniem wymagań środowiskowych** (Ryc. 3).



Ryc. 3. Schemat ilustrujący znaczenie oceny stanu ekologicznego wód, według Ramowej Dyrektywy Wodnej dla konieczności podjęcia operacyjnych działań naprawczych w skali zlewni

6.1. Wskaźnik jakości ekologicznej wód a wielometryczna ocena jakości rzek na podstawie badań zespołów makrobezkręgowców bentosowych

Do niedawna, większość europejskich systemów monitoringu było opartych na hydrochemicznej ocenie jakości i **granice klas jakości były bardzo łatwe do zdefiniowania**. Obecnie, **granice klas jakościowych** muszą zostać poprawnie ustalone dla wszystkich **grup organizmów wskaźnikowych** (okrzemki, makrofity, bentosowe bezkręgowce, ryby), w danym **gradientie biogeograficznym** (moduł oceny: *ang. type-specific*) i w odniesieniu do określonego **typu zakłóceń środowiska** (moduł oceny: *ang. stressor-specific*), aby móc przeprowadzić zintegrowaną jakościową ocenę ekologiczną stanu ekosystemów słodkowodnych (Ryc. 4).



Ryc. 4. Schemat ilustrujący wielometryczny system oceny stanu ekologicznego wód oparty na analizie różnych grup organizmów i ocenie różnych miar biologicznych. Na schemacie zilustrowano różnicę w zakresie reakcji taksonu wrażliwego na zanieczyszczenia, którym mogą być okrzemki (górną czarną linię wykresu) i których indeksacja może wskazywać na szybko pogarszającą się jakość wód (metryks: wzrastający udział taksonów polisaprobowych). Zespoły ryb, reagują znacznie wolniej na obecność zanieczyszczeń organicznych (czarną dolną linię wykresu), stąd tutaj ocena jakościowa może być znacznie wyższa (opracowanie własne na podstawie m.in. Murray i inni, 2002; EC 2003a, 2003b).

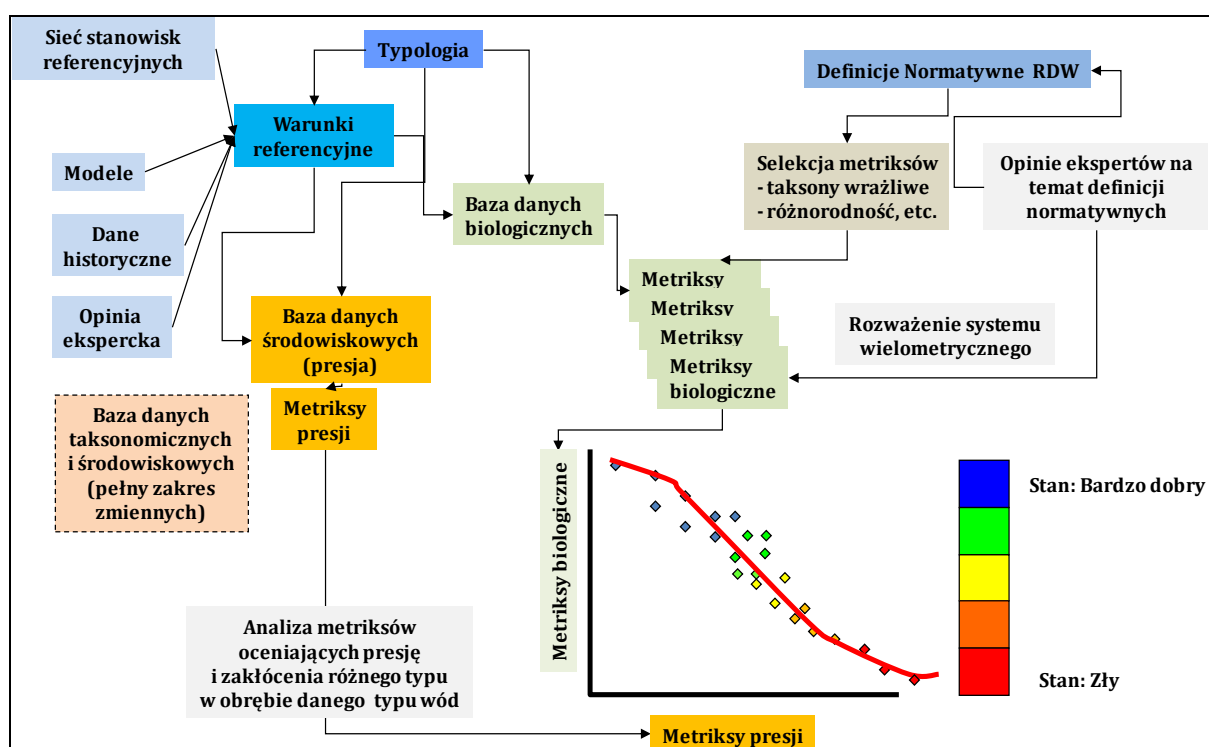
Jest to zadanie znacznie trudniejsze do zdefiniowania, ale implikuje i wpływa **bezpośrednio na ochronę ekosystemów wodnych i przyszłe działania ukierunkowane na środowiskowe zarządzanie wodami**. Dlatego też, obecnie w Europie, najbardziej rekomendowanym do oceny stanu ekologicznego wód na podstawie analiz zespołów makrobezkręgowców bentosowych jest **system wielometryczny** (Ryc. 5), gdyż pozwala na ocenę presji środowiskowej, ekologicznego zróżnicowania określonych typów wód i poprawne scharakteryzowanie „profilu biotycznego” systemu rzecznoego (m.in. Statzner i inni, 2001; Bis, 2002, 2008; Feld, Bis, 2003; Hering i inni, 2004; Johnson i inni, 2006; Feld, Hering, 2007).

Porównywanie wartości różnych miar biologicznych i ekologicznych, które są powszechnie stosowane w Europie do oceny jakościowej wód oraz ich interpretacja byłyby bardzo utrudnione lub wręcz niemożliwe, gdyż prawie każdy wskaźnik jest specyficzenie wyskalowany, np. metryks „Liczba gatunków Plecoptera” przyjmuje wartości od 1 do n, gdzie n to pewna maksymalna liczba gatunków stwierdzona w próbce, a metryks „Relatywny udział rozdrabniaczy” przyjmuje wartości od 0% do 100% (m.in. Furse i inni, 2006; Bis, 2011).

Z tego powodu, wszystkie państwa członkowskie Unii Europejskiej są obecnie zobowiązane do opracowywania swoich wyników oceny jakościowej wód i ich klasyfikacji w formie indeksu określanego terminem wskaźnika jakości ekologicznej wód (*ang.*

Ecological Quality Ratio - EQR). **Wskaźnik jakości ekologicznej wód (EQR)** wyznaczany jest na podstawie oceny zależności pomiędzy wartością poszczególnych miar biologicznych, otrzymanych w wyniku analiz danych faunistycznych i środowiskowych a wartością miar referencyjnych otrzymanych ze stanowisk kontrolnych (wzorcowych) o wysokiej wartości biocenotycznej i środowiskowej. W rezultacie, wartość wskaźnika EQR kształtuje się w zakresie od 0 do 1 (wartość bliska 1 wskazuje na bardzo dobry stan ekologiczny wód). Pozwala to na zastosowanie porównywalnych kryteriów oceny jakościowej w pełnym gradiencie biogeograficznym Europy i przeprowadzenie harmonizacji granic klas jakościowych w procesie interkalibracji.

Koncepcja ekologicznej oceny jakościowej wód, harmonizacja i interkalibracja granic klas jest najbardziej nowatorską częścią wdrażanych wytycznych RDW (RDW, 2000; Verdonschot, 2000; EC, 2000c; LAWA, 2006; Van de Bund, 2009).



Ryc. 5. Schemat ilustrujący etapy poszczególnych procedur analitycznych, związanych z opracowaniem i wdrożeniem wielometrycznego systemu oceny stanu ekologicznego rzek (patrz także rozdział VII) (opracowanie własne na podstawie EC, 2003c; Van de Bund, 2009)

7. INTERKALIBRACJA

Każde państwo członkowskie Unii Europejskiej wybiera własne metody oceny dla każdego biologicznego elementu oceny jakościowej, zgodnie z przepisami Ramowej Dyrektywy Wodnej. **Zapisy normatywne RDW narzucają jednak konieczność przeprowadzenia harmonizacji i interkalibracji wdrażanych metodyk krajowych** (EC, 2003c; Van de Bund, 2009). Proces interkalibracji obejmował następujące kroki proceduralne (patrz także: rozdział VII):

1. **Ocena metodyk krajowych dla każdego biologicznego elementu oceny jakościowej oraz przyjętych warunków referencyjnych i wyznaczonych granic klas jakościowych.** Każde państwo członkowskie przedłożyło dokładną informację dotyczącą

krajowych metodyk oceny jakościowej oraz procedur analitycznych prowadzących do wyznaczenia granic klas (stan bardzo dobry-dobry i dobry-umiarkowany).

2. **Porównanie wyznaczonych granic klas ze wspólną skalą kalibracyjną.** Wielometryczny Wskaźnik Interkalibracyjny ICMi (*ang. Intercalibration Common Metrics index*) został przyjęty jako wspólnotowa miara kalibracyjna. Zastosowane procedury interkalibracyjne uwzględniały m.in. wyznaczenie regresji liniowej pomiędzy wartościami Wielometrycznego Wskaźnika Interkalibracyjnego ICMi a krajowymi wskaźnikami oceny jakościowej oraz metrykami cząstkowymi.
3. **Harmonizacja.** Państwa członkowskie, których granice klas jakościowych wyznaczone przy pomocy Wielometrycznego Wskaźnika Interkalibracyjnego ICMi wykroczały poza pas harmonizacji (określony dla każdego typu geograficznego rzek) musiały odpowiednio dostosować swoje granice stanu jakościowego wód lub dostarczyć naukowych wyjaśnień, dlaczego ich granice powinny być inne od pozostałych.

W efekcie, tylko granice klas stanu ekologicznego, które spełniły wszystkie kryteria harmonizacji zostały zaakceptowane **Decyzją Komisji Europejskiej (2013/480/UE) z dnia 20 września 2013 r. ustanawiającą wartości liczbowe do celów klasyfikacji w systemach monitorowania państw członkowskich, będące wynikiem ćwiczenia interkalibracyjnego.**

Ćwiczenia interkalibracyjne prowadzone przez **Centralno-Bałtycką Geograficzną Grupę Interkalibracyjną (CB GIG)** skupiającą 20 krajów Unii Europejskiej⁴, w tym Polskę, dotyczyły sześciu typów abiotycznych rzek (Tab. 2).

Tab. 2. Geograficzne typy rzek wyodrębnione przez Centralno-Bałtycką Geograficzną Grupę Interkalibracyjną stosowane do weryfikacji ocen jakościowych poszczególnych krajów Unii Europejskiej (Van de Bund, 2009). Typy rzek RC1, RC3, RC4, RC5 i RC6 typy rzek, to rzeki, dla których powinna zostać przeprowadzona interkalibracja w Polsce; dotychczasowe prace interkalibracyjne objęły małe rzeki nizinne typu RC1

TYP	Ogólna charakterystyka rzeki	Wielkość zlewni (km ²)	Geomorfologia	Zasadowość (mcq l ⁻¹)
RC1	Małe, nizinne, krzemianowe – piasek	10-100	Nizinne, dominujący substrat piaszczysty (drobnoziarnisty), szerokość rzeki 3-8 m	<0,4
RC2	Małe rzeki nizinne, krzemianowe (skała, granit)	10-100	Nizinne, materiał skalny, szerokość rzeki 3-8 m	<0,4
RC3	Małe rzeki wyżynne, krzemianowe	10-100	Wyżynne, materiał skalny (granit), substrat żwirowy, szerokość rzeki 2-10 m	<0,4
RC4	Średniej wielkości rzeki nizinne, zróżnicowane	100-1000	Nizinne, substrat piaszczysty i żwirowy, szerokość rzeki 8-25 m	>0,4
RC5	Duże rzeki nizinne, zróżnicowane	1000-10000	Nizinne, kraina brzana, zróżnicowanie natężenie przepływu, maksymalna wysokość 800 m n.p.m., szerokość rzeki >25 m	>0,4
RC6	Małe rzeki nizinne, wapienne	10-300	Nizinne, substrat żwirowy (wapienny), szerokość rzeki 3-10 m	>2,0

⁴ Austria, Belgia (Flandria), Belgia (Walonia), Dania, Estonia, Francja, Hiszpania, Holandia, Irlandia, Litwa, Łotwa, Luxemburg, Niemcy, Polska, Portugalia, Republika Czeska, Słowacja, Słowenia, Szwecja, Wielka Brytania, Włochy.

W ramach ćwiczenia interkalibracyjnego Polska przekazała wyniki klasyfikacji rzek nizinnych typu **RC1**, przeprowadzonych na podstawie analiz makrobentosu. **Wyznaczone granice klas jakościowych oraz zakresy ich zmienności, spójne z pasem harmonizacji zostały zaakceptowane decyzją Komisji Europejskiej (2013/480/UE). Interkalibracja pełni obecnie podstawową rolę w określaniu, czy i jakie niezbędne działania są potrzebne w celu przywrócenia odpowiedniej jakości wód w Europie.**

Aneks I. Zestawienie miar biologicznych powszechnie stosowanych w biologicznej ocenie jakości wód na podstawie makrobezkręgowców bentosowych w rutynowym monitoringu ekologicznym rzek⁵

Tab. 3. Wybrane miary biologiczne powszechnie stosowane w biologicznej ocenie jakości wód na podstawie makrobezkręgowców bentosowych w rutynowym monitoringu rzek w USA. Metriksy były wyselekcjonowane do dalszej weryfikacji w procesie wdrożenia systemu wielometrycznego w Europie, zgodnego z założeniami RDW

TYPY METRIKSÓW	Metriksy	Gore, La Point (1988)	EPA (1988)	Plafkin i inni (1989)	Shackelford (1988)	Hayslip (1993)	Barbour i inni (1995)	Kerans, Karr (1994)	Barbour i inni (1992, 1996)
Wskaźniki oceniające bogactwo gatunkowe	Bogactwo taksonomiczne	x	x	x	x	x	x	x	x
	Liczba taksonów EPT	x	x	x			x		x
	Liczba taksonów Ephemeroptera		x				x	x	
	Liczba taksonów Trichoptera		x				x	x	
	Liczba taksonów Plecoptera						x	x	
	Liczba taksonów Coleoptera								x
	Liczba taksonów Crustacea + Mollusca								
	Liczba taksonów Diptera			x				x	
	Liczba taksonów Chironomidae						x	x	x
	Liczba taksonów Orthocladinae								x
Wskaźniki oceniające skład	Liczba taksonów Gastropoda i Bivalvia						x	x	x
	Całkowita liczba rodzin	x							x
	Stosunek liczebności przedstawicieli grupy EPT do Chironomidae			x			x		
	% Udział taksonów EPT		x	x		x	x		

⁵ Aneks I przedstawia wybrane wyniki projektu unijnego "Freshwater Biomonitoring in Europe: Ecological Integrity Assessment of Running Waters", sfinansowanego przez Komisję Europejską (Directorate General XXII – Education, Training and Youth; Individual Mobility Grant; Contract No IMG-97-PL-21571998-2000), realizowanego przy współpracy z Wageningen University (Department of Aquatic Ecology) i Université Claude Bernard Lyon 1 (Laboratoire d'Ecologie des Hydrosystèmes Fluviaux).

TYPY METRIKSÓW	Metriksy	Gore, La Point (1988)	EPA (1988)	Plafkin i inni (1989)	Shackelford (1988)	Hayslip (1993)	Barbour i inni (1995)	Kerans, Karr (1994)	Barbour i inni (1992, 1996)
taksonomiczny	% Udział Ephemeroptera		x				x		x
	% Udział Trichoptera		x				x		x
	% Udział Plecoptera								x
	Stosunek liczności przedstawicieli Hydropsychidae do Trichoptera			x		x			
	% Udział Coleoptera								x
	% Udział Odonata								x
	% Udział Diptera							x	x
	% Udział Tanytarsini			x				x	
	% Udział Chironomidae		x						
	% Udział Corbicula							x	
	% Udział Oligochaeta							x	x
	% Udział Gastropoda								x
	% Udział Bivalvia								x
	% Udział Crustacea + Mollusca								x
	% Udział Amphipoda								
% Udział Isopoda								x	
% Udział przedstawicieli dominujących taksonów				x	x	x	x	x	x
Wskaźniki oceniające organizację funkcjonalną ugrupowań	% Udział osobników wszystkich i padlinożernych							x	
	% Udział zbieraczy właściwych i filtratorów							x	
	% Udział zgrzyzaczy			x				x	x

TYPY METRIKSÓW	Metriksy	Gore, La Point (1988)	EPA (1988)	Plafkin i inni (1989)	Shackelford (1988)	Hayslip (1993)	Barbour i inni (1995)	Kerans, Karr (1994)	Barbour i inni (1992, 1996)
makrobentosu	% Udział filtratorów					x		x	
	% Udział zdrapywaczy i spaszaczy					x		x	x
	% Udział osobników drapieżnych							x	x
	Stosunek liczebności osobników z grupy zdrapywaczy do grupy filtratorów	x		x		x			
	Stosunek liczebności zgrzyzaczy do całkowitej liczby makrobentosu	x		x		x			
	% Podobieństwo udziału funkcjonalnych grup troficznych (<i>Similarity of Functional Feeding Groups - QSI</i>)					x			
	Całkowita liczebność		x	x	x	x		x	x
	Wskaźnik podobieństwa Pinkham-Pearsona				x				
	Wskaźnik obniżenia różnorodności w stosunku do warunków wzorcowych (<i>Community Loss Index</i>)				x		x		
	Wskaźniki oceniające podobieństwo i zróżnicowanie taksonomiczne								
	Współczynnik podobieństwa Jaccarda			x		x			
	Indeks biotyczny Hilsenhoffa	x		x		x			
	Indeks różnorodności Shannon-Wienera	x							x
	Wskaźnik równomierności (<i>Equitability</i>)								
	Indeks różnorodności Margalefa	x							
	Indeks różnorodności Menhinicka	x							
	Indeks różnorodności Simpsona	x							

Tab. 4. Wybrane indeksy saprobowe powszechnie stosowane w biologicznej ocenie jakości wód na podstawie makrobezkręgowców bentosowych – w rutynowym monitoringu ekologicznym rzek w Europie. Po wprowadzeniu zapisów Ramowej Dyrektywy Wodnej (2000), wskaźniki saprobowe stanowią metryki cząstkowe w wielometrycznych systemach oceny stanu ekologicznego rzek większości krajów Unii Europejskiej (m.in. Niemcy, Holandia, Belgia, Francja, Austria, Czechy, Słowacja)

PARAMETRY OCENY	Kolkwitz, Marsson (1909) Kolkwitz (1950)	Pantle, Buck (1955)	Knopp (1955)	Zelinka, Marvan (1961)	Sladeczek (1973)	Tolkamp, Gardeniers (1977)	Friedrich (1990)
Poziom taksonomiczny	gatunek	gatunek	gatunek	gatunek	gatunek	gatunek ^a , rodzaj, rodzina	gatunek
Typy wód	wszystkie wody	wszystkie wody	wszystkie wody	wszystkie wody	wszystkie wody	strumienie, rzeki nizinne	wody płynące
Parametry fizyko-chemiczne związane z oceną jakości	BOD ₅ H ₂ S	BOD ₅ H ₂ S BZTn	BOD ₅ H ₂ S	BOD ₅ H ₂ S BZTn	BOD ₅ H ₂ S BZTn	T pH O ₂	BSB ₅ N-NH ₄ O ₂
Liczba stref saprobowych	4	4	4	5	9	5	7
Algorytm ^b	1)	2)	3)	4)	5)	6)	7)

^a Organizmy są zebrane w 5 grup saprobowych: Eristalis (polisaprobowa), Chironomus (poli-/α-mesosaprobowa), Hirudinea (α-mesosaprobowa), Gammarus (β-/oligosaprobowa), Calopteryx grupa (oligosaprobowa),

^b Algorytmy:

1) **Strefy saprobowe** z gatunkami wskaźnikowymi.

2) Wzór $S = \frac{\sum s_i h_i}{\sum h_i}$, gdzie: s_i – wartość saprobowa danego i – tego gatunku, h_i – liczebność danego i – tego gatunku, i – liczba gatunków.

- 3) **Czystość wód** (*ang. relative purity*), $Rp = \frac{\sum(o + \beta)}{\sum(o + \beta + \alpha + p)}$, gdzie: o – wartość indykacyjna oligosaprobów, β – wartość indykacyjna β -mesosaprobów, α – wartość indykacyjna α -mesosaprobów p – wartość indykacyjna polisaprobów.
- 4) Wzór $S = \frac{\sum s_i h_i g_i}{\sum h_i g_i}$, gdzie: s_i – wartość saprobowa danego i -tego gatunku, h_i – liczebność danego i -tego gatunku, g_i – waga indykacyjna danego i -tego gatunku, i – liczba gatunków.
- 5) Wzór $S = \frac{\sum s_i h_i g_i}{\sum h_i g_i}$, gdzie: s_i – wartość saprobowa danego i -tego gatunku, h_i – półilościowa ocena liczebności danego i -tego gatunku, g_i – waga indykacyjna danego i -tego gatunku, i – liczba gatunków.
- 6) $K_{123} = (\%Erist.+Chir.gr) x1 + (\%Hirud.gr) x3 + (\%Gam.+ Calopt.gr) x5$,
 $K_{12345} = (\%Erist.gr) x1 + (\%Chir.gr) x2 + (\%Hirud.gr) x3 + (\%Gam.gr) x4 + (\%Calopt.gr) x5$.
- 7) Wzór $S = \frac{\sum s_i h_i g_i}{\sum h_i g_i}$, gdzie: s_i – wartość saprobowa danego i -tego gatunku, h_i – półilościowa ocena liczebności danego i -tego gatunku; g_i – waga indykacyjna danego i -tego gatunku, i – liczba gatunków.

Tab. 5. Wybrane indeksy biotyczne powszechnie stosowane w biologicznej ocenie jakości wód na podstawie makrobezkręgowców bentosowych – w rutynowym monitoringu ekologicznym rzek w Europie. Od wprowadzenia zapisów Ramowej Dyrektywy Wodnej (2000), wskaźniki biotyczne stanowią metryki cząstkowe w wielometrycznych systemach oceny stanu ekologicznego rzek niektórych krajów Unii Europejskiej (m.in. Hiszpania, Belgia)

PARAMETRY OCENY	Trent Biotic Index TBI Woodiwiss (1964)	Chandler's Biotic Score (1970)	Biological Monitoring Working Party BMWP Armitage i inni (1983)	Average Score Per Taxa ASPT Armitage i inni (1983)	Lincoln Quality Index LQI Extence i inni (1987)	Indices Biotique IB Tuffery, Verneaux (1968)
Poziom taksonomiczny	gatunek rodzaj rodzina	gatunek rodzaj rodzina	rodzina	rodzina	rodzina	gatunek rodzaj rodzina
Grupa taksonomiczna:						
Hydracarina		x				x
Turbellaria		x	x	x	x	x
Nematoda		x	x	x	x	x
Oligochaeta		x	x	x	x	x
Mollusca	x	x	x	x	x	x
Hirudinea		x	x	x	x	x
Crustacea	x	x	x	x	x	x
Ephemeroptera	x	x	x	x	x	x
Plecoptera	x	x	x	x	x	x
Megaloptera	x		x	x	x	x
Trichoptera	x	x	x	x	x	x
Odonata			x	x	x	x
Coleoptera	x	x	x	x	x	x
Hemiptera	x		x	x	x	x

PARAMETRY OCENY	Trent Biotic Index TBI Woodiwiss (1964)	Chandler's Biotic Score (1970)	Biological Monitoring Working Party BMWP Armitage i inni (1983)	Average Score Per Taxa ASPT Armitage i inni (1983)	Lincoln Quality Index LQI Extence i inni (1987)	Indices Biotique IB Tuffery, Verneaux (1968)
Diptera	x	x	x	x	x	x
Punktacja	0-10 wartość maksymalna – bardzo dobra jakość	0-100 wartość maksymalna – bardzo dobra jakość	0-150+ wartość maksymalna – bardzo dobra jakość	0-10+ wartość maksymalna – bardzo dobra jakość	OQR: 1-6+; LQI: I-A+ wartość maksymalna lub A – bardzo dobra jakość	0-10 wartość maksymalna – bardzo dobra jakość
Algorytmy ^a	1)	2)	3)	4)	5)	6)

^a Algorytmy:

- 1) **TBI** (Indeks Biotyczny TBI) – punktowana obecność 6 grup taksonomicznych z odniesieniem do całkowitej liczby taksonów, stwierdzonych w próbce.
- 2) **Chandler's Score** (Indeks Jakości Wody Chandlera) – suma punktów zależna od liczebności względnej taksonów (kategoryzacja liczebności: obecny, kilka, częsty, liczny, bardzo liczny).
- 3) **BMWP** (Sumaryczny Wskaźnik Jakości Wód) – suma punktów przypisanych określonym rodzinom, stwierdzonym w próbce.
- 4) **ASPT** (Uśredniony Wskaźnik Jakości Wód) – iloraz całkowitej sumy punktów systemu BMWP dla rodzin makrobentosu, stwierdzonych w próbce oraz liczby rodzin użytych do kalkulacji BMWP.
- 5) Wzór $OQR = \frac{X + Y}{2}$, gdzie: X – punktacja BMWP dla wybranych rodzin, stwierdzonych w próbkach, pobranych oddzielnie dla siedlisk: (1) lotycznych oraz (2) lenitycznych, Y – wartość wskaźnika ASPT oddzielnie dla siedlisk: (1) lotycznych oraz (2) lenitycznych. LQI to standardowa wartość wskaźnika otrzymana na podstawie OQR .
- 6) **IB** (Francuski Indeks Biotyczny) – punktowana obecność określonych grup taksonomicznych z odniesieniem do całkowitej liczby taksonów, stwierdzonych w próbce (oddzielnie dla siedlisk lotycznych i lenitycznych).

Tab. 6. Wybrane indeksy różnorodności i równomierności biologicznej stosowane w biologicznej ocenie jakości wód na podstawie makrobezkręgowców bentosowych – w rutynowym monitoringu ekologicznym rzek w Europie. Od wprowadzenia zapisów Ramowej Dyrektywy Wodnej (2000), wybrane wskaźniki różnorodności biologicznej stanowią metryki cząstkowe w wielometrycznych systemach oceny stanu ekologicznego rzek wszystkich krajów Unii Europejskiej

METRIKSY	Williams's Alpha Index (Fisher i inni, 1943)	Information Theory Index (Shannon, 1948)	Diversity Index (Simpson, 1949)	Diversity Index (Shannon, Weaver, 1949)	Diversity Index (Margalef, 1951)	Diversity Index (Menhinick, 1964)	Diversity Index (McIntosh, 1967)	Equitability (Pielou, 1969)	Helawell (1986)
Bogactwo , liczba gatunków stwierdzonych w próbce	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Liczebność , całkowita liczba osobników stwierdzonych w próbce	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Równomierność (eveness), Równomierność rozmieszczenia osobników u poszczególnych taksonów									
Algorytmy ^a	1)	2)	3)	4)	5)	6)	7)	8)	9)

^a Algorytmy:

- 1) Wzór $\alpha = \frac{\ln N}{S}$, gdzie: α – wskaźnik różnorodności, S – liczba gatunków stwierdzona w ugrupowaniu, N – całkowita liczba osobników stwierdzona w ugrupowaniu.

- 2) Wzór $H = -\sum \left(\frac{n_i}{N} \ln \frac{n_i}{N} \right)$, gdzie: H – wskaźnik jednorodności (*ang. homogeneity*), n_i – liczba osobników i – tego gatunku, N – całkowita liczba osobników stwierdzona w ugrupowaniu.
- 3) Wzór $I = \frac{\sum n_j (n_j - 1)}{N(N-1)}$, gdzie: I – wskaźnik różnorodności (*ang heterogeneity*), n_j – liczba osobników j – tego gatunku, N – całkowita liczba osobników stwierdzona w ugrupowaniu.
- 4) Wzór $H' = -\sum \left(\frac{n_i}{N} \log_2 \frac{n_i}{N} \right)$, gdzie: H' – wskaźnik różnorodności, n_i – liczba osobników i – tego gatunku, N – całkowita liczba osobników stwierdzona w ugrupowaniu.
- 5) Wzór $D = \frac{S-1}{\ln N}$, gdzie: D – wskaźnik różnorodności, S – liczba gatunków stwierdzona w ugrupowaniu, N – całkowita liczba osobników stwierdzona w ugrupowaniu.
- 6) Wzór $I = \frac{S}{\sqrt{N}}$, gdzie: I – wskaźnik różnorodności, S – liczba gatunków stwierdzona w ugrupowaniu, N – całkowita liczba osobników stwierdzona w ugrupowaniu.
- 7) Wzór $I = 1 - \sqrt{\sum n_j^2}$, gdzie: I – wskaźnik różnorodności, n_j – liczba osobników j – tego gatunku.
- 8) Wzór $J = \frac{H'}{H'_{\max}} = \frac{H'}{\ln S}$, gdzie: J – wskaźnik różnorodności Shannona-Wienera wyznaczony w oparciu o liczebność taksonów, S – liczba gatunków stwierdzona w ugrupowaniu.
- 9) Wzór $H'_{\max} = \frac{1}{N} \log \left[\frac{N!}{\left\{ \frac{N}{s} \right\}^{S-r} \left\{ \left(\frac{N}{s} + 1 \right) ! \right\}} \right]$, gdzie: S – bogactwo taksonomiczne, liczba osobników na takson w ugrupowaniu, N – całkowita liczba osobników stwierdzona w ugrupowaniu, r – bogactwo, liczba taksonów (gatunków).

Aneks II. Lista wybranych metryksów biologicznych i ekologicznych dla bezkręgowców wodnych rzek europejskich

Tab. 7. Lista wybranych metryksów biologicznych i ekologicznych dla bezkręgowców wodnych rzek, które były weryfikowane w ramach projektu STAR, w celu wdrożenia systemu wielometrycznego w Europie, zgodnie z zaleceniami RDW (łącznie przetestowano ponad 200 metryksów, otrzymanych na podstawie danych z 670 próbek makrobentosu, pochodzących z 25 typów rzek, zlokalizowanych w 13 ekoregionach)

METRYKSY	Typy metryksów				Typy zakłóceń			
	skład/liczebność	bogactwo/różnorodność	tolerancja/nietolerancja	funkcje	zanieczyszczenie organiczne	morfologia strumienia	zakwaszenie	ogólna degradacja
Zagęszczenie [liczba osobników/m ²]	x				x	x		x
Liczba taksonów	x				x	x	x	x
<i>Metriksy saprobowe</i>								
Saprobic Index (Zelinka & Marvan)			x		x			
System saprobowy								
- xeno [%]			x		x			
- oligo [%]			x		x			
- beta-meso [%]			x		x			
- alpha-meso [%]			x		x			
- poly [%]			x		x			
German Saprobic Index (old version)			x		x			
German Saprobic Index (new version)			x		x			
Dutch Saprobic Index			x		x			
Czech Saprobic Index			x		x			
Biological Monitoring Working Party			x		x			x
Average score per Taxon			x		x			x
BMWP (Hiszpania)			x		x			x
DSFI Diversity Groups (Dania)		x			x			x
DSFI (Dania)		x			x			x
BBI (Belgia)			x		x			x
IBE (Włochy)			x		x			x
MAS (Włochy)	x				x	x		x
MAS (Wielkie rzeki - Włochy)	x				x	x		x
Różnorodność (Simpson-Index)		x			x	x		x
Różnorodność (Shannon-Wiener-Index)		x			x	x		x
Różnorodność (Margalef Index)		x			x	x		x
Indeks równomierności (Evenness)		x			x	x		x
Klasy zakwaszenia (Braukmann)			x				x	
Wskaźnik zakwaszenia (Hendrikson & Medin)			x				x	

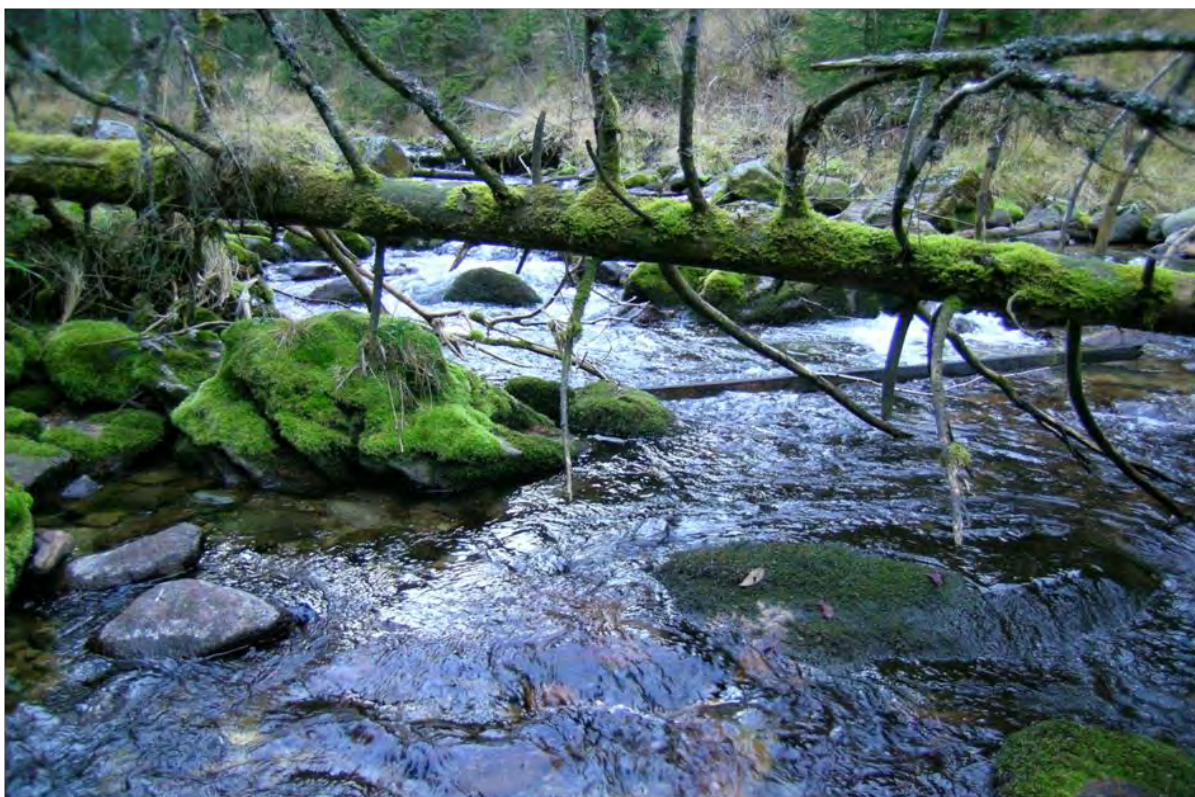
METRIKSY	Typy metryksów				Typy zakłóceń			
	skład/liczebność	bogactwo/różnorodność	tolerancja/nietolerancja	funkcje	zanieczyszczenie organiczne	morfologia strumienia	zakwaszenie	ogólna degradacja
Portuguese Index			x		x			x
Strefowość (Austria)								
- [%] crenal - źródło właściwe				x	x	x		x
- [%] hypocrenal - strefa odpływu źródła				x	x	x		x
- [%] epirhithral - górna kraina pstrąga				x	x	x		x
- [%] metarhithral - dolna kraina pstrąga				x	x	x		x
- [%] hyporhithral - kraina lipienia				x	x	x		x
- [%] epipotamal - kraina brzany				x	x	x		x
- [%] metapotamal - kraina leszcza				x	x	x		x
- [%] hypopotamal - kraina jazgarza				x	x	x		x
- [%] littoral				x	x	x		x
- [%] profundal				x	x	x		x
- [%] littoral + profundal				x	x	x		x
Preferencje siedliskowe (natężenie przepływu)								
- [%] Typ LB (limniobiont, występujący tylko w wodach stojących)				x		x		
- [%] Typ LP (limnofilny, występujący w wodach stojących, unika siedlisk lotycznych, rzadko znajdujący w wolno płynących strumieniach)				x		x		
- [%] LR (limno- i reofilny, zwykle znajdujący w wodach stojących, ale regularnie występujący w wolno płynących strumieniach)				x		x		
- [%] Typ RL (limno- i reofilny, zwykle znajdujący w strumieniach, preferuje wolno płynące strumienie i siedliska, często znajdujący w wodach stojących)				x		x		
- [%] Typ RP (reofilny, występujący w strumieniach, preferujący siedliska ze średnim i silnym natężeniem przepływu)				x		x		
- [%] Typ RB (reobionty, występujące w strumieniach, preferujące siedliska z silnym natężeniem przepływu)				x		x		
- [%] Typ IN (bez preferencji do natężenia przepływu wody)				x		x		
Preferencje siedliskowe (substrat)								
- [%] Pelal (muł, <0,063 mm)				x	x	x		
- [%] Argyllal (glinka mulista, <0,063 mm)				x	x	x		
- [%] Psammal (piasek, 0,063-2 mm)				x	x	x		

METRIKSY	Typy metryksów				Typy zakłóceń			
	skład/liczebność	bogactwo/różnorodność	tolerancja/nietolerancja	funkcje	zanieczyszczenie organiczne	morfologia strumienia	zakwaszenie	ogólna degradacja
- [%] Akal (żwir, 0,2-2 cm)				x	x	x		
- [%] Lithal (gruby żwir, kamienie, głązy, >2 cm)				x	x	x		
- [%] Phytal (glony, mchy, makrofity, części roślin lądowych/korzenie)				x	x	x		
- [%] POM (CPOM, FPOM, woody debris)				x	x	x		
- [%] Inne siedliska mineralne				x	x	x		
Funkcjonalne grupy troficzne								
- [%] Zdrapywacze i spaszacze				x	x	x	x	x
- [%] Gatunki ksylofagiczne				x	x	x		x
- [%] Zgryzacze				x	x	x		x
- [%] Zbieracze właściwi				x	x	x		x
- [%] Aktywne filtratory				x	x	x		x
- [%] Pasywne filtratory				x	x	x		x
- [%] Drapieżne				x	x	x		x
- [%] Pasożyty				x	x	x		x
- [%] Inne grupy troficzne				x	x	x		x
RETI (Rhitron Feeding Type Index)				x	x	x		x
Typ lokomocji [%]								
- [%] Pływające/poruszające się po powierzchni wody				x	x	x	x	x
- [%] Pływające/nurkujące				x	x	x	x	x
- [%] Drażące kanały w mule				x	x	x	x	x
- [%] Kroczące po dnie				x	x	x	x	x
- [%] (Częściowo) przyczepione do podłoża/osadzone				x	x	x	x	x
- [%] Inne				x	x	x	x	x
Grupy taksonomiczne [%]								
- Porifera [%]	x				x	x	x	x
- Coelenterata [%]	x				x	x	x	x
- Cestoda [%]	x				x	x	x	x
- Trematoda [%]	x				x	x	x	x
- Turbellaria [%]	x				x	x	x	x
- Nematoda [%]	x				x	x	x	x
- Nematomorpha [%]	x				x	x	x	x
- Gastropoda [%]	x				x	x	x	x
- Bivalvia [%]	x				x	x	x	x
- Polychatea [%]	x				x	x	x	x
- Oligochaeta [%]	x				x	x	x	x

METRIKSY	Typy metryków				Typy zakłóceń			
	skład/liczebność	bogactwo/różnorodność	tolerancja/nietolerancja	funkcje	zanieczyszczenie organiczne	morfologia strumienia	zakwaszenie	ogólna degradacja
- Hirudinea [%]	x				x	x	x	x
- Crustacea [%]	x				x	x	x	x
- Araneae [%]	x				x	x	x	x
- Ephemeroptera [%]	x				x	x	x	x
- Odonata [%]	x				x	x	x	x
- Plecoptera [%]	x				x	x	x	x
- Heteroptera [%]	x				x	x	x	x
- Planipennia [%]	x				x	x	x	x
- Megaloptera [%]	x				x	x	x	x
- Trichoptera [%]	x				x	x	x	x
- Lepidoptera [%]	x				x	x	x	x
- Coleoptera [%]	x				x	x	x	x
- Diptera [%]	x				x	x	x	x
- Bryozoa [%]	x				x	x	x	x
- EPT-Taxa [%]	x				x	x	x	x
- EPT/OL [%]	x				x	x	x	x
- EP [%]	x				x	x	x	x
Grupy taksonomiczne (liczba taksonów)								
- Porifera		x			x	x	x	x
- Coelenterata		x			x	x	x	x
- Cestoda		x			x	x	x	x
- Trematoda		x			x	x	x	x
- Turbellaria		x			x	x	x	x
- Nematoda		x			x	x	x	x
- Nematomorpha		x			x	x	x	x
- Gastropoda		x			x	x	x	x
- Bivalvia		x			x	x	x	x
- Polychatea		x			x	x	x	x
- Oligochaeta		x			x	x	x	x
- Hirudinea		x			x	x	x	x
- Crustacea		x			x	x	x	x
- Araneae		x			x	x	x	x
- Ephemeroptera		x			x	x	x	x
- Odonata		x			x	x	x	x
- Plecoptera		x			x	x	x	x
- Heteroptera		x			x	x	x	x
- Planipennia		x			x	x	x	x
- Megaloptera		x			x	x	x	x

METRIKSY	Typy metryków				Typy zakłóceń			
	skład/liczebność	bogactwo/różnorodność	tolerancja/nietolerancja	funkcje	zanieczyszczenie organiczne	morfolgia strumienia	zakwaszenie	ogólna degradacja
- Trichoptera		x			x	x	x	x
- Lepidoptera		x			x	x	x	x
- Coleoptera		x			x	x	x	x
- Diptera		x			x	x	x	x
- Bryozoa		x			x	x	x	x
- EPT-Taxa		x			x	x	x	x
- EPTCOB (Eph., Ple., Tri., Col., Odo., Bivalv.)		x			x	x	x	x
Grupy taksonomiczne (liczebność)								
- Porifera	x				x	x	x	x
- Coelenterata	x				x	x	x	x
- Cestoda	x				x	x	x	x
- Trematoda	x				x	x	x	x
- Turbellaria	x				x	x	x	x
- Nematoda	x				x	x	x	x
- Nematomorpha	x				x	x	x	x
- Gastropoda	x				x	x	x	x
- Bivalvia	x				x	x	x	x
- Polychatea	x				x	x	x	x
- Oligochaeta	x				x	x	x	x
- Hirudinea	x				x	x	x	x
- Crustacea	x				x	x	x	x
- Araneae	x				x	x	x	x
- Ephemeroptera	x				x	x	x	x
- Odonata	x				x	x	x	x
- Plecoptera	x				x	x	x	x
- Heteroptera	x				x	x	x	x
- Planipennia	x				x	x	x	x
- Megaloptera	x				x	x	x	x
- Trichoptera	x				x	x	x	x
- Lepidoptera	x				x	x	x	x
- Coleoptera	x				x	x	x	x
- Diptera	x				x	x	x	x
- Bryozoa	x				x	x	x	x
Całkowita liczba rodzin		x			x	x	x	x
Całkowita liczba rodzajów		x			x	x	x	x
Indeks Regionu Biocenotycznego				x	x	x		

Rozdział II
***Metodyka poboru wielosiedliskowych
próbek makrobezkręgowców
bentosowych (RIVECO_{macro}) w małych
i średniej wielkości rzekach Polski
dla celów monitoringu ekologicznego,
zgodna z założeniami
Ramowej Dyrektywy Wodnej***



*Autor opracowania:
Barbara Bis*

1. WPROWADZENIE

Metodyka wielosiedliskowego poboru próbek makrobezkręgowców wodnych dla małych i średniej wielkości rzek (rzek możliwych do przejścia wzdłuż koryta rzeki o niewielkiej głębokości, z widocznym dnem koryta rzeczno) – oraz **procedury terenowe i laboratoryjne**, związane ze standardowym przygotowaniem materiału biologicznego zostały wstępnie opracowane i zweryfikowane w trakcie realizacji projektów unijnych AQEM i STAR⁶ (2000-2005), sfinansowanych przez Komisję Europejską dla celów wdrożenia monitoringu ekologicznego wód w krajach Unii Europejskiej, zgodnie z założeniami Ramowej Dyrektywy Wodnej (RDW, 2000). Dalsze prace badawcze, prowadzone w ramach licznych międzynarodowych i krajowych projektów naukowych realizowanych w okresie 2005-2013 miały na celu **ujednoczenie stosowanych procedur badawczych i systemów ocen oraz klasyfikacji rzek w Europie** – w tym, przeprowadzenie niezbędnej **standaryzacji metodycznej we wszystkich krajowych systemach ekologicznej oceny jakości rzek w Europie i ich poprawną harmonizację**.

Celem dodatkowym, realizowanym równoległe i ściśle związanym z wdrożeniem zapisów RDW było **porównanie przydatności różnych metod badawczych i różnych grup wskaźnikowych organizmów wodnych do oceny stanu ekologicznego rzek europejskich z dokładniej przeprowadzoną analizą precyzyjności stosowanych metod i wykazania potencjalnych błędów ocen**. W konsekwencji, wyniki projektów były ukierunkowane na **rekomendację tych procedur badawczych, które są spójne z wytycznymi normatywnymi RDW i najlepiej przydatne do oceny oddziaływania różnych typów zakłóceń środowiskowych w całym gradiencie biogeograficznym Europy**. Miało to na celu, **uzyskanie porównywalnej oceny jakości stanu ekologicznego rzek europejskich**.

Metodyka rekomendowana w niniejszym opracowaniu, powstała w oparciu o założenia koncepcyjne, weryfikowane w publikacjach metodycznych z zakresu biologicznej oceny jakości rzek (m.in. Barbour i inni, 1999; Murray-Bligh, 1999; Verdonschot, 2000; Statzner i inni, 2001; Bis, 2002; Feld, Bis, 2003; Wenikajtyś i inni, 2003; Van de Bund, 2009) oraz obszerną literaturę omawiającą wyniki unijnych projektów naukowo-badawczych (m.in. Moog i inni, 1999; AQEM, 2002, 2006, 2008; AQEM/STAR 2002; Clarke i inni, 2006; Furse i inni, 2006; CEN ISO 7828; Standard M6119-2). Poza tym, rekomendowana metodyka wielosiedliskowego poboru próbek makrobentosu została wdrożona w ramach prac projektowych wykonywanych na zlecenie GIOŚ oraz w ramach realizacji bezpośrednich zadań badawczych ćwiczenia interkalibracyjnego do dalszej weryfikacji w odniesieniu do gradientu biogeograficznego rzek Polski, ze szczególnym uwzględnieniem nowych zapisów normatywnych Unii Europejskiej (EN 16150:2012 – norma unijna, opracowana w ramach projektu STAR, przy udziale ekspertów z CEN – Europejskiego Komitetu Normalizacyjnego).

⁶ **AQEM: The Development and Testing of an Integrated Assessment System for the Ecological Quality of Streams and Rivers throughout Europe using Benthic Macroinvertebrates**; *The European Commission - Research Directorate-General, 5th Framework Programme Energy, Environment and Sustainable Development, Key Action 1: Sustainable Management and Quality of Water, Contract No: EVK1-CT1999-00027, Duration: March 2000 to February 2002.*

EU STAR: Standardisation Of River Classifications: Framework Method For Calibrating Different Biological Survey Results Against Ecological Quality Classifications To Be Developed For The Water Framework Directive; *The European Commission - Research Directorate-General, 5th Framework Programme Energy, Environment and Sustainable Development, Key Action 1: Sustainable Management and Quality of Water, Contract No: EVK1-CT-2001-00089, Duration: January 2002 to June 2005.*

2. WYTTCZNE NORMATYWNE DLA POBORU WIELOSIEDLISKOWYCH PRÓBEK MAKROBEZKRĘGOWCÓW BENTOSOWYCH Z MAŁYCH I ŚREDNIEJ WIELKOŚCI RZEK

Metodyka reprezentatywnego poboru próbek makrobezkręgowców bentosowych z różnych siedlisk rzecznych (*Multi-Habitat Sampling MHS*; według normy unijnej EN 16150:2012) gwarantuje wdrożenie spójnej strategii wystandaryzowanych procedur analitycznych, zgodnych z wytycznymi Europejskiej Ramowej Dyrektywy Wodnej oraz z wymaganiami środowiskowej kontroli jakościowej krajów Unii Europejskiej.

Zalecenia normy unijnej, dotyczące metodyki poboru próbek makrobezkręgowców bentosowych w małych i średniej wielkości rzekach, obecnie stanowią krajową normę jakości wód, zaakceptowaną przez Polski Komitet Normalizacyjny (PN-EN 16150:2012E). W konsekwencji, metodyka ta została formalnie wdrożona do krajowego systemu monitoringu rzek, stanowiąc jeden z podstawowych elementów nowego systemu oceny stanu ekologicznego i klasyfikacji jakościowej rzek w Polsce – RIVECO_{macro}, prowadzonego w oparciu o analizę zespołów makrobezkręgowców bentosowych.

Numer normy	PN-EN 16150:2012E
Data publikacji	31-05-2012
Nr Komitetu Technicznego	KT 120, Jakości Wody - Badania Mikrobiologiczne i Biologiczne
Wprowadza	EN 16150 : 2012 [IDT]
ICS	13.060.70

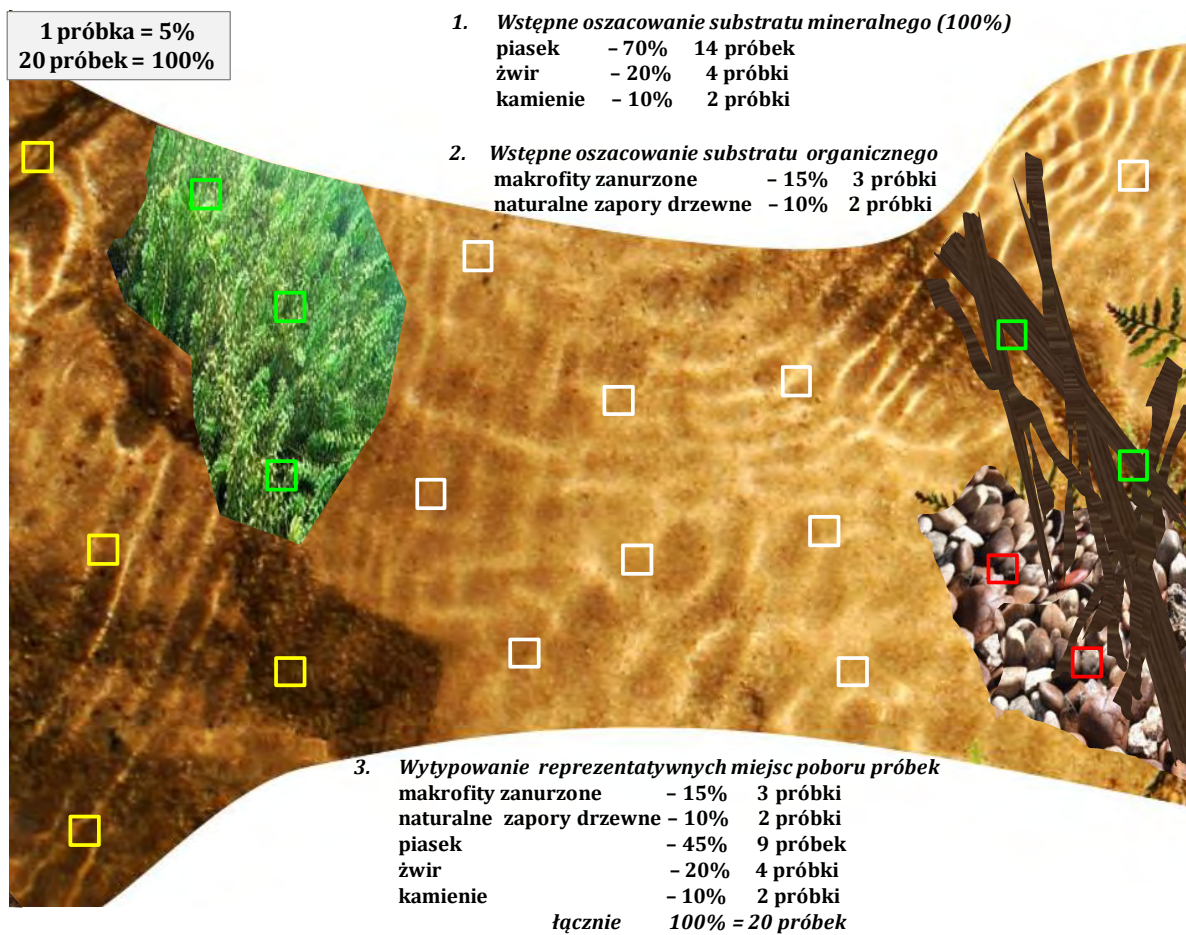
2.1. Główne założenia metodyczne dla poboru wielosiedliskowych próbek makrobezkręgowców bentosowych rzek

Metodyka reprezentatywnego poboru próbek zespołów fauny dennej z małych i średniej wielkości rzek zakłada pobór 20 próbek cząstkowych (Ryc. 6) z głównych siedlisk rzecznych o łącznej powierzchni 1,25 m².

Ocena heterogeniczności substratu dennego – rozumiana jako oszacowanie procentowego udziału różnych typów substratu mineralnego i organicznego w pokryciu dna koryta rzeczego – i tym samym wybór lokalizacji próbek cząstkowych i późniejszy ich pobór **powinien być ograniczony wyłącznie do fragmentów stanowiących nie mniej niż 5% pokrycia dna koryta rzeczego**. Oznacza to, że jeśli w badanej sekcji rzeki 50% podłoża mineralnego stanowi psammal (piasek), to powinniśmy pobrać 10 próbek cząstkowych pochodzących z substratu piaszczystego, ale nie powinny zostać pobrane próbki z fragmentów korzeni roślinności nadbrzeżnej stanowiących około 2% pokrycia koryta (Ryc. 6).

Powierzchnia poboru próbek cząstkowych powinna być równomiernie rozmieszczona w badanym odcinku rzeki (Ryc. 8), przy ścisłym przestrzeganiu zasady reprezentatywnego udziału określonych typów siedlisk rzecznych (powyżej 5% pokrycia dna) w całej pobieranej próbce makrobentosu.

Pobór próbek cząstkowych przeprowadzany jest za pomocą siatki hydrobiologicznej (25 cm x 25 cm) (Ryc. 9-13). Powierzchnia pojedynczej próbki cząstkowej wynosi 625 cm².



Ryc. 6. Standardowe zasady stosowane przy typowaniu siedlisk rzecznych do poboru próbek makrobentosu, tj. oszacowaniu procentowego udziału reprezentatywnych siedlisk rzecznych – mineralnych i organicznych, dla badanego odcinka rzeki; zaznaczono sposób kartowania liczby i lokalizacji punktów poboru próbek makrobentosu w wytypowanych siedliskach rzek

Podczas poboru próbki siatka umieszczana powinna być zawsze frontalnie do kierunku przepływu wody (Ryc. 7, 8) i w zależności od typu substratu mineralnego i organicznego powinniśmy naruszyć siatką warstwę substratu odpowiednio do jego ziarnistości: tj. **substrat drobnoziarnisty (np. psammal, pelal, FPOM) powinien być naruszony do głębokości 5-10 cm, średnioziarnisty (np. akal, mikrolital, CPOM) do głębokości 10-15 cm i substrat gruboziarnisty (makrolital; fragmenty/korzenie roślinności nadbrzeżnej) do głębokości 15-20 cm.**

3. STANDARDOWE PROCEDURY TERENOWE DLA POBORU WIELOSIEDLISKOWYCH PRÓBEK MAKROBEZKRĘGOWCÓW BENTOSOWYCH Z MAŁYCH I ŚREDNIEJ WIELKOŚCI RZEK

Jedną z podstawowych zasad, wdrożonych w metodyce wielosiedliskowego poboru próbek makrobezkręgowców bentosowych rzek jest jednolita strategia wyboru fragmentu rzeki do poboru próbek makrobentosu, zwanego **stanowiskiem pomiarowym**. **Długość badanego odcinka rzeki, czyli stanowiska pomiarowego zawsze zależna jest od wielkości zlewni, szerokości rzeki, heterogeniczności jej siedlisk rzecznych i charakteru doliny rzecznej (Ryc.7).** Należy także pamiętać, iż na wyznaczonym stanowisku powinno być możliwe przejście całej szerokości rzeki, wzdłuż badanego odcinka rzeki.

Dla małych rzek o wielkości zlewni⁷ w granicach 1-100 km² długość odcinka poboru próbek makrobentosu powinna wynosić od 20 m do 50 m. W rzekach średniej wielkości o zlewni 100-1000 km² próbki powinny być pobierane na odcinku od 50 m do 100 m.



Ryc. 7. Szkic lokalizacji miejsca poboru próbek w potoku Chochołowskim (Tatry Zachodnie). Zaznaczono: miejsce poboru próbek: odcinek 100 m; kierunek poboru próbek w badanym odcinku rzeki, tj. frontalne ustawienie badacza (B) do kierunku przepływu wody oraz kierunek przepływu wody (czerwona przerywana linia) (Fot. B. Bis)

W konsekwencji, pobór próbek bezkręgowców wodnych, poprzedzony powinien być zawsze stosownymi **pracami przygotowawczymi**. Przed dokonaniem ostatecznego wyboru badanego fragmentu rzeki, koniecznym jest przeprowadzenie **ściśłego rozpoznania na miejscu planowanych badań wraz z przejściem wzdłuż biegu rzeki dla oceny morfologii i heterogeniczności dna koryta rzeki, jego modyfikacji wraz ze zmianami i różnymi formami antropopresji, występującymi w dolinie rzecznej**.

Koniecznym wymogiem jest **wcześniejsze zebranie i opracowanie właściwej dokumentacji hydrogeologicznej, zebranie danych archiwalnych** (dane hydrochemiczne, hydrologiczne) i **map** (skala 1:25000), **niezbędnych do prowadzenia badań w wyznaczonym obszarze dorzecza**.

⁷ Wielkość zlewni rzecznej mierzona jest od odcinka źródłowego do stanowiska pomiarowego.

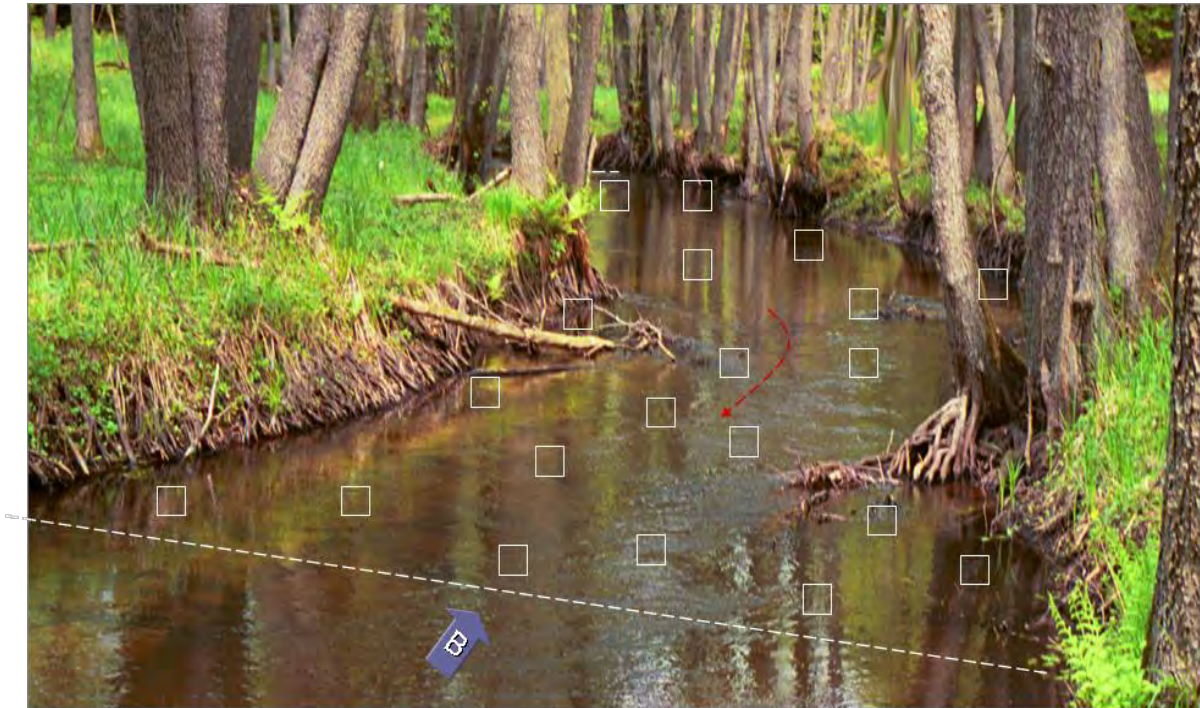
Wyznaczony do poboru próbek makrobentosu odcinek rzeki musi być reprezentatywny dla badanego fragmentu rzeki i jej doliny o długości minimum 500 m – a dla wszystkich elementów biologicznej oceny powinien być typowy dla fragmentu rzeki o długości 100 m x średnia szerokość rzeki. Stanowisko pomiarowe dla poboru próbek makrobentosu nie musi pokrywać się ze stanowiskami innych elementów ocenianych w danym punkcie pomiarowo-kontrolnym (fitobentosu, ichtiofauny, parametrów fizyko-chemicznych itd.), jednak co do zasady stanowiska te powinny znajdować się blisko siebie.

O wyborze stanowiska poboru próbek makrobentosu w rzekach muszą decydować **względy bezpieczeństwa, jednak nie powinna decydować wygoda dostępu i poboru.** Należy także pamiętać o tym, że w miejscach zacisznych i szczególnie łatwo dostępnych do brodenia mogą gromadzić się zanieczyszczenia organiczne sprzyjające obecności organizmów o niskich właściwościach wskaźnikowych. Nawet wobec braku zanieczyszczeń w takich miejscach udział ubikwistycznych, tj. powszechnie występujących organizmów o małych wymaganiach siedliskowych, może być zawyżony w stosunku do innych siedlisk rzecznych – **należy zatem przestrzegać zasady równomiernego i reprezentatywnego wyboru miejsc poboru próbek.** Ponadto, stan bentofauny w takim miejscu może nie być reprezentatywny dla całej rzeki, obniżając przy tym jej ocenę. W pewnym stopniu, może to dotyczyć również innych elementów biologicznych, a nawet fizyczno-chemicznych, zwłaszcza z grupy wskaźników charakteryzujących warunki tlenowe i zanieczyszczenie organiczne. Podobnie może być w przypadku, gdy **stanowisko pomiarowe zostanie błędnie wyznaczone we fragmencie jednolitej części wód, którego warunki hydrologiczne i morfologiczne odbiegają od typowych siedlisk danego cieku, np. w odnogach bocznych czy w strefie oddziaływania zbiornika zaporowego.**

Jednocześnie, z uwagi na **sezonową rytmikę zmian fenologicznych** i ich istotne znaczenie dla struktury taksonomicznej zespołów makrobezkręgowców wodnych rzek **nie powinno się pobierać próbek:**

1. **W trakcie oraz w krótkim okresie po fali wezbraniowej lub powodzi** – możliwy pobór próbek należy rozważyć dopiero po upływie **około 4-6 tygodni od czasu powodzi** (tj. czasu, koniecznego do odbudowy zespołów bezkręgowców wodnych, np. migracji organizmów w dół strumienia, itd.).
2. **Podczas oraz w krótkim okresie po suszy** (ok. 6 tygodni), przy bardzo niskim poziomie wody.
3. **Podczas innych naturalnych lub antropogenicznych zakłóceń funkcjonowania ekosystemu**, np. gdy turbulencja nie pozwala na właściwą ocenę kompozycji substratu dennego i pobór próbek (przeszkody: przewrócone drzewa; infrastruktura urbanistyczna, itd.).

Pobór próbek bezkręgowców wodnych rzek do celów monitoringu ekologicznego powinien odbywać się standardowo w okresie wiosennym i jesiennym. **Jeśli uwzględnia się tylko jeden pobór próbek w ciągu roku, to rekomendowany jest pobór wiosenny, który może zostać przeprowadzony w okresie od lutego do lipca, choć optymalnym jest okres od 15 kwietnia do 30 czerwca.** Należy jednak podkreślić, iż **wybór terminu poboru próbek makrobentosu powinien być zawsze determinowany poza sezonową rytmikę zmian fenologicznych** (wyloty form dojrzałych owadów *imagines*), także **aktualną sytuacją hydrologiczną i meteorologiczną oraz warunkami geograficznymi** (np. w górach: dłuższy okres zalegania śniegu na gruncie, zwykle większa intensywność wezbrań roztopowych i ich przepływów) oraz również **możliwościami logistycznymi grupy** (bezpieczeństwo poboru).



Ryc. 8. Rozmieszczenie miejsc poboru próbek w średniej wielkości rzece nizinnej na odcinku 100 m. Zaznaczono: miejsca poboru próbek cząstkowych w transekcie 100 m; kierunek poboru próbek – frontalne ustawienie badacza (B) do kierunku przepływu wody oraz kierunek przepływu wody (czerwona przerywana linia) (Fot. B. Bis)

Bardzo ważnym elementem metodycznym i podstawową dokumentacją warunków środowiskowych podczas poboru próbek jest prawidłowe, wyczerpujące zebranie wymaganych danych protokołowych. Protokół terenowy RIVECO_{macro} powinien być uzupełniony wyczerpującymi danymi środowiskowymi charakteryzującymi **zlewnię i wybrany fragment rzeki (stanowisko pomiarowe) – najlepiej jeszcze przed poborem próbek.** Natomiast, już w trakcie prowadzenia badań terenowych, uzupełniamy konkretne dane dotyczące stanowiska pomiarowego, koncentrując się na **typologii analizowanych siedlisk rzecznych i różnych formach antropopresji.**

Jak już podkreślano, podczas poboru próbek makrobentosu metodą wielosiedliskową, najważniejszym etapem prac terenowych jest **prawidłowe oszacowanie procentowego udziału siedlisk rzecznych, wyznaczenie reprezentatywnej liczby próbek z danego typu siedlisk mineralnych i organicznych oraz poprawne wskazanie ich równomiernej lokalizacji wzdłuż koryta rzeki, w obrębie stanowiska badawczego.**

Wszystkie metodyczne procedury dotyczące selekcji siedlisk rzecznych, rejestrowania zmiennych środowiskowych w protokołach terenowych oraz prawidłowego pobierania próbek makrobentosu i przeprowadzenia analiz laboratoryjnych (w tym, identyfikacji materiału biologicznego) **powinny być wykonywane przez osoby przeszkolone z podstawowych wymagań metodycznych systemu oceny stanu ekologicznego i klasyfikacji jakościowej rzek w Polsce RIVECO_{macro}, w oparciu o makrobentos** (protokół terenowy wraz z przeprowadzoną typologią siedlisk rzecznych oraz identyfikacją materiału biologicznego podlegać będą weryfikacji w ramach zadań kontroli środowiskowej, tj. audytu systemu monitoringu ekologicznego wód).

3.1. Szacowanie i typologia siedlisk do poboru próbek makrobentosu

Przed przystąpieniem do właściwego poboru próbek makrobentosu – procentowy udział podłoża mineralnego i organicznego powinien zostać oszacowany z brzegu. Dla dokładniejszej oceny udziału różnych typów substratów w badanym 100 m transekcie rzeki – sugeruje się dokonanie takiej oceny w 25-metrowych odcinkach. Jeśli ocena z brzegu nie jest to możliwa, dopuszczalne jest wejście do wody (jedno na odcinku 20 m) – jednak ten obszar powinien pozostać wyłączony z dalszych badań.

Ogólne zasady typowania siedlisk do poboru próbek makrobentosu metodą wielosiedliskową:

- **Szacowanie stopnia pokrycia dna koryta rzecznego przez PODŁOŻE MINERALNE:** suma procentowego udziału wszystkich typów substratu mineralnego odnotowana na stanowisku **powinna wynosić 100%** (Tab. 8: I górna kolumna).
- **Szacowanie stopnia pokrycia dna koryta rzecznego przez PODŁOŻE ORGANICZNE:** suma procentowego udziału wszystkich typów substratu organicznego odnotowana na stanowisku – rozumiana jako warstwa dodatkowa na podłożu mineralnym – jest różna, **może zawierać się w granicach od 1-100%** (Tab. 8: I dolna kolumna).
- **Selekcja i rozmieszczenie próbek cząstkowych** – na podstawie dokonanych oddzielnych ocen udziału siedlisk mineralnych i organicznych – należy traktując **pokrycie dna koryta rzecznego jako jedną warstwę** – dokonać proporcjonalnego oszacowania udziału siedlisk dla reprezentatywnego poboru próbek z badanego odcinka rzeki. W konsekwencji, **wszystkie stwierdzone w rzece siedliska rzeczne łącznie** powinny dać **100% stopnia pokrycia dna koryta** (Tab. 8: II kolumna).
- **Liczba próbek cząstkowych dla określonego typu siedlisk rzecznych zostaje wyliczona i zanotowana w protokole** (Tab. 8: III kolumna), np. na stanowisku stwierdzono 50% mezolitalu (głazy, kamienie), 25% psammalu (piasek) i 25% CPOM – w rezultacie 10 próbek cząstkowych powinno być pobranych w mezolitalu, 5 próbek w psammalu i 5 próbek należy pobrać z CPOM.
- W przypadku występowania na stanowisku **sztucznego substratu mineralnego** (np. obecność technolitalu) należy zaznaczyć jego obecność i typ sztucznego substratu (Tab. 8: IV kolumna) oraz opisać dokładniej charakterystykę tego substratu w badanym transekcie (Komentarz).
- **Siedliska, które stanowią mniej niż 5% pokrycia dna (<5%) nie są typowane do poboru próbek makrobentosu, ale obecność tych mikrosiedlisk powinna być odnotowywana w protokole terenowym.**
- Pobór próbek makrobentosu powinien uwzględniać także **poprawne rozmieszczenie próbek w gradiencie reprezentatywnych siedlisk rzecznych: dno koryta vs. brzeg rzeki, siedliska lotyczne i lenityczne, udział makrofitów na różnych typach substratu mineralnego** (np. jeśli makrofity jednolicie pokrywają makrolital i akal, to połowa próbek z makrofitów powinna być pobrana z makrolitalu i połowa z akalu).




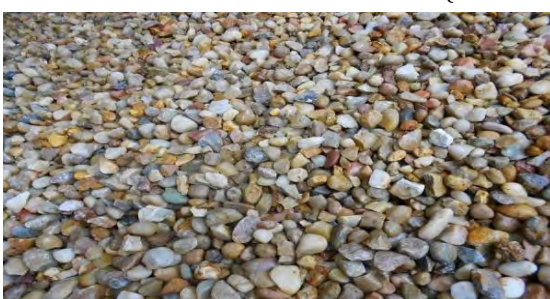

Tabela 8 zawiera stronę formularza z protokołu terenowego, wypełnianego podczas poboru próbek makrobentosu, z przykładowym poprawnym oszacowaniem i typowaniem liczby siedlisk rzecznych do poboru próbek cząstkowych.

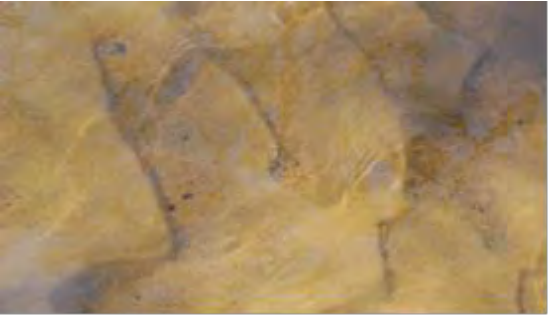



Tab. 8. Formularz z protokołu terenowego RIVECO_{macro} zawierający przykładowe oszacowanie procentowego udziału pokrycia dna rzeki przez różne typy podłoża mineralnego i organicznego oraz odpowiadająca im liczba pobranych próbek makrobentosu (według normy: PN-EN 16150:2012E)

PROTOKÓŁ TERENOWY RIVECO _{macro}					
Monitoring bezkręgowców bentosowych w rzekach					
1. Nazwa rzeki	2. Data poboru próbki	3. Nr próbki	4. Nazwa laboratorium / nazwisko badacza		
5. Stanowisko	6. Kod ppk	7. Kod JCWP			
III. SIEDLISKA RZECZNE					
Typologia siedlisk rzecznych – informacja odnotowana każdorazowo podczas poboru próbek					
MINERALNE siedliska	Ocena wstępna: % udział substratu mineralnego w pokryciu dna	Ocena łączna: % udział substratu mineralnego w odniesieniu do pokrycia organicznego			technolital
(5% skala; 1 próbka – 5%; 20 próbek =100%)		% udział siedlisk mineralnych w odniesieniu do typów podłoża organicznego	SUMA PRÓBEK (20)	Komentarze dot. lokalizacji próbek w odniesieniu do warunków hydrologicznych i strefy brzegowej	
zaznacz siedliska mineralne <5% przez 'X'; zaznacz sztuczne siedliska przez 'X' w kolumnie 'technolital'					
HYGROPETRYCZNA WARSTWA BIOFILM					
warstwa biofilmu na stałym podłożu				<input type="checkbox"/>	
MEGALITAL >40 cm BLOKI SKALNE					
bloki skalne: wolnostojące skały				<input type="checkbox"/>	
MAKROLITAL od 20 cm do 40 cm GLAZY					
bloki skalne, glazy, z domieszką frakcji gruboziarnistego substratu mineralnego, głównie grube frakcje żwirowe (kamienie zbliżone wielkością do wielkości głowy)				<input type="checkbox"/>	
MEZOLITAL od 6 cm do 20 cm DUŻE KAMIEŃ	50	30	6		
duże kamienie (wielkość zbliżona do wielkości ręki lub pięści), z domieszką mniejszych frakcji gruboziarnistego substratu mineralnego				<input type="checkbox"/>	
MIKROLITAL od 2 cm do 6 cm KAMIEŃ I ŻWIR					
gruby żwir (wielkość zbliżona do wielkości jaja lub pięści dziecka), z możliwą domieszką mniejszych frakcji gruboziarnistego substratu mineralnego				<input type="checkbox"/>	
AKAL od 0,2 cm do 2 cm ŻWIR					
drobno-średnioziarniste frakcje żwirowe				<input type="checkbox"/>	
PSAMMAL od 6 µm do 2 mm PIASEK	50	30	6		
piasek i /lub muł, charakterystyczne pośladowania powierzchni dna (<i>ana, ripple marks</i>)				<input type="checkbox"/>	
PSAMMOPELAL PIASEK & MUŁ					
mieszanka piasku i mułu				<input type="checkbox"/>	
PELAL <6 µm MUL					
muł (włączając osady ściekowe)				<input type="checkbox"/>	
ARGYLLAL GLINA MULISTA & IŁ					
głina i/lub ił				<input type="checkbox"/>	
suma udziału poszczególnych frakcji = 100%	100%	60% (uwzględnienie siedlisk organicznych)	12 próbek cząstkowych		
ORGANICZNE siedliska	5% skala - % udział siedlisk organicznych				
zaznacz siedliska <5% przez 'X'					
MIKROGLONY					
okrzemki, fitobentos					
MAKROGLONY					
glony nitkowate					
ZANURZONE MAKROFITY	20	20	4		
włączając mchy, wątrobowce i <i>Characeae</i>					
WYNURZONE MAKROFITY					
e.g. <i>Typha, Carex, Phragmites</i>					
CZĘŚCI ROŚLINNOŚCI NADBRZEŻNEJ					
zanurzone, żywe części roślinności nadbrzeżnej np. korzenie					
KSYLAL - DREWNO	10	10	2		
pnie zwałonych drzew, duże gałęzie i duże korzenie, naturalne zapory drzewne					
CPOM	10	10	2		
grubocząsteczkowa materia organiczna (<i>ang. CPOM - coarse particulate organic matter</i>) - frakcja materii organicznej o cząstkach większych niż 1 mm, np. zbutwiałe zmacerowane części liści, kora, szyszki					
FPOM					
drobnocząsteczkowa materia organiczna (<i>ang. FPOM - fine particulate organic matter</i>) - frakcja materii organicznej o cząstkach większych niż 0,5 µm i mniejszych od 1 mm					
RUMOSZ ORGANICZNY					
materiał organiczny (gałęzie, liście, skorupki mięczaków) naniesiony przez fale i retencjonowany / często zalegający przy brzegu					
BAKTERIE I GRZYBY					
np. <i>Sphaerotilus, Leptomitus</i> , bakterie siarkowe (np. <i>Beggiatoa, Thiobacillus</i>), bakterie i grzyby występujące na powierzchni kamieni, w ściekach					
suma pobranych próbek cząstkowych = 20	40%	100%	12 + 8 = 20 próbek cząstkowych		


Tabele 9-10 zawierają zestawienie głównych typów siedlisk mineralnych i organicznych do reprezentatywnego poboru próbek wielosiedliskowych.





Tab. 9. Typ substratu mineralnego, którego udział procentowy w pokryciu dna koryta rzecznego jest szacowany podczas reprezentatywnego poboru wielosiedliskowych próbek makrobentosu

Siedliska rzeczne: mineralne	Charakterystyka frakcji mineralnej
<p>MEGALITAL (Fot. B. Bis)</p> 	<p>wielkość frakcji mineralnej: >40 cm</p> <p>BLOKI SKALNE, wolnostojące skały</p>
<p>MAKROLITAL (Fot. B. Bis)</p> 	<p>wielkość frakcji mineralnej: 20 cm - 40 cm</p> <p>GŁAZY, bloki skalne, z domieszką frakcji gruboziarnistego substratu mineralnego, głównie grube frakcje żwirowe (porównanie: kamienie zbliżone wielkością do wielkości głowy)</p>
<p>MEZOLITAL (Fot. B. Bis)</p> 	<p>wielkość frakcji mineralnej: 6 cm - 20 cm</p> <p>DUŻE KAMIENIE (porównanie: wielkość zbliżona do wielkości ręki lub pięści), z domieszką mniejszych frakcji gruboziarnistego substratu mineralnego</p>
<p>MIKROLITAL (Fot. B. Bis)</p> 	<p>wielkość frakcji mineralnej: 2 cm - 6 cm</p> <p>GRUBY ŻWIR (wielkość zbliżona do wielkości jaja lub pięści dziecka), z możliwą domieszką mniejszych frakcji gruboziarnistego substratu mineralnego</p>
<p>AKAL (Fot. B. Bis)</p> 	<p>wielkość frakcji mineralnej: 0,2 cm - 2 cm</p> <p>DROBNO- I ŚREDNIOZIARNISTY ŻWIR</p>

Siedliska rzeczne: mineralne	Charakterystyka frakcji mineralnej
<p>PSAMMAL (Fot. B. Bis)</p> 	<p>wielkość frakcji mineralnej: 6 μm - 2 mm</p> <p>PIASEK, często z mułem i drobnym żwirem, tworzy charakterystyczne pofałdowania powierzchni dna (<i>ang. ripple marks</i>)</p>
<p>ARGYLLAL (Fot. B. Bis)</p> 	<p>wielkość frakcji mineralnej: <6 μm</p> <p>GLINKA MULISTA, IŁ</p>
<p>TECHNOLITAL 1 (Fot. B. Bis)</p> 	<p>SZTUCZNY SUBSTRAT 1</p> <p>brzegi rzeki usypane z kamieni (także gabiony)</p>
<p>TECHNOLITAL 2 (Fot. B. Bis)</p> 	<p>SZTUCZNY SUBSTRAT 2</p> <p>wybetonowane koryto rzeczne</p>

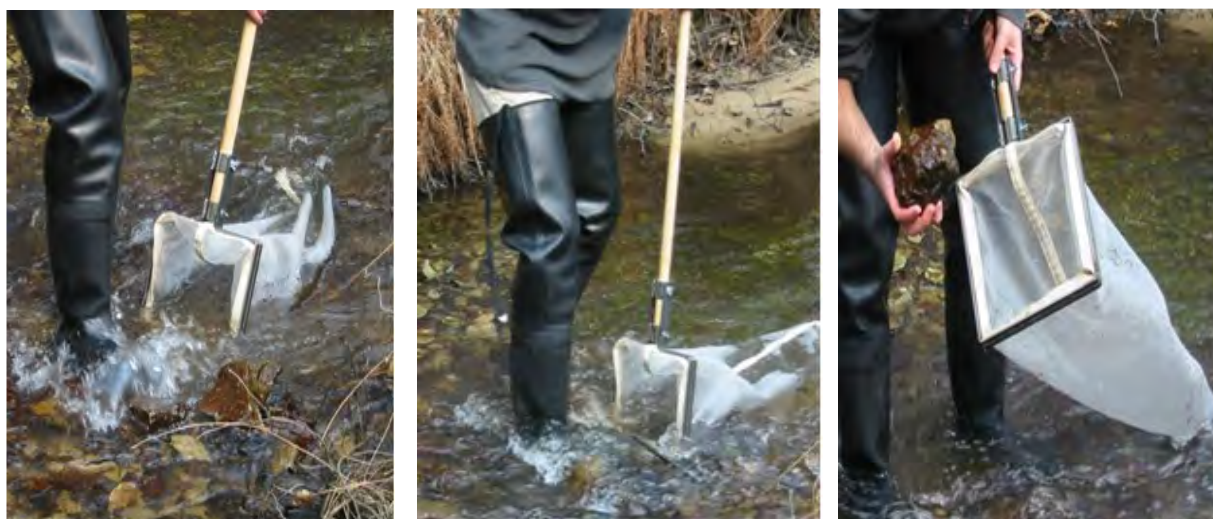
Tab. 10. Typ podłoża organicznego, którego udział procentowy w pokryciu dna koryta rzecznego jest szacowany podczas reprezentatywnego poboru wielosiedliskowych próbek makrobentosu

Siedliska rzeczne: organiczne	Charakterystyka
<p>GLONY (Fot. B. Bis)</p> 	<p>glony (mikro- i makroalgi)</p>
<p>MAKROFITY ZANURZONE (Fot. B. Bis)</p> 	<p>zanurzone makrofity, włączając mchy, wątrobowce i <i>Characeae</i></p>
<p>MAKROFITY WYNURZONE (Fot. B. Bis)</p> 	<p>np. <i>Typha</i>, <i>Carex</i>, <i>Phragmites</i></p>
<p>ROŚLINNOŚĆ LĄDOWA (Fot. B. Bis)</p> 	<p>żywe części zanurzone roślinności nadbrzeżnej np. korzenie drzew</p>
<p>KSYLAL/DREWNO (Fot. B. Bis)</p> 	<p>pnie zwalonych drzew, duże gałęzie i duże korzenie</p>

Siedliska rzeczne: organiczne	Charakterystyka
<p>CPOM (Fot. B. Bis)</p> 	<p>grubocząsteczkowa materia organiczna (<i>ang. CPOM - coarse particulate organic matter</i>) – frakcja materii organicznej o cząstkach większych niż 1 mm, głównie o pochodzeniu allochtonicznym (zbutwiałe zmacerowane części liści, kora, szyszki) i także autochtonicznym (części makrofitów i glonów nitkowatych)</p>
<p>FPOM (Fot. B. Bis)</p> 	<p>drobnocząsteczkowa materia organiczna (<i>ang. FPOM - fine particulate organic matter</i>) - frakcja materii organicznej o cząstkach większych niż 0,5 µm i mniejszych od 1 mm</p>
<p>Bakterie i grzyby (Fot. B. Bis)</p> 	<p>bakterie i grzyby występujące na powierzchni brzegów, koryta, w ściekach (sapropel)</p>
<p>RUMOSZ organiczny (Fot. B. Bis)</p> 	<p>złogi zdeponowanego materiału organicznego (szyszki, kora, drobne gałęzie ok. 5-10 cm; skorupki mięczaków), retencjonowanego i naniesionego przez fale, zalegającego przy brzegu, mogą tworzyć wraz z ksyłalem naturalne zapory drzewne (<i>ang. debris dams</i>)</p>

4. METODYKA REPREZENTATYWNEGO POBORU PRÓBEK MAKROBEZKRĘGOWCÓW BENTOSOWYCH Z RÓŻNYCH TYPÓW SIEDLISK RZECZNYCH

Pobór próbek wielosiedliskowych zawsze rozpoczynamy w dolnym fragmencie odcinka badawczego i uważnie, stopniowo przechodzimy w górę strumienia – pobierając próbki z najbardziej charakterystycznych, typowych siedlisk rzecznych dla wybranego odcinka rzeki.



Ryc. 9. Pobór wielosiedliskowych próbek makrobezkręgowców wodnych z substratu gruboziarnistego rzek (Fot. B. Bis)⁸

4.1. Pobór wielosiedliskowych próbek makrobentosu z gruboziarnistego substratu mineralnego

Pobór próbek z tego typu siedlisk rzecznych jest zwykle utrudniony. Bloki skalne, głazy i rwący przepływ wody mogą zmniejszać efektywność poprawnego zastosowania techniki „kick sampling”, jednak rekomendowane jest pobieranie próbek makrobentosu tą metodą – **poprzez bardzo energiczne naruszanie podłoża stopą i/lub siatką oraz intensywne „zagarnianie” substratu dna, przy zmiennych ustawieniach siatki, w różnych kierunkach i płaszczyznach** (Ryc. 9), w szczególności dotyczy to pobierania próbek z dolnych powierzchni skał i głazów.

Podczas poboru próbek z substratu gruboziarnistego – w trakcie energicznego naruszania podłoża należy ustawiać siatkę frontalnie do kierunku przepływu wody, za stopą osoby pobierającej próbkę (Ryc. 9). **Warstwa głębokości penetrowania rumoszu skalnego powinna wynosić 15-20 cm i dotyczyć powierzchni 25 cm x 25 cm przed siatką.**

W celu zebrania próbek makrobentosu z głębszych warstw podłoża, zlokalizowanych pod skałami i głazami, stanowiącymi częste miejsce kryjówek przedstawicieli makrobezkręgowców bentosowych można użyć **pomocniczego, metalowego narzędzia (np. aluminiowej tyczki**

⁸ Zdjęcia do rycin 9-11 pochodzą z warsztatów metodycznych dla wykonawców projektu STAR: *The STAR Methodology Workshop for the NAS Representatives: “Macroinvertebrates – Standard Sampling Protocols and Laboratory Procedures”*, Uniwersytet Łódzki (Stacja Hydrobiologiczna w Treście, Zalew Sulejowski).

teleskopowej) do skuteczniejszego naruszenia substratu dennego. Głazy i większe kamienie powinny być zawsze dokładnie oczyszczone z przytwierdzonych organizmów (Ryc. 9). Przy wyborze siedlisk do pobrania próbek cząstkowych należy starać się również uwzględnić te mikrosiedliska, które tworzą pokrycie skał i głazów (biofilm, fitobentos, wątrobowce).



Ryc. 10. Pobór wielosiedliskowych próbek makrobezkręgowców wodnych z drobnoziarnistego substratu mineralnego (zdjęcie po lewej) oraz z podłoża organicznego: makrofitów (zdjęcie środkowe i po prawej) (Fot. B. Bis)

4.2. Pobór wielosiedliskowych próbek makrobentosu ze średnioziarnistego i drobnoziarnistego substratu mineralnego

Pobór próbek makrobentosu ze średnio i drobnoziarnistych frakcji substratu mineralnego (piasku, żwiru) oraz różnego typu podłoża organicznego powinien być wykonany poprzez:

1. **naruszenie wierzchniej warstwy sedymentu przed siatką, na powierzchni 25 cm x 25 cm** – podobnie, jak w odniesieniu do substratu gruboziarnistego (technika „kick-sampling”) (Ryc. 9), lub
2. **gdy substrat jest piaszczysty i nie porośnięty roślinnością – pobieramy próbki makrobentosu poprzez delikatne przesunięcia siatką hydrobiologiczną, po wierzchniej warstwie sedymentu, frontalnie do kierunku przepływu wody** (Ryc. 10).

Warstwa głębokości naruszania i penetrowania siatką wierzchniej warstwy sedymentu powinna wynosić:

- dla psammalu, pelalu i FPOM – od 5 cm do 10 cm,
- dla akalu, mikrolitalu i CPOM – od 10 cm do 15 cm.

4.3. Pobór wielosiedliskowych próbek makrobentosu ze zdrewniałych i grubocząsteczkowych komponentów podłoża organicznego (makrofity, CPOM, ksylal, części roślinności nadbrzeżnej, rumosz organiczny)

Pobór próbek makrobentosu z zanurzonych części roślinności nadbrzeżnej (np. drobnych korzeni) – najbardziej efektywne jest zebranie organizmów przez bardzo intensywne naruszanie powierzchni dna i wystających korzeni (energiczne zagarnianie siatką od spodu do góry, do powierzchni wody; Ryc. 11).



Ryc. 11. Pobór wielosiedliskowych próbek makrobezkręgowców wodnych z podłoża organicznego: przybrzeżnych roślin i korzeni drzew. Zdjęcie po prawej: przenoszenie pobranego materiału biologicznego do wiadra w celu zakonserwowania materiału i przewiezienia do laboratorium (Fot. B. Bis)

Pobór próbek makrobentosu z grubocząsteczkowego materiału organicznego (CPOM, ksylal, rumosz organiczny): zasady poboru są podobne do przedstawionych powyżej – najbardziej efektywne jest zebranie organizmów poprzez energiczne „zagarnianie” siatką substratu dennego od spodu do góry. Czasami zwykle delikatne wypłukanie materiału organicznego w siatce jest wystarczające, jednak większe gałęzie należy wyjąć do kuwety na brzegu, dokładnie opłukać i powybierać organizmy schowane za korą, pod zmacerowaną powierzchnią, przy pomocy pęsety. **Należy unikać poboru świeżo opadłych liści i gałęzi.**

Pobór próbek z makrofitów: zasady poboru podobnie jak przedstawiono powyżej, jednak makrofity zanurzone, ale także części makrofitów wynurzonych powinny być, po wstępnym przepłukaniu (Ryc. 10) zabrane do laboratorium dla dalszych analiz, ponieważ np. niektóre Simuliidae i Chironomidae (*Rheotanytarsus* sp.) nie mogą być całkowicie wypłukane podczas przepłukiwania próbek w terenie. Najbardziej rekomendowany jest **pobór próbki ilościowej z danej powierzchni pokrytej makrofitami.**

Podczas pobierania próbek makrobentosu należy pamiętać o tym, aby po pobraniu maksymalnie 3-5 próbek cząstkowych, kilkakrotnie dobrze przepłukać siatkę (przy drobnym sedymencie oczka siatki ulegają zatkanium i pobór próbek staje się wówczas utrudniony). Ponadto, **każdorazowo po zakończonym poborze próbek** na danym stanowisku

należy bardzo dokładnie umyć siatkę, sita i kuwety, aby nie przenieść organizmów z innego stanowiska pomiarowego.

Pobrane w terenie materiały biologiczne powinny zostać natychmiast przeniesione do pojemnika, w którym będzie transportowany do laboratorium i przez jakiś czas przechowywany (najdogodniejsze są wiadra i pojemniki o pojemności minimum 5 litrów, ze szczelnie zamkniętą przykrywką, mieszczące jednorazowo objętość całej pobranej próbki). Należy pamiętać, aby w terenie materiał biologiczny został zakonserwowany 95% alkoholem - w jak najkrótszym czasie od pobrania próbki (możliwość zjadania się bezkręgowców; patrz także: rozdział II.6.3). Jeśli nie posiadamy wiader (lub nie zostały zabrane w teren w odpowiedniej liczbie), to pobrane próbki makrobentosu, z bardzo niewielką ilością wody możemy umieścić w workach foliowych, włożonych do większych pojemników. Próbki należy zakonserwować i przewieźć do laboratorium. Jednak należy pamiętać, iż worki wypełnione gruboziarnistym substratem, czy grubym detrytusem – nawet zawierające objętość tylko jednej próbki cząstkowej – mogą pod swoim ciężarem znacznie łatwiej ulec uszkodzeniu (pęknięcie, rozdarcie). To może doprowadzić do utraty zawartości próbki, zatem najlepiej jest dodatkowo umieszczać worki w pojemniku plastikowym.

5. SPRZĘT HYDROBIOLOGICZNY DO POBORU WIELOSIEDLISKOWYCH PRÓBEK MAKROBENTOSU

Dla wszystkich typów rzek i siedlisk rzecznych, do poboru próbek makrobentosu, według normy: PN-EN 16150:2012E, rekomendowana jest **siatka hydrobiologiczna** (Ryc. 12).



Ryc. 12. Siatka hydrobiologiczna do poboru makrobezkręgowców bentosowych, według wytycznych normy: PN-EN 16150:2012E (Fot. B. Bis)

Opis techniczny siatki hydrobiologicznej:

- rama kwadratowa (rekomendowana do techniki „kick sampling” – długość każdej krawędzi ramy 25 cm,
- standardowa wielkość oczek siatki plastikowej 500 μm ,

- długość worka o kształcie zaokrąglonym lub stożkowym 70 cm,
- wyposażenie w drewniany lub kij teleskopowy (3-4 m).

Dla pobierania próbek z płytkich potoków górskich dozwolone jest również zastosowanie **czerpacza typu Surber** (Ryc. 13).

Pobór próbek makrobentosu czerpaczem typu Surber:

Czerpacz ustawia się na dnie, wlotem pod prąd. Osoba pobierająca próbkę powinna stać za siatką i z powierzchni ograniczonej ramką zagarniać ręką substrat do siatki. Siatkę należy wyjąć z wody, przenieść zebrany substrat do sita lub bezpośrednio do kuwety i dokładnie zmyć z powierzchni substratu glony i zwierzęta. Następnie, przenieść ten materiał z jednej próbki cząstkowej do pojemnika na całą próbkę siedliskową z danego stanowiska (20 próbek cząstkowych). Pojemnik na próbkę powinien być takiej wielkości, aby cały pobrany materiał zmieścił się w jednym naczyniu.



Ryc. 13. Czerpacz typu Surber do poboru wielosiedliskowych próbek makrobezkręgowców bentosowych z siedlisk o gruboziarnistym substracie mineralnym (Fot. B. Bis)

6. PROCEDURY TERENOWE ZWIĄZANE Z PRZYGOTOWANIEM PRÓBEK MAKROBENTOSU DO PRAC LABORATORYJNYCH

6.1. Redukcja pobranego materiału dennego

Podczas poboru próbek siedliskowych zaleca się **zmniejszenie ilości pobranego substratu mineralnego i organicznego** tak, aby próbka siedliskowa mogła zmieścić się w jednym wiadrze o pojemności 5-7 litrów. Ułatwi to prawidłowe przeprowadzenie procedur laboratoryjnych (jednorazowe umieszczenie całej zebranej próbki w kuwecie-sicie do dalszej standardowej obróbki). Duże gałęzie, większe fragmenty grubego detrytusu, większe kamienie **powinny być zawsze dokładnie oczyszczone w terenie z przytwierdzonych organizmów**, dlatego – jeśli jest to możliwe, przepłukany materiał w siatce lub na sicie powinien w terenie zostać wyłożony do kuwety i dokładnie obejrzany oraz oczyszczony za pomocą pęsety.

Przedstawiciele **gatunków rzadkich, chronionych** – jeśli mogą być łatwo zidentyfikowane w terenie powinny zostać oddane środowisku, ale ich obecność (wpisujemy ich dokładną liczbę) musi zostać odnotowana zarówno w protokole terenowym, jaki i laboratoryjnym.

6.2. Etykietowanie próbek hydrobiologicznych

Etykieta umieszczona w pojemniku z próbką musi być opisana ołówkiem na kalce (z uwagi na utrwalanie materiału alkoholem **nie wolno wykonywać opisów długopisem**). Zaleca się, aby **przed planowanym wyjazdem terenowym – przygotować określoną liczbę protokołów terenowych i etykiet**, zawierających wymagane dane. Pozwoli to na lepszą organizację prowadzonych badań terenowych.

Projekt /Instytucja:
Data poboru próbki:
Nazwisko badacza:
Nazwa rzeki:
Nazwa stanowiska:
Kod próbki:
Kod ppk:
Kod JCWP:
Numer próbki:
Metoda poboru:
Typ czerpacza:
Opis/uwagi:

Ryc. 14. Przykładowy opis etykiety, którą umieszczamy w pojemniku, w którym przechowywana jest pobrana próbka makrobentosu do dalszej analizy laboratoryjnej (te same dane powinny zostać umieszczone na pojemniku oraz w protokole terenowym)

W opisie etykiety należy umieścić podstawowe informacje dotyczące próbki znajdującej się w pojemniku (Ryc. 14), w tym: **data poboru próbki, nazwa rzeki, nazwa stanowiska, kod próbki/kod ppk/kod JCWP, numer kolejny próbki, typ czerpacza, dodatkowy opis próby oraz nazwisko osoby pobierającej materiał i nazwa projektu/instytucji.**

Etykieta dla próbki (wydrukowana lub opisana ołówkiem na kalce) **oraz opis umieszczony na zewnątrz pojemnika za pomocą markera** – powinny zawierać te same informacje wraz z oznakowaniem **substancji konserwującej** (96% alkohol). **Informacje dotyczące gatunków chronionych, które pozostały na stanowisku – muszą zostać opisane zarówno w protokole, jak i na etykiecie.** Jeśli jest wiele pojemników zawierających jedną próbkę wielosiedliskową – na każdej etykiecie musi być zapisane odpowiednio: numer pojemnika/łączna liczba pojemników dla danej próbki: 1/3; 2/3; 3/3.

6.3. Konserwowanie próbek hydrobiologicznych

Po umieszczeniu wszystkich 20 próbek cząstkowych w pojemniku, w którym znajduje się cały pobrany materiał biologiczny, transportowany dalej do laboratorium (wiadro o pojemności 5-7 litrów, ze szczelną przykrywką) – **należy bardzo starannie zalać pobraną próbkę makrobentosu 96% alkoholem etylowym.** W celu skuteczniejszego zabezpieczenia pobranego materiału biologicznego, można dodatkowo w laboratorium – przed umieszczeniem wszystkich pojemników w chłodni **ponownie dodać do nich 96% alkohol, tak aby uzyskać ok. 75% stężenie roztworu konserwującego próbki hydrobiologiczne.**

7. ZASADY BEZPIECZEŃSTWA

Zasady bezpieczeństwa:

- Każde podjęte działania związane z poborem próbek hydrobiologicznych w rzekach powinny minimalizować ryzyko niebezpieczeństwa dla ludzi i należy to uwzględnić przy selekcji stanowisk poboru próbek siedliskowych.
- Ze względu na warunki bezpieczeństwa podczas poboru próbek hydrobiologicznych powinny pracować co najmniej 2 osoby. Niedozwolony jest wyjazd na badania terenowe i pobieranie próbek hydrobiologicznych przez 1 osobę; warunkiem koniecznym jest udział osoby współuczestniczącej w poborze z brzegu m.in. odpowiedzialnej za przepłukiwanie próbek, etykietowanie, konserwowanie materiału oraz rejestrowanie danych protokołowych, a w razie potrzeby asekurującej badacza prowadzącego pobór próbek w rzece.
- Nie należy pobierać próbek w warunkach potencjalnie niebezpiecznych, np. podczas powodzi lub w bardzo niskich temperaturach; należy unikać niestabilnych brzegów rzek; sprawdzać głębokość i stabilność dna koryta rzeczno; uważać na inne zagrożenia (np. ostre metalowe krawędzie, potłuczone szkło znajdujące się w wodzie, itd.).
- Obowiązkowo należy być wyposażonym w **odpowiedni sprzęt pomocniczy**: lina do zabezpieczeń; latarka do rejestracji czynników środowiskowych; telefon komórkowy, kamizelka ratunkowa, apteczka.

Przykładowy zestaw sprzętu potrzebnego do przeprowadzenia poboru próbek zespołów fauny dennej dla celów monitoringu ekologicznego przedstawiają Ryciny 12-13 oraz Tabela 11.

Tab. 11. Sprzęt terenowy potrzebny do standardowego poboru próbek zespołów fauny dennej dla celów monitoringu biologicznego w rzekach małych i średniej wielkości

Podstawowy sprzęt terenowy do poboru próbek makrobezkręgowców bentosowych
spodniobuty, wodery do brodzenia, gumowce, buty terenowe, rękawice gumowe, siatka hydrobiologiczna, czerpacz Surber, wiadra lub pojemniki ze szczelnymi przykrywkami na próbki makrobentosu: 5l; 7l, torby foliowe na próbki makrobentosu lub inne próbki: 10l, 30l kosze do próbek i sprzętu, notatnik, kalka, ołówki, pisaki wodoodporne, teczka do protokołów terenowych, lina taternicza, kamizelka (bezpieczeństwo), miara, GPS, wielofunkcyjny miernik do pomiarów fizyko-chemicznych, aparat fotograficzny, środek konserwujący: 96% alkohol, mapy topograficzne w skali: 1:50000; 1:25000, młynek hydrometryczny (<i>opcjonalnie</i>), torba chłodnicza (<i>opcjonalnie</i>), okulary Polaroid lub nakładka polaryzacyjna, lornetka (<i>opcjonalnie</i>), butelki do wody do analiz chemicznych (<i>opcjonalnie</i>).

Rozdział III

Metodyka poboru wielosiedliskowych próbek makrobezkręgowców bentosowych (RIVECO_{macro}) w rzekach dużych i trudnodostępnych dla celów monitoringu ekologicznego, zgodna z założeniami Ramowej Dyrektywy Wodnej



Autorzy opracowania:
Barbara Bis
Rajmund Jan Wiśniewski

1. WPROWADZENIE

Z punktu widzenia metodyki wielosiedliskowego pobierania próbek makrobentosu (MHS), opracowanej dla potrzeb monitoringu ekologicznego w rzekach i strumieniach możliwych do brodzenia, wyróżnikiem rzek trudnodostępnych jest:

- rozległość akwenu,
- mała przezroczystość wody,
- głębokość.

Przy czym, nie jest konieczne, aby te cechy występowały łącznie, ponieważ każda z nich z osobna powoduje, że badacz nie widząc z brzegu dna rzeki w obrębie stanowiska pomiarowego nie jest w stanie rozpoznać jego struktury. Tym samym, **ocena udziału poszczególnych siedlisk mineralnych i biotycznych w pokryciu dna, która jest podstawą metodyki poboru próbek wielosiedliskowych jest w tych rzekach niemożliwa lub co najmniej utrudniona.**

Do kategorii trudnodostępnych można zatem zaliczyć rzeki bardzo różne pod względem hydromorfologicznym, fizykochemicznym i biocenotycznym. Mogą to być rzeki małe o wąskim, zagłębionym korycie, ciemnym ilastym dnie i głębokości wody około albo ponad 1,5 m takie, jak np. Osa powyżej ujścia do Wisły, czy Gołdapa w środkowym biegu; rzeki średniej wielkości, jednokorytowe, o szerokości od kilkunastu do kilkudziesięciu metrów, stosunkowo płytkie, o ciemnym dnie i mętnej wodzie takie, jak np. Bzura poniżej Łowicza, czy Warta w okolicach Sieradza oraz duże rzeki wielokorytowe, jak Wisła poniżej Zakroczymia, czy jednokorytowe, jak Odra w okolicach Połacka. W niektórych, badacz zaopatrzonej w spodniobuty i siatkę hydrobiologiczną, już przy średnim stanie wody może, nie widząc dna, pobierać próbki makrobentosu w całym lub niemal całym przekroju poprzecznym, w innych, nawet przy niskim stanie wody pobieranie próbek bez używania łodzi i specjalistycznego sprzętu jest możliwe tylko przy brzegu.

Przytoczone przykłady wskazują, że ze względu na zróżnicowanie rzek należących do kategorii trudnodostępnych szukanie jednej uniwersalnej metody prowadzenia w nich monitoringu makrofauny bentosowej napotyka na duże trudności metodyczne. Podejście polegające na zwiększeniu, w rzekach dużych i trudnodostępnych, liczby próbek cząstkowych pobieranych w strefie przybrzeżnej kosztem próbek z nurtu – choć prowadzi do zwiększenia bezpieczeństwa przy przeprowadzanych poborach próbek – jest jednak rezygnacją z podstawowego waloru metody MHS, czyli reprezentatywności próbki dla stanowiska pomiarowego (Flotemersch i inni, 2006; Bis, Wenikajtys, 2007). W rozpoznawanej w ten sposób faunie makrobezkręgowców bentosowych mogą zostać pominięte niektóre grupy gatunków reofilnych, zwykle posiadające wysoką ocenę referencyjną.

Z powyższych powodów najbardziej zasadne wydaje się przyjęcie standardowych rozwiązań metodycznych, zgodnych z metodyką MHS, polegających na **dostosowywaniu rozmieszczenia próbek cząstkowych i sposobu ich pobierania do lokalnych warunków hydromorfologicznych badanego stanowiska pomiarowego**, przy właściwym zapewnieniu porównywalności wyników i bezpieczeństwa badaczy.

2. PRZYGOTOWANIE DO BADAŃ TERENOWYCH PROWADZONYCH NA RZEKACH DUŻYCH I TRUDNODOSTĘPNYCH

Pobieranie próbek makrobentosu w rzekach dużych i trudnodostępnych, zawsze powinno być poprzedzone pracami przygotowawczymi, których celem jest zapewnienie sprawnego i bezpiecznego przebiegu prac w terenie (patrz też: rozdział II). Należy do nich:

- **zgromadzenie i przestudiowanie dokumentacji kartograficznej i opisowej** dotyczącej punktu pomiarowo-kontrolnego (ppk), jego okolic i odcinka rzeki, w którym przewiduje się pobieranie próbek makrobentosu,
- **zgromadzenie i przygotowanie sprzętu terenowego** służącego do pobierania próbek (siatka hydrobiologiczna, czerpacze, draga denna, sita do przemywania osadów, kuwety do przeglądania próbek, pęsety, igły preparacyjne, płyn konserwujący, pojemniki i etykiety na próbki, liny),
- **przygotowanie aparatury pomiarowej, obserwacyjnej i materiałów piśmiennych** (termometr, tlenomierz, konduktometr, pH metr, GPS, lornetka, aparat fotograficzny, ewentualnie dyktafon, notatnik z ołówkiem),
- **przygotowanie odzieży ochronnej** (sztormiaki, kapoki, buty gumowe, wodery, spodniobuty), ubrania na zmianę, środków bezpieczeństwa, podręcznej apteczki,
- **skompletowanie i sprawdzenie sprzętu pływającego i wyposażenia łodzi.**

Przestudiowanie dokumentacji kartograficznej, zwłaszcza rozpoznanie dróg dojazdowych z obu brzegów rzeki, zabudowy w otoczeniu ppk, zejść (zjazdów) do wody ułatwi poruszanie się w terenie. Znajomość morfologii koryta rzeki usprawni wybór w terenie stanowiska pomiarowego i wyznaczenie punktów pobierania próbek cząstkowych.

3. STANDARDOWE PROCEDURY TERENOWE

3.1. Wybór stanowiska pomiarowego

Stanowisko pomiarowe w rzekach dużych i trudnodostępnych powinno zajmować obszar wody między oboma brzegami rzeki. Zależnie od ukształtowania brzegów rzeki i sposobu zagospodarowania otaczającego terenu (doliny, terasy zalewowej) warunki siedliskowe w rzece przy obu brzegach, a w ślad za nimi zagęszczenie i skład taksonomiczny makrofauny bentosowej mogą być różne (Ryc. 15). Odstępstwa od tej zasady są dopuszczalne w sytuacji ograniczonej dostępności jednego z brzegów (np. w rzekach granicznych), a także gdy morfologia obu brzegów jest podobna (oba wysokie, oba niskie) i rzeka przecina obszar o jednolitym typie pokrycia, np. na obu brzegach lasy, uprawy rolne, itp.

Stanowisko pomiarowe w rzekach dużych powinno zajmować odcinek rzeki o długości co najmniej równej jej szerokości, a w trudnodostępnych rzekach małych nie krótszy niż 50 m, **w zależności od szerokości rzeki i wielkości jej zlewni** (patrz: rozdział II). **Stanowisko pomiarowe powinno być wyznaczone w pobliżu punktu pomiarowo-kontrolnego monitoringu wód, którego nazwę nosi.** Punkty pomiarowo-kontrolne monitoringu wód powierzchniowych najczęściej znajdują się w pobliżu konstrukcji umożliwiających łatwy dostęp do wody: mostów lub utwardzonych odcinków brzegu – zazwyczaj nieodpowiednich do badań makrobentosu. Z tego względu **stanowisko pomiarowe może być wyznaczone w pewnej, niedużej odległości od ppk.**



Ryc. 15. Wybór stanowiska pomiarowego – podstawą poprawnego wyboru, poza kryterium reprezentatywności stanowiska dla danego fragmentu dorzecza jest struktura koryta rzecznej, jego zróżnicowanie, dobrze rozwinięta strefa nadbrzeżnej roślinności wraz z określonymi przekształceniami doliny rzecznej (Fot. R. Wiśniewski)

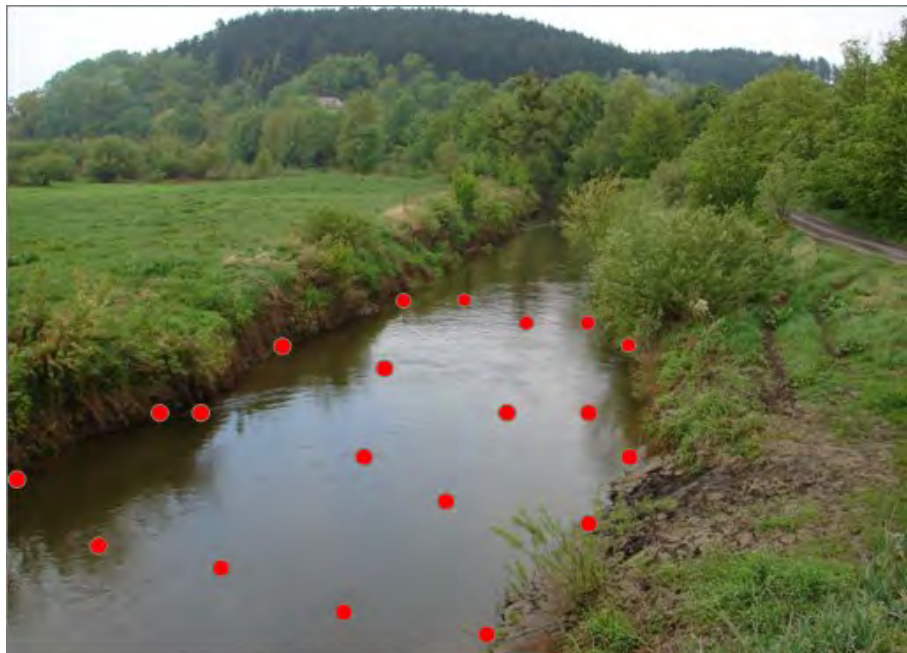
Przy wyborze stanowiska pomiarowego na rzece trudnodostępnej należy pamiętać o tych samych uwarunkowaniach dotyczących reprezentatywności stanowiska wobec całej jednolitej części wód, które dotyczą wyboru stanowiska w rzekach mniejszych, łatwych do brodzenia. W szczególności należy unikać miejsc, w których udział organizmów wszędobylskich, o niskich wartościach wskaźnikowych jest zawyżony. Zgodnie z przyjętą metodyką, stanowisko pomiarowe powinno zostać dokładnie scharakteryzowane w protokole terenowym, wypełnionym w zasadniczej jego części przed pobraniem próbek cząstkowych (patrz: rozdział II).

3.2. Wyznaczanie punktów pobierania próbek cząstkowych

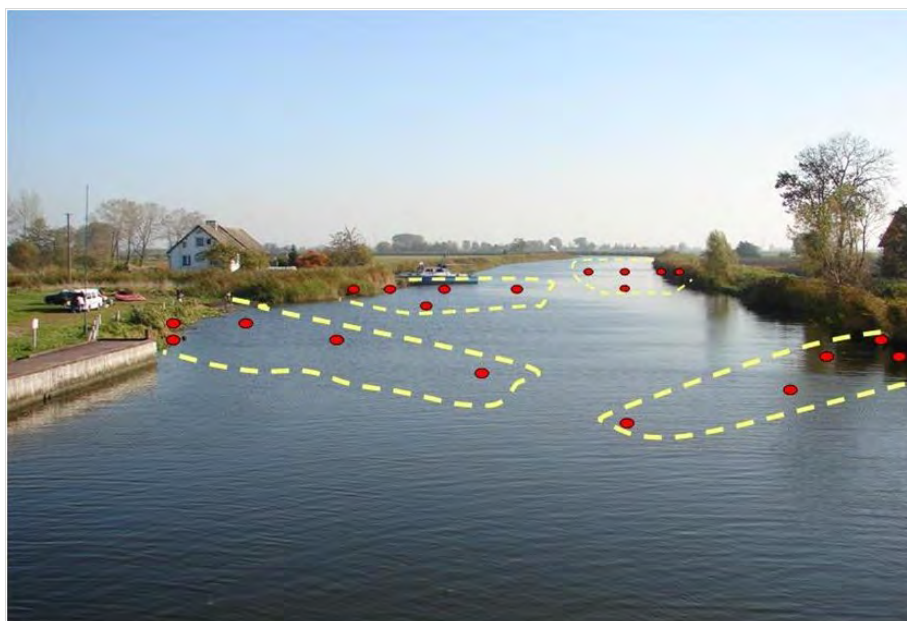
W granicach stanowiska pomiarowego w rzekach dużych i trudnodostępnych należy wyznaczyć, podobnie jak w rzekach małych i średniej wielkości, **20 punktów pobierania próbek cząstkowych**, jednak według nieco innych zasad. Ze względu na brak możliwości oceny wzrokowej siedlisk dna, przyjmuje się założenie, że o zmienności siedlisk dna dużych rzek decyduje zróżnicowanie szybkości przepływu w przekroju poprzecznym koryta, a zatem zmiany charakteru siedlisk przyjmują postać gradientów skierowanych od brzegów ku osi nurtu. Powierzchnia poboru próbek cząstkowych powinna być równomiernie zlokalizowana w badanym odcinku rzeki, aby zachować reprezentatywność substratu mineralnego i organicznego. Zgodnie z zasadami MHS, rekomenduje się, by próbki cząstkowe z punktów wyznaczonych przy brzegu i blisko brzegu, gdzie jest widoczne dno, były pobierane z **siedlisk charakterystycznych dla badanej rzeki i stanowiska pomiarowego przy następującym rozmieszczeniu punktów pobierania 20 próbek cząstkowych w szeregach (transektach):**

- 1) W rzekach małych – w czterech szeregach od brzegu do brzegu, po pięć punktów w szeregu (Ryc. 16).

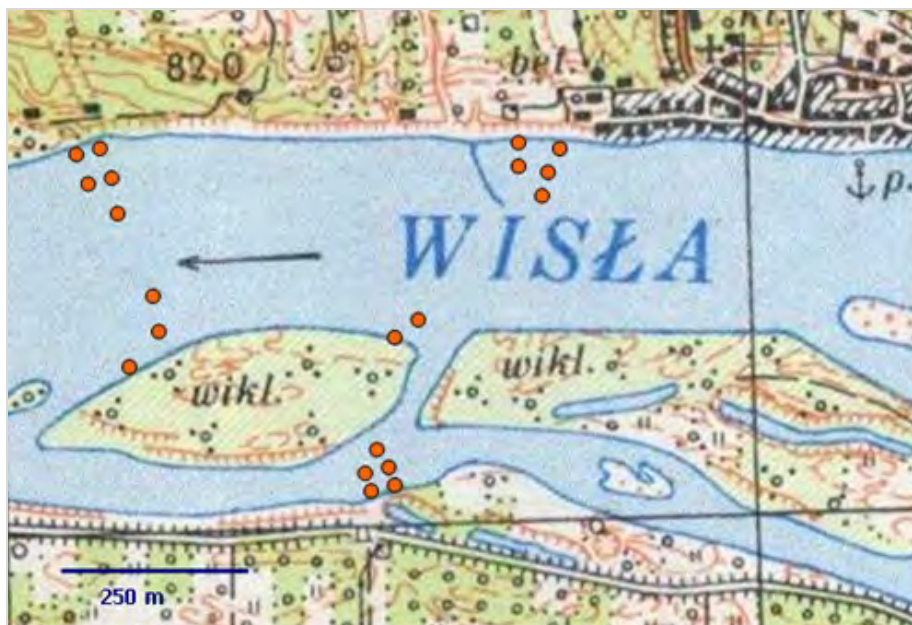
- 2) **W średnich i dużych rzekach jednokorytowych - w czterech transektach, w każdym z 5 punktów:** dwóch przy brzegu (na głębokości do 0,5 m) i po jednym blisko brzegu (na głębokości nie większej niż 0,7-1,0 m), w 1/3 odległości między brzegiem a skrajem nurtu oraz jeden na skraju nurtu. Zaleca się wyznaczenie dwóch transektów od każdego brzegu (Ryc. 17). W odcinkach dużych rzek o zbliżonej morfologii i podobnym zagospodarowaniu obu brzegów dopuszczalne jest prowadzenie wszystkich transektów od jednego z brzegów.
- 3) **W rzekach roztokowych** – takie rozmieszczenie transektów, aby próbki zostały pobrane z głównego koryta i największych odnóg oraz w siedliskach przybrzeżnych wysp (Ryc. 18).



Ryc. 16. Osa – trudnodostępna, mała rzeka. Przykładowe rozmieszczenie punktów pobierania próbek cząstkowych (Fot. R. Wiśniewski)



Ryc. 17. Wisła Królewiecka w okolicy Sztutowa – przykładowe rozmieszczenie miejsc pobierania próbek cząstkowych w trudnodostępnej średniej rzece jednokorytowej (Fot. R. Wiśniewski)



Ryc. 18. Wisła w okolicy Czerwińska – przykładowe rozmieszczenie miejsc pobierania próbek cząstkowych w dużej rzece wielokorytowej (opracował: R. Wiśniewski – z wykorzystaniem wycinka mapy 1:50000, arkusz 262.4 Sochaczew, GUGIK 1991)

3.3. Pobieranie próbek wielosiedliskowych

W rzekach dużych i trudnodostępnych, podobnie jak w pozostałych rzekach badanych metodą MHS (*ang. Multi-Habitat Sampling*), powierzchnia dna, z której pobiera się **próbkę cząstkową** powinna wynosić 625 cm^2 , co daje **powierzchnię próbki zbiorczej z całego stanowiska badawczego równą $1,25 \text{ m}^2$** .

Próbki z osadów ilastych, piaszczystych i żwirów przy brzegu i blisko brzegu najwygodniej jest pobierać przy pomocy siatki hydrobiologicznej (Ryc. 12).



Ryc. 19. Czerpacz dna Günthera (Fot. R. Wiśniewski)

Próbki z kamieni należy pobierać po ich wydobyciu, zeskrobując płytką plastikową lub miękką szczoteczką osad i obrastającą powierzchnię kamienia glony wraz z makrofauną do sita bentosowego lub pod wodą, zeskrobując w ten sam sposób osad z organizmami bezpośrednio do przystawionej siatki hydrobiologicznej. Należy przy tym zadbać, aby zachować standardową powierzchnię próbki cząstkowej – 625 cm².

Próbki z głębszego dna należy pobierać przy użyciu przeznaczonych do tego celu narzędzi: **drag dennych i chwytaczy dna**. Dragi denne są stosunkowo proste w obsłudze, jednak pobranie nimi próbki z określonej powierzchni dna wymaga dużej wprawy.

Spośród chwytaczy dna w powszechnym użyciu jest chwytacz Ekmana-Birge'a, jednak ze względu na znaczną zawodność przy pracy na dnie twardym i kamienistym nie jest on rekomendowany do pobierania próbek w rzekach. Znacznie pewniejszy przy pobieraniu próbek z dna żwirowego i kamienistego jest **czerpacz próbek dna Günthera** (Ryc. 19) lub inny o podobnym sposobie działania.

3.4. Wstępne przygotowanie próbek makrobentosu

Każdą próbkę cząstkową po pobraniu należy przepłukać bezpośrednio w siatce lub na sicie bentosowym o oczkach 0,5 mm x 0,5 mm w celu usunięcia najdrobniejszych frakcji osadu dennego (Ryc. 20). Materiał pozostały w siatce lub na sicie po przepłukaniu należy ostrożnie przenieść do przygotowanego wcześniej pojemnika.



Ryc. 20. Sita bentosowe 55 cm x 40 cm (Fot. R. Wiśniewski)

Rekomenduje się osobne przemywanie każdej próbki cząstkowej, pobieranej czerpaczem lub siatką. Jednak podczas rutynowego poboru próbek wielosiedliskowych za pomocą siatki hydrobiologicznej może to być trudne do wykonania. Dlatego też, dopuszczalne jest przemywanie maksymalnie 3-4 próbek w siatce. Należy jednak postępować delikatnie, gdyż zwiększa się prawdopodobieństwo uszkodzenia organizmów. Oczyszczoną z części ilastych próbkę, jeśli jest to możliwe, należy przenieść na kuwetę by sprawdzić, czy wśród pobranych organizmów nie ma **przedstawicieli gatunków objętych ochroną prawną**. Jeżeli są – należy ich obecność w próbce odnotować, a obiekt chroniony zwrócić do środowiska. Pozostałą część próbki przekładamy do większego pojemnika (wiaderka) i **utrwalamy środkiem konserwującym 96% alkoholem etylowym tak, aby jego stężenie w utrwalonej próbce**

wynosiło 75%. Dalsze opracowanie próbek przebiega według procedur laboratoryjnych RIVECO_{macro} (patrz także: rozdział IV).

4. ZAKRES, TERMINY I CZĘSTOTLIWOŚĆ MONITORINGU

Zgodnie z Rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia z dnia 15 listopada 2011r. w sprawie form i sposobu prowadzenia monitoringu jednolitych części wód powierzchniowych i podziemnych, badania makrobentosu w rzekach są wykonywane raz w roku i powtarzane na tym samym stanowisku w monitoringu diagnostycznym co 6 lat, zaś w monitoringu operacyjnym dwukrotnie w 6-letnim cyklu badawczym. Elementem analizy jest obfitość, skład taksonomiczny, obecność taksonów wrażliwych i różnicowanie makrofauny bentosowej.

Jednym z głównych składników makrofauny bentosowej są larwy owadów. W tej grupie są również taksony o dużych walorach wskaźnikowych i wysokiej wartości referencyjnej. Larwy owadów osiągają dojrzałość, przechodzą przeobrażenie i opuszczają środowisko wodne późną wiosną i latem. Konsekwencją jest spadek ich zagęszczenia i różnicowania gatunkowego w miesiącach letnich. Z tego powodu, rekomenduje się pobieranie próbek makrofauny bentosowej w okresie wiosennym lub jesienią. Nie należy pobierać próbek w okresie ekstremalnych stanów wód, zarówno wysokich, jak i niskich i w okresie krótszym niż 4-6 tygodni po ich ustąpieniu.

5. BEZPIECZEŃSTWO PRACY

Wykonywanie prac w rzekach dużych i trudnodostępnych stwarza szereg zagrożeń dla zdrowia i życia. W związku z tym, pobieranie próbek makrobentosu wymaga zachowania szczególnej ostrożności, **należy wykonywać je w zespołach co najmniej 2-osobowych** (zarówno z łodzi, jak i z brzegu), **korzystać z asekuracji osoby towarzyszącej przy pobieraniu próbek z wody**, nawet w rzekach niezbyt głębokich (Ryc. 21), **korzystać z osobistych środków ochrony – kamizelek ochronnych lub kapoków** – nawet wykonując prace przy brzegu i używać kamizelek ochronnych podczas pracy na łodzi (Ryc. 21).



Ryc. 21. Pobór próbek makrobentosu. Zdjęcie po lewej: mała rzeka trudnodostępna Gołdapa koło miejscowości Zakałcze – asekuracja przy pobieraniu próbek; po prawej: przepłukiwanie pobranej próbki makrobentosu (Fot. R. Wiśniewski)

Rozdział IV

Metodyka standardowych procedur laboratoryjnych (RIVECO_{macro}) stosowanych w opracowaniu wielosiedliskowych próbek makrobezkręgowców bentosowych dla celów monitoringu ekologicznego rzek Polski, zgodna z założeniami Ramowej Dyrektywy Wodnej



*Autor opracowania:
Barbara Bis*

1. GŁÓWNE ETAPY PRAC LABORATORYJNYCH

Próbki bezkręgowców wodnych pobrane podczas rutynowego monitoringu rzek powinny zostać możliwie szybko dostarczone do pracowni w celu dalszego opracowywania w kontrolowanych warunkach laboratoryjnych. W celu zachowania standardowych etapów opracowywania materiału biologicznego jednolitych procedur analitycznych **nie należy przebierać próbek w terenie.**

Metoda przyżyciowego sortowania pobranych próbek makrobentosu w terenie i wstępnej identyfikacji jest najmniej czasochłonną i najtańszą procedurą, jednak nie spełnia ona koniecznych kryteriów standaryzacji metodycznej (Haase i inni, 2004a, 2004b). Wykazano, iż analizowane procedury przyżyciowego przebierania próbek makrobentosu w terenie charakteryzują się zbyt wysoką zmiennością parametrów, które bezpośrednio wpływają na końcowe wyniki sortowania i identyfikację materiału (warunki oświetlenia; doświadczenie taksonomiczne badaczy), efektem czego jest zbyt wysoka zmienność wartości metryksów ($\pm 0,11$), otrzymywanych po analizie pobranego materiału. Ponadto, Haase i inni (2004a) szczegółowo określili, że metodą przyżyciowego sortowania próbek w terenie, w porównaniu z innymi metodami, analizowanych jest średnio tylko 48% taksonów obecnych w próbkach. Poza zbyt wysoką zmiennością wyników dochodzi jeszcze zasadnicza sprawa niemożliwości przeprowadzenia audytu. Kontrola środowiskowa jest obecnie konieczną procedurą porównywalności ocen jakościowych i klasyfikacji rzek.

Do czasu zakończenia badań laboratoryjnych próbki powinny być **przechowywane w miejscu chłodnym i zacienionym**, w sposób zabezpieczający materiał biologiczny przed zmianą jego jakości i cech charakterystycznych.

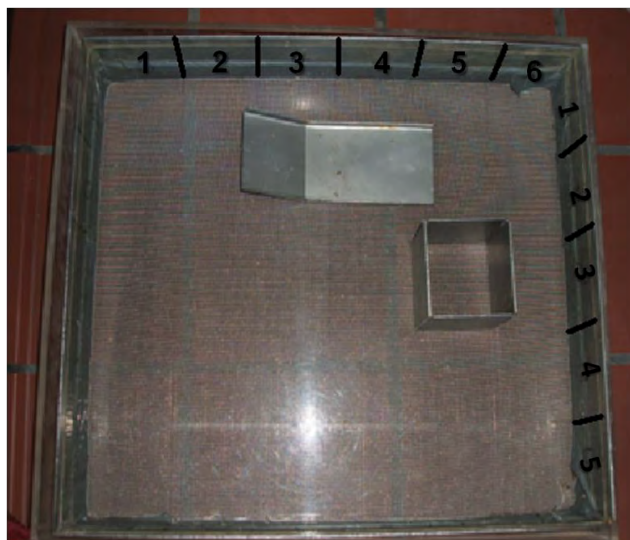
Poszczególne etapy prac laboratoryjnych nad próbkami, do których należą: przygotowanie podpróbek do selekcji materiału biologicznego („przebierania”), selekcja i przebieranie podpróbek, identyfikacja taksonomiczna (oznaczanie) organizmów - powinny być obowiązkowo wykonywane w pomieszczeniach z zapewnionym dostępem świeżego powietrza (z klimatyzacją lub dygestorium), ze względu, na stosowanie środka do konserwowania próbek – roztworu alkoholu etylowego.

2. SPRZĘT LABORATORYJNY

Do pobierania podpróbek zalecane jest **stosowanie narzędzia składającego się z dwóch kuwet** (Ryc. 22):

- **zewnętrzna kuweta** – wykonana z metalu lub tworzywa sztucznego (szkło akrylowe, inaczej pleksiglas lub podobne); stanowi ona główny pojemnik dla kuwety wewnętrznej, zawierającej materiał biologiczny; kuweta zewnętrzna jest pomocna w procesie homogenizacji całości pobranego materiału i ewentualnym przechowywaniu próbki,
- **wewnętrzna kuweta** – to **zmodyfikowane sito o powierzchni 30 cm x 36 cm i średnicy oczek 500 μm** . Powierzchnia kuwety-sita podzielona jest na **30 jednakowych kwadratów (pól), o powierzchni 6 cm x 6 cm**. Poprzeczne i podłużne linie odgraniczające pola zaznaczone są na krawędziach kuwety-sita (Ryc. 22). Każde pole stanowi powierzchnię jednej podpróbki.

Poszczególne pola na dłuższej krawędzi kuwety są ponumerowane od 1 do 6, a na krótszej krawędzi od 1 do 5. W efekcie, każde pole jest dokładnie oznaczone dwiema cyframi, to umożliwia dokładnie pobranie wytypowanych losowo podpróbek.



Ryc. 22. Sprzęt laboratoryjny używany do przeprowadzenia poboru podpróbek. Zestaw dwóch kuwet składający się z zewnętrznej, plastikowej lub metalowej kuwety; wewnętrznej kuwety-sita; prostokątnej łopatkii lub łyżeczki do wybierania wytypowanych podpróbek oraz ramki do wycinania powierzchni podpróbek (6 cm x 6 cm). Na zdjęciu, widoczne są zaznaczone wodoodpornym flamastrem na krawędziach kuwety-sita, linie graniczne i cyfry (od 1 do 6 i od 1 do 5), służące do losowego wyznaczenia pola pobieranej podpróbki (Fot. M. von Bertrab)

Do przeprowadzenia standardowego poboru podpróbek z próbki siedliskowej potrzebny jest następujący **zestaw sprzętu laboratoryjnego**:

1. **kuweta wewnętrzna-sito** do pobierania podpróbek (powierzchnia wewnętrzna 30 cm x 36 cm, średnica oczek 500 μ m), (patrz: Aneks III),
2. większa **kuweta zewnętrzna**, (patrz: Aneks III),
3. łyżeczka lub **łopatka** do wybierania zawartości podpróbki, (patrz: Aneks III),
4. metalowa **ramka o powierzchni 6 cm x 6 cm**, służąca do odcinania powierzchni podpróbki, (patrz: Aneks III),
5. ok. 15 probówek/**pojemników** dla organizmów, wybieranych z podpróbek (optymalna objętość ok. 25 ml),
6. **pęsety**,
7. **igły preparacyjne**,
8. **etanol** (70-76%, ok. $\frac{3}{4}$ litra),
9. **dwie kostki do gry, do losowania numerów pól, z których zostaną pobrane podpróbki**, ewentualnie **licznik** do organizmów,
10. **dwa sita o oczkach 0,5 mm x 0,5 mm i 2 mm x 2 mm**, do dalszej redukcji materiału organicznego i mineralnego z pobranej podpróbki (z wiadrem lub kuwetą na redukowane podłoże – Ryc. 26),
11. **biała kuweta** do przebierania podpróbek,
12. **dotatkowe oświetlenie** – pomocnicze podczas przebierania podpróbek,
13. **gotowe, wydrukowane etykiety i/lub kalka techniczna, ołówki do przygotowania etykiet**,
14. **mazaki wodoodporne, długopisy, zeszyty do pomocniczych opisów próbek**,
15. **protokół laboratoryjny**.

3. STANDARDOWE PROCEDURY LABORATORYJNE

Najważniejszą czynnością podczas wstępnego przygotowania pobranych materiałów do dalszego opracowania jest **wyselekcjonowanie i prawidłowe pobranie podpróbek – wyodrębnionych z jednej wielosiedliskowej próbki makrobentosu**. Zmniejszenie czasochłonności przebiegania próbek znacząco **zmniejsza łączne koszty monitoringu makrobentosu rzek, przy zachowaniu reprezentatywności próbek i miarodajności dalszych analiz** (m.in. AQEM, 2002; Feld & Bis, 2003; STAR, 2003; Wenikajtys i inni, 2003; Hasse, Sundermann, 2004; Bis, 2006, 2007a,b, 2009; LAWA, 2006).

3.1. Przygotowanie materiału biologicznego do selekcji podpróbek

Jeśli pobrana w terenie próbka siedliskowa zespołów fauny dennej była przechowywana w więcej niż jednym pojemniku (wiaderku), należy **połączyć razem zawartość wszystkich pojemników danej próbki**.

Następnie, cały pobrany w terenie materiał należy delikatnie rozprowadzić po powierzchni kuwety-sita i delikatnie przemywać słabym strumieniem wody, aby jeszcze zredukować sediment – jeśli na sicie znajdują się większe cząstki materii organicznej np. gałązki lub duże liście, wtedy należy je delikatnie opłukać i usunąć z próbki (Ryc. 23). Ta część pracy powinna trwać nie dłużej niż kilka minut. W tym czasie, możemy starannie uzupełnić zapisy protokołu odnoszące się do dokładniejszego opisu materiału organicznego substratu mineralnego, znajdującego się w próbce.



Ryc. 23. Równomierne rozmieszczenie zawartości całej pobranej próbki na sicie jest podstawowym warunkiem odpowiedniego przygotowania materiału do poboru podpróbek (Fot. M. von Bertrab)

Następnie, **kuwetę-sito wraz z zawartością całej pobranej próbki wstawia się do zewnętrznej kuwety i zapelnia niewielką ilością wodą**, aby ułatwić zarówno procedurę homogennego rozmieszczenia zawartości próby, jak i ochronić materiał biologiczny przed wysychaniem (proces przebiegania materiału może często trwać dłużej niż 6-8 godzin). Ponownie, całość pobranego materiału biologicznego staramy się bardzo **delikatnie równomiernie rozprowadzić po całej powierzchni kuwety-sita** (Ryc. 23). Należy zadbać, aby wypełnione materiałem zostały także krawędzie i kąty sita.

Następnie, można wyjąć sito z zewnętrznej kuwety i pozwolić, aby część wody spłynęła, ewentualnie usunąć nadmiar wody z kuwety zewnętrznej i ponownie umieścić w niej sito wraz z zawartością próbki, pamiętając, że **próbka powinna cały czas pozostawać lekko zanurzona w wodzie**.

Jeśli **materiał z całej próbki** nie mieści się na jednej kuwecie-sicie, należy użyć odpowiednio więcej kuwet i postępować według opisanej procedury. tj. **liczba pobranych podpróbek z każdej kolejnej kuwety powinna być jednakowa czyli powinna stanowić minimum 5 pól**. Potem, materiał należy połączyć razem i przebierać według opisanych poniżej procedur.

3.2. Zasady selekcji podpróbek makrobentosu

Z całości próbki **należy wybrać losowo pięć pól**, które będą stanowić podpróbki materiału biologicznego z przeznaczeniem do dalszej analizy laboratoryjnej.

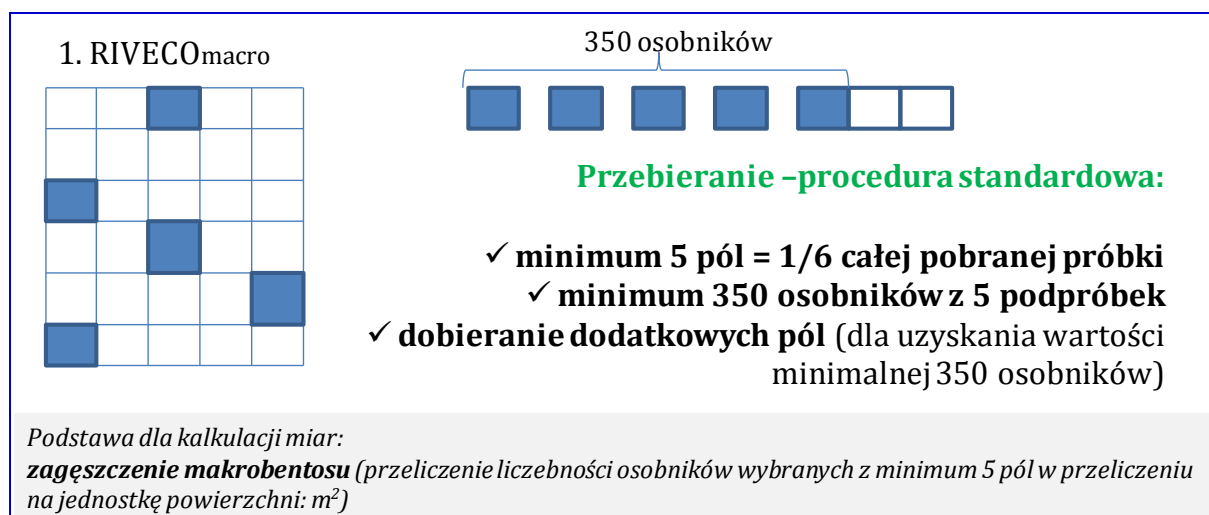
Standardowy pobór podpróbek z całości zebranego materiału, umieszczonego w kuwecie-sicie należy zawsze przeprowadzać z **uwzględnieniem dwóch podstawowych zasad metodycznych (Ryc. 24):**

✓ **minimalna liczba organizmów, wymagana obligatoryjnie do dalszych analiz jakościowych, uzyskana z 5 podpróbek, wynosi co najmniej 350 organizmów.**

✓ **przebrany materiał biologiczny z podpróbek musi zawsze stanowić co najmniej 1/6 całej pobranej próbki wielosiedliskowej (czyli 5 podpróbek z 30 pól).**

Oznacza to, że **należy przebrać do końca zawsze co najmniej 5 podpróbek z całości zebranego w terenie materiału** – nawet jeśli w trakcie ich przebierania przekroczona zostanie wymagana minimalna liczba 350 osobników.

Jeśli po analizie 5 podpróbek minimalna liczba 350 organizmów nie zostanie uzyskana, **należy przebrać odpowiednią większą ilość pól, aby spełnić warunek minimalnej liczby 350 osobników** – dopiero wtedy można usunąć pozostały materiał z sita.

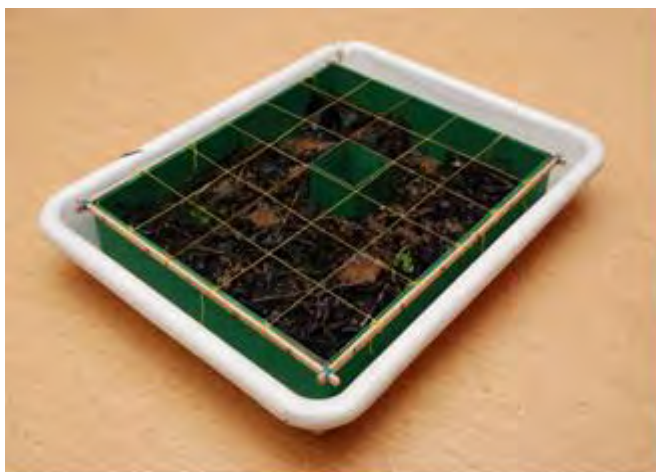
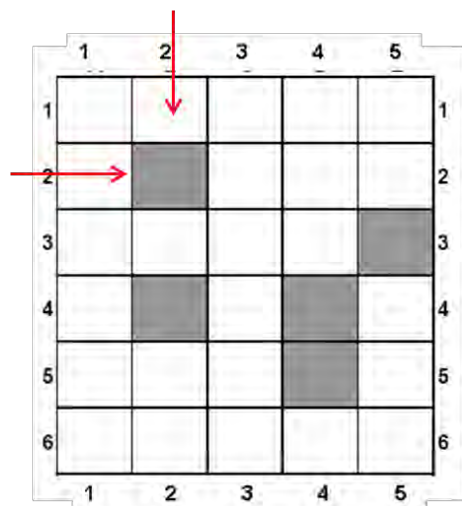


Ryc. 24. Zasady standardowej procedury laboratoryjnej wymaganej w systemie oceny i klasyfikacji rzek w Polsce RIVECO_{macro}, przeprowadzanej na podstawie makrobezkręgowców bentosowych

Jeśli liczba makrobezkręgowców bentosowych w całej próbce jest mniejsza od wymaganych 350 osobników należy to zaznaczyć w protokole laboratoryjnym. Wyniki analizy makrobentosu z takiej próbki można wykorzystać do oceny stanu ekologicznego rzeki mając świadomość, że obliczone na ich podstawie wartości Polskiego Wielometrycznego Wskaźnika MMI PL będą z dużym prawdopodobieństwem wskazywały na stan gorszy od rzeczywistego. W następnym terminie pobierania próbek makrobentosu **należy dokładnie sprawdzić przyczynę niskiej liczebności organizmów** – np. można pobrać dwie próbki z tego samego stanowiska przy udziale dwóch różnych osób, w celu określenia, czy błąd liczebności został popełniony przez badacza (należy wtedy zachować podobny procentowy udział siedlisk rzecznych, wytypowanych do poboru); czy przyczyny błędu liczebności są inne, niezależne od stosowanych technik terenowych, np.: wysoka zmienność sezonowa, niska jakość środowiska.

3.3. Losowa selekcja podpróbek

Losowy wybór podpróbek można przeprowadzić przykładowo za pomocą rzutów kostką. Pierwszy rzut wyznacza **liczbę od 1 do 6** oznaczoną dla dłuższej osi sita, drugi rzut będzie wyznaczał **liczbę od 1 do 5** określającą dany pas zaznaczony na krótszej krawędzi sita (Ryc. 25). **Oś przecięcia się tych dwóch wyznaczonych przez wylosowane liczby pasów wyznaczy pole, które zostaje wytypowane do dalszej analizy i sortowania.** Dla łatwiejszego wyodrębnienia pól, zaleca się opisanie numerami kolejnych pasów pól na krawędziach kuwety-sita za pomocą mazaka wodoodpornego (Ryc. 23 i 25) lub samodzielne wykonanie prostej nakładki w drewnianej formie ramki, ułatwiającej właściwe pobranie podpróbek (Ryc. 25).



Ryc. 25. Schemat ilustrujący przykładowy wybór 5 pól do poboru podpróbek. Obok, kuweta zewnętrzna i kuweta-sito z nałożoną drewnianą ramką, pomocną przy selekcji i odcinaniu powierzchni podpróbek (Fot. B. Bis)

Materiał z pięciu pól pobiera się za pomocą ramki do odcinania pola powierzchni kwadratu o wymiarach 6 cm x 6 cm i łopatki (Ryc. 23 i 25).

Jeśli **materiał roślinny** wychodzi poza powierzchnię pola, to należy go delikatnie przeciąć nożyczkami. Jeśli jakiś **organizm** leży na granicy dwóch pól, to należy go przyporządkować do pola, na którym leży jego część z zachowaną puszką głową (przednią częścią ciała).

3.4. Przygotowanie materiału biologicznego do sortowania podpróbek

W celu zapewnienia lepszej jakości przebieranych podpróbek, m.in. dalszej redukcji **frakcji mineralnej i organicznej osadów** materiał po pobraniu podpróbki, należy najpierw przenieść na zestaw sit o wielkości oczek **500 μm i 2 mm** (Ryc. 26) i delikatnie przepłukać (nad zlewem lub wiadrem).



Ryc. 26. Zestaw sit o wielkości oczek 500 μm i 2 mm – stosowany do przepłukiwania podpróbek i redukcji substratu mineralnego w laboratorium oraz usuwania detrytusu i zmacerowanych części roślin (na dolnym zdjęciu: wiadro, służące do przepłukiwania podpróbek i dostosowane do bezpiecznego usuwania sedymentu) (Fot. M. von Bertrab)

3.5. Przebieranie podpróbek

Po przełożeniu niewielkiej części przepłukanego materiału do białej kuwety z wodą można rozpocząć sortowanie organizmów. Należy starać się, aby przeglądany materiał pokrył najwyżej połowę powierzchni kuwety do sortowania, wtedy małe i ciemno zabarwione organizmy będą dobrze widoczne (Ryc. 27), w szczególności dotyczy to materiału zawierającego duże ilości drobnocząsteczkowej materii organicznej (FPOM) i frakcji ilastych. Zgodnie z zapisami polskiej normy, **sortowanie makrobentosu z podpróbek wykonujemy tzw. „gołym okiem”**, oczywiście w razie konieczności należy użyć lupy lub mikroskopu stereoskopowego dla potwierdzenia naszych obserwacji.



Ryc. 27. Sortowanie materiału z pobranych podpróbek (Fot. B. Bis)

W trakcie procesu przebierania podpróbek należy zwracać uwagę, aby pozostała zawartość próbki na sicie nie została przesuszona (dodawać wodę i przykrywać zawartość sita folią aluminiową). Organizmy obecne w przeglądany materiale **powinny zostać całkowicie wybrane, rozdzielone na podstawowe, wymienione w protokole laboratoryjnym grupy taksonomiczne** i przechowywane w oddzielnych pojemnikach w 75% etanolu do dalszej dokładniejszej identyfikacji.

Badania monitoringowe rzek dotyczą **wyłącznie makrobezkęgowców bentosowych – nie należy zatem wybierać z próbek przedstawicieli bezkręgowców lądowych (w tym, nadwodnych), które trafiły do wody przypadkowo**, np. pajaków, ślimaków winniczków. **Nie wybieramy także ani wylinek, ani uskrzydłych form owadów** – z wyjątkiem wtórnie wodnych chrząszczy i przedstawicieli pluskwiaków, które cały cykl rozwojowy przeżywają w środowisku wodnym, stanowiąc składnik makrozoobentosu. **Jeśli okazy zostały mocno mechanicznie uszkodzone** (np. brak odnóży, skrzelotchawek, odwłoka) i nie nadają się do dalszej identyfikacji taksonomicznej do poziomu rodziny to nie wybieramy takich osobników z próbki. Należy jednak tę informację **podać w protokole laboratoryjnym**, gdyż prawdopodobnie próbka była niewłaściwie transportowana lub przygotowywana w laboratorium. A wysoka liczba okazów uszkodzonych, które nie zostaną wliczone do dalszych analiz i kalkulacji metryksów cząstkowych może mieć znaczący wpływ ocenę jakościową.

Nie należy liczyć pustych domków larw chruścików. W przypadku wątpliwości czy w środku domków są larwy, należy domki wybrać, jednak ich nie liczyć – dane te uzupełniamy później, podczas identyfikacji materiału. **Nie należy także liczyć organizmów w stadium poczwarki, z wyjątkiem poczwarek Blephariceridae i Simuliidae (Diptera).** Puste muszle mięczaków, małży i ślimaków wybiera się tylko w celu weryfikacji późniejszych oznaczeń na kompletnych organizmach i też **nie powinny być liczone.**

Bardzo częstym błędem popełnianym podczas przebijania i liczenia organizmów jest sztuczne **zawyżanie liczebności skąposzczetów** poprzez liczenie wszystkich fragmentów osobników. Niemal wszystkie wodne skąposzczety charakteryzuje podatność na rozrywanie przy silnym oddziaływaniu czynników zewnętrznych, np. podczas płukania próbki z dna piaszczystego lub żwirowego, a ponadto szereg gatunków ma zdolność do autotomii (odrzućcia części ciała przy podrażnieniu, np. po schwytaniu przez drapieżcę). Z tego powodu, **właściwym byłoby liczenie tylko osobników posiadających przedni odcinek ciała – płat przedgębowy (prostomium),** dość łatwy do rozpoznania.

Ponadto, w próbkach liczone bywają zarówno osobniki dorosłe, występujące w środowisku, jak i formy niedojrzałe, przypadkowo uwolnione z uszkodzonych komór lęgowych, np. podczas płukania próbki, lub w wyniku rozkładu zbyt słabo zakonserwowanej próbki. Postulujemy, aby liczyć tylko osobniki niewątpliwie dorosłe. Problem ten występuje tylko w okresach rozmnażania **ośliczek i skorupiaków obunogich** i wtedy osobniki dorosłe są łatwo rozróżnialne od postaci młodocianych (rozmiar, barwa pancerza).

3.6. Ocena liczebności makrobezkęgowców bentosowych

Podczas sortowania należy dokładnie policzyć wszystkie organizmy i pamiętać o dokładnym wypełnieniu **protokołu laboratoryjnego** dla przeprowadzenia kontroli jakościowej (patrz: Aneks IV). **Jednym z podstawowych wymogów podczas wypełniania protokołu, poza rutynowym opisem próbki siedliskowej jest podanie liczby przebranych podpróbek (pól) dla danej próby siedliskowej.** Na tej podstawie wylicza się dwie miary biologiczne: **liczebność organizmów w przebranych podpróbkach (polach)** oraz **zagęszczenie organizmów na powierzchnię 1m².**

W przypadku okazów chronionych, np. małże Unionidae, które zostały zidentyfikowane i zwrócone do środowiska wodnego w terenie, a więc jeszcze przed sortowaniem materiału – **należy wpisać do protokołu laboratoryjnego właściwą liczbę okazów znalezionych w próbce wielosiedliskowej.** Przeliczenia zagęszczenia tych okazów dokonuje się zgodnie ze wzorem, zawartym w protokole laboratoryjnym RIVECO_{macro} (patrz: Aneks IV) przyjmując, że liczba przebranych pól wyniosła 30 (czyli, przyjmujemy, że znalezione przed sortowaniem okazy chronione pochodziły z całej próbki).

4. PROCEDURA PRZEBIERANIA PRÓBEK MAKROBENTOSU O WYSOKIEJ LICZEBNOŚCI KILKU GRUP WSPÓŁDOMINUJĄCYCH

Liczebność przedstawicieli niektórych grup taksonomicznych makrobentosu w pobranych próbkach jest często bardzo wysoka. Najczęściej są przedstawiciele sześciu grup taksonomicznych: **skąposzczetów Oligochaeta, skorupiaków Isopoda, Amphipoda i Cirripedia oraz larw muchówek z rodzin Chironomidae i Simuliidae (larwy i poczwarki).**

W konsekwencji, w polskim systemie oceny i klasyfikacji rzek na podstawie bezkręgowców wodnych RIVECO_{macro} – dla tego typu próbek o bardzo wysokiej liczbie osobników **przyjęto możliwość zastosowania dwóch metod sortowania:**

1. **Jako nadrzędną zasadę przyjęto zastosowanie standardowej metodyki RIVECO_{macro} dla przebijania próbek makrobezkręgowców bentosowych**, opisaną w rozdziale IV.3.2 (przebranie minimum 5 podpróbek, czyli 1/6 całej próbki; graniczna liczebność makrobentosu wymagana do dalszych analiz to minimum 350 osobników).
2. **Jako alternatywną zasadę sortowania makrobentosu z prób o wysokiej liczebności przyjęto kryterium wartości progowej, określonej na 100 osobników**, dla każdej ze wskazanych sześciu grup taksonomicznych występujących w próbkach, w oparciu o procedury stosowane w metodykach brytyjskiego systemu RIVPACS⁹ (Wright i inni, 2000) i AQEM/STAR (AQEM, 2002).

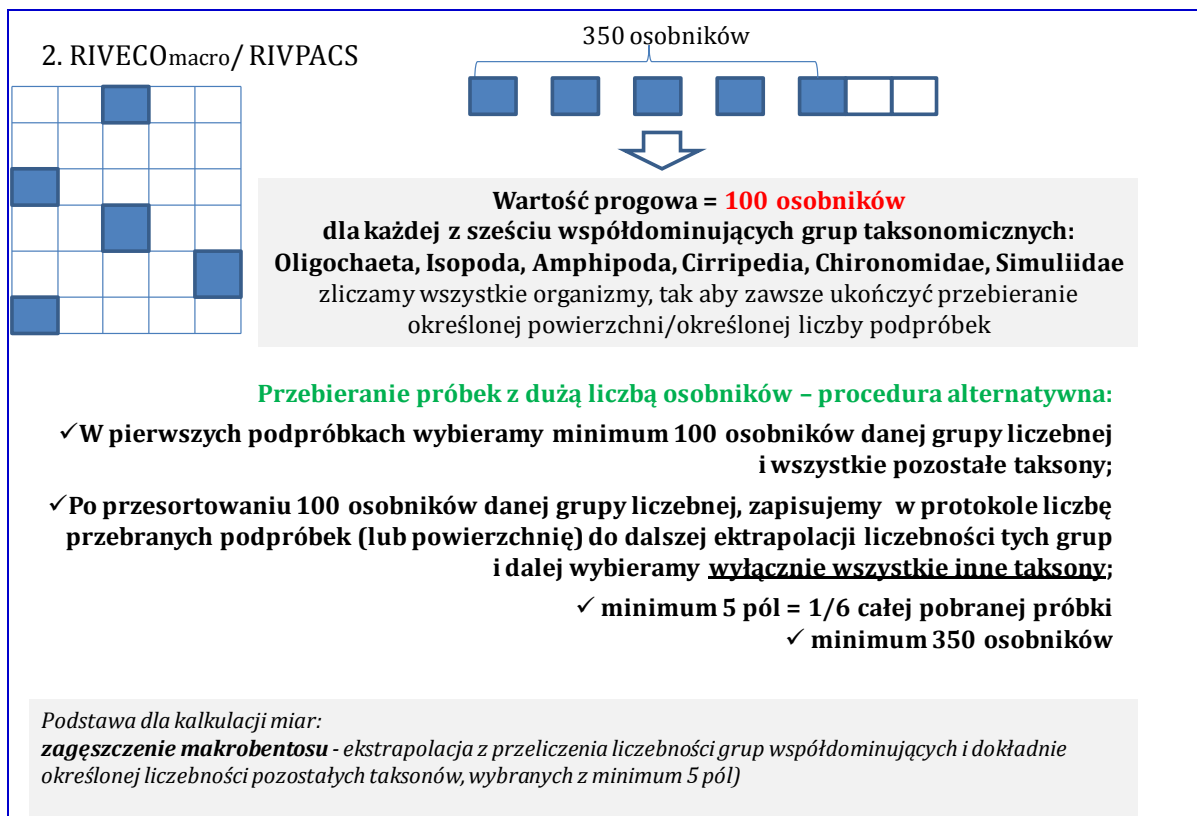
Jeśli oceniamy, że liczba osobników wymienionych sześciu grup w danej podpróbce, będącej częścią całej próbki, przekracza tylko nieznacznie wartość progową 100 osobników zaleca się standardowe sortowanie całości podpróbek (rozdział IV.3.2).

Główne zasady przebijania próbek makrobentosu z dużą liczbą osobników kilku grup współdominujących, według drugiej, alternatywnej metody są następujące (Ryc. 28):

- A. Należy zawsze przebrać minimum 5 podpróbek (czyli minimum 1/6 całej pobranej próbki siedliskowej), aby przeznaczyć do dalszej analizy jakościowej minimum 350 osobników (w przypadku próbek z dużą liczebnością osobników ten warunek metodyczny jest z reguły spełniony).
- B. Kuwety używane do sortowania podpróbek powinny mieć wyraźnie zaznaczony podział dna kuwety na 2 lub 4 części (narysowane wodoodpornym mazakiem 1-2 linie na dnie kuwety, równo oddzielające sortowane powierzchnie kuwety).
- C. W kuwecie rozmieszczamy równomiernie materiał biologiczny pochodzący z pierwszej pobranej podpróbki (lub stanowiący jej część) i przystępujemy do sortowania materiału, wybierając wszystkie taksony.
- D. Przebijamy pierwszą (ewentualnie każdą kolejną) podpróbę (lub kuwetę zawierającą jej część), tak aby zostało wybranych **po minimum 100 osobników** dla każdej ze wskazanych sześciu grup taksonomicznych: Oligochaeta, Isopoda, Amphipoda, Cirripedia, Chironomidae i Simuliidae.
- E. **Przebranie każdej rozpoczętej powierzchni pola (podpróbki) musi być całkowite, zatem należy dokładnie zapisywać w protokole określoną powierzchnię i liczbę podpróbek przesortowanych dla osiągnięcia wartości progowej 100 osobników dla każdej z sześciu wymienionych grup taksonomicznych.** Oznacza to, że możemy wybrać ponad 100 osobników Chironomidae z kuwety zawierającej pierwszą podpróbę, ale w odniesieniu do Isopoda będziemy musieli przebrać 2 podpróbki, itd.
- F. Ekstrapolacja liczby osobników dla całej próbki makrobentosu odbywa się poprzez zliczanie liczby okazów w odpowiedniej podpróbce (powierzchni kuwety) i projektowanie tego wyniku na całą pobraną próbkę makrobentosu.
- G. **Jeśli wskazana grupa taksonomiczna osiągnie liczebność minimum 100 osobników z określonej powierzchni np. z pierwszej podpróbki, dalej wybieramy i liczymy WYŁĄCZNIE przedstawicieli z innych grup taksonomicznych.** Dobierając kolejne podpróbki i przeglądając materiał z kolejnych pól wybieramy **minimum po 100**

⁹ RIVPACS – River Invertebrate Prediction and Classification System (Wright i inni, 2000).

osobników dalszych grup liczebnych i wszystkich innych taksonów (aż do osiągnięcia wymaganej minimalnej liczby 350 osobników).



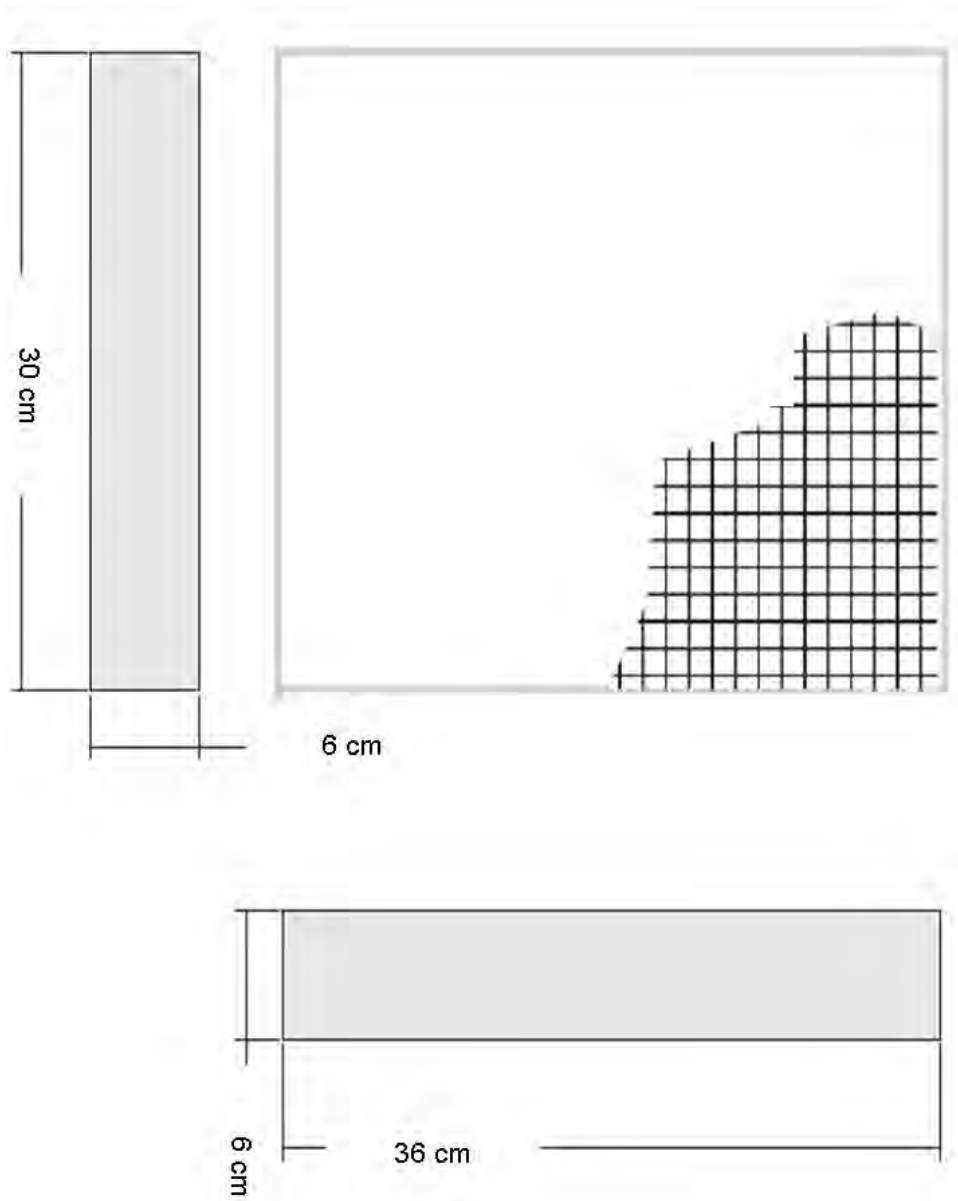
Ryc. 28. Zasady alternatywnej procedury laboratoryjnej dla próbek o wysokiej liczebności osobników ze wskazanych grup taksonomicznych – wymaganej w systemie oceny i klasyfikacji rzek RIVECO_{macro}, przeprowadzanej na podstawie makrobezkręgowców bentosowych

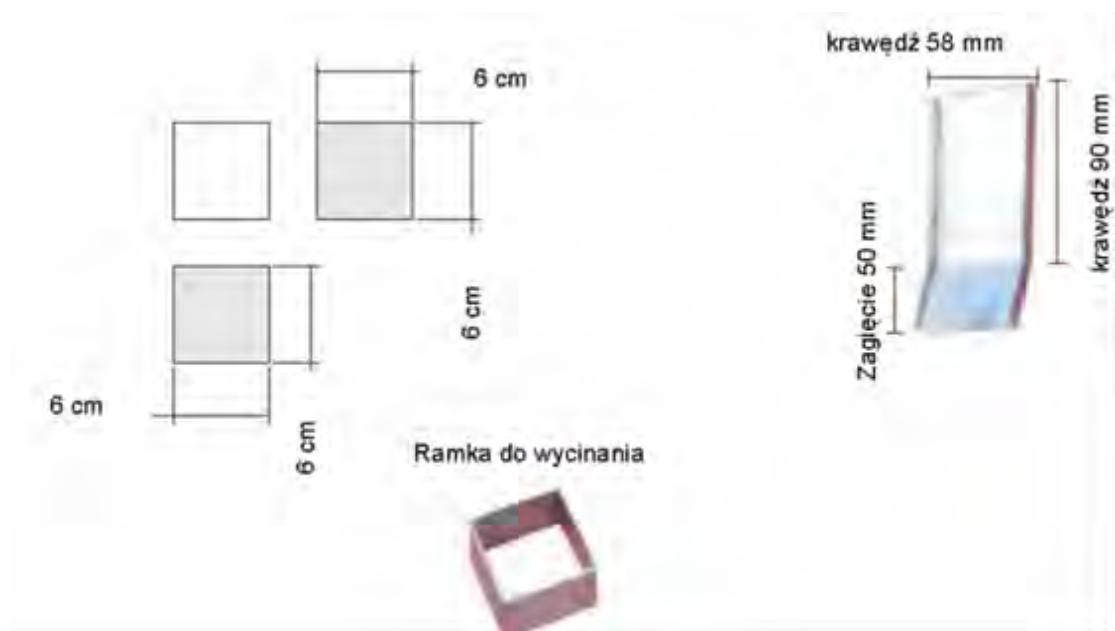
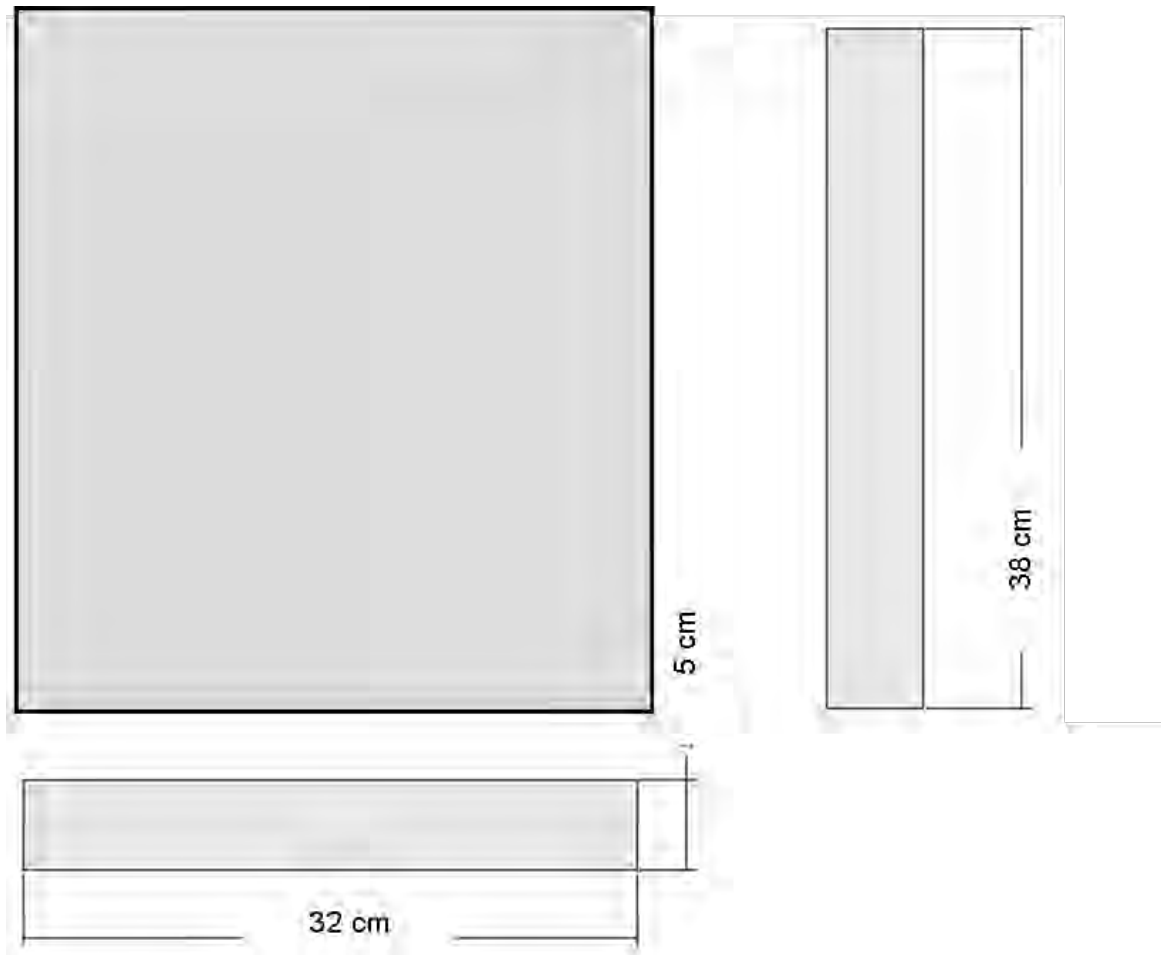
Na potrzeby oceny stanu ekologicznego rzek Polski, wg systemu RIVECO_{macro} przyjęto wymóg oznaczenia zespołów makrobezkręgowców bentosowych do poziomu rodziny, z wyjątkiem skąposzczetów, gąbek i mszywiolów, oznaczanych z mniejszą dokładnością.

5. ZASADY PRZYGOTOWANIA PROTOKOŁU LABORATORYJNEGO RIVECO_{macro}

Wyniki przeprowadzonej analizy laboratoryjnej dla próbki siedliskowej makrobezkręgowców bentosowych rzek zapisuje się w protokole laboratoryjnym (patrz: Aneks IV). Protokół sporządza się w dwóch egzemplarzach, z których jeden w formie elektronicznej i wydrukowanej pozostawia się w dokumentacji z przeprowadzonej kontroli środowiskowej dla danego laboratorium WIOŚ, drugi w formie elektronicznej, przekazuje się do Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska lub stosownego organu kontroli środowiska.

Aneks III. Schemat techniczny narzędzia do poboru próbek (według AQEM, 2002; STAR, 2003)



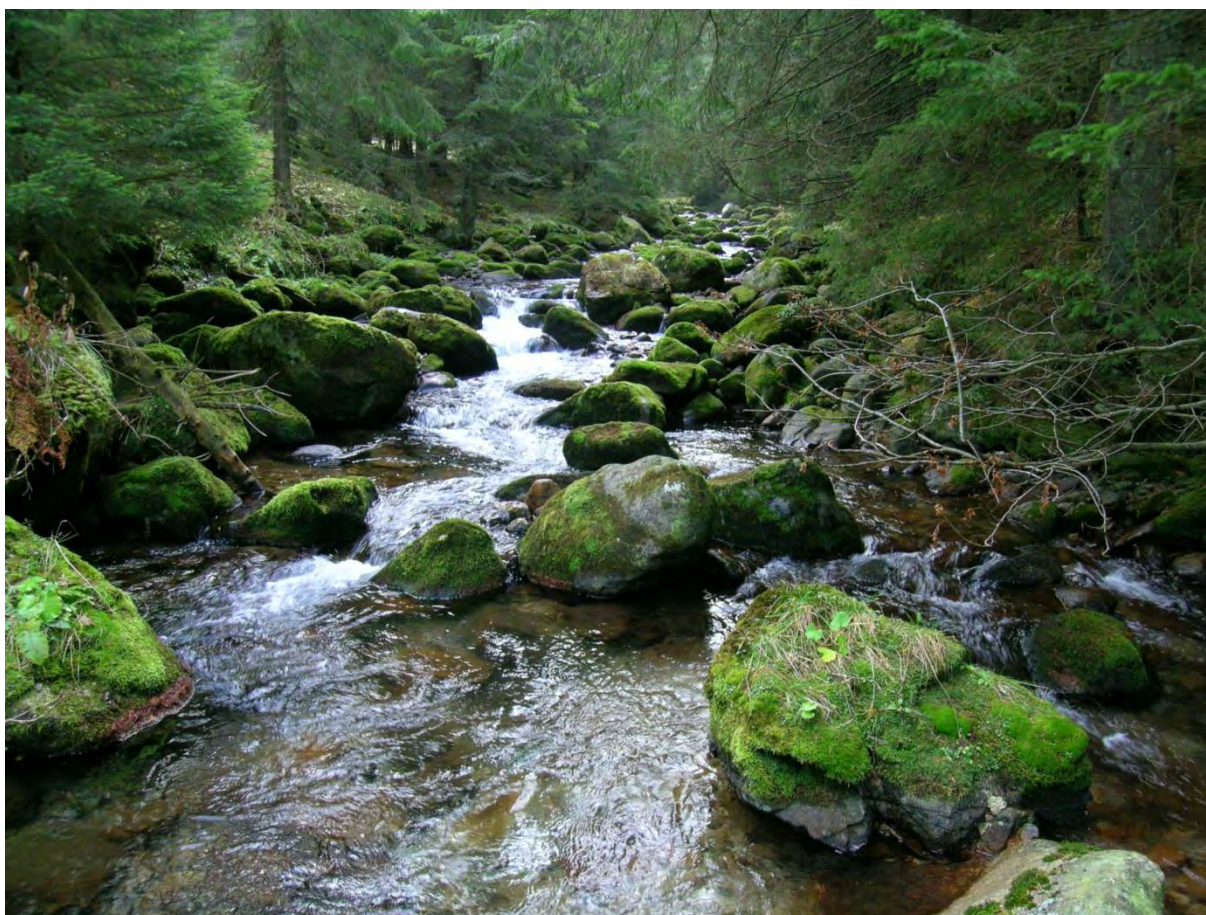


Aneks IV. Protokół laboratoryjny RIVECO_{macro}

PROTOKÓŁ LABORATORYJNY RIVECO_{macro} MONITORING BEZKŁĘGOWCÓW BENTONICZNYCH W RZEKACH		
JEDNOSTKA:	Data pobrania:	Data wypełnienia:
Nazwa rzeki:	Wykonawca:	
Stanowisko:	Metodyka: MHS ☉ Rutynowe przebijanie minimum 5 próbek ☉ Minimalna liczba osobników - 350	
Kod ppk:	Liczba przebranych próbek (pól)	
Kod próbki:	Przebranie całości próbki - czy spełniono wymagania metodyczne dotyczące minimalnej liczby 350 osobników wybranych z 5 pól?	tak/nie
Takson	Liczba osobników	
PORIFERA		
CNIDARIA		
TURBELLARIA		
NEMATOMORPHA		
MOLLUSCA: BIVALVIA		
MOLLUSCA: GASTROPODA		
ANNELIDA: POLYCHAETA		
ANNELIDA: OLIGOCHAETA		
ANNELIDA: HIRUDINEA		
CRUSTACEA: ANOSTRACA		
CRUSTACEA: BRANCHIURA		
CRUSTACEA: CIRRIPIEDIA		
CRUSTACEA: AMPHIPODA		
CRUSTACEA: DECAPODA		
CRUSTACEA: ISOPODA		
CRUSTACEA: MYSIDACEA		
CHELICERATA		
INSECTA: EPHEMEROPTERA		
INSECTA: PLECOPTERA		
INSECTA: ODONATA		
INSECTA: HETEROPTERA		
INSECTA: MEGALOPTERA		
INSECTA: PLANIPENNIA		
INSECTA: LEPIDOPTERA		
INSECTA: TRICHOPTERA		
INSECTA: COLEOPTERA		
INSECTA: DIPTERA: CHRONOMIDAE		
INSECTA: DIPTERA: SIMULIIDAE		
INSECTA: DIPTERA: pozostałe rodziny		
BRYOZOA		
Liczebność (suma osobników w przebranych polach)		
Zagęszczenie (liczba osobników / m ²)		$Z = 30 \cdot \frac{n}{p} \cdot 0,8$
Liczebność taksonów chronionych, gatunki rzadkie, np. Unionidae		
Zagęszczenie taksonów chronionych, gatunki rzadkie, np. Unionidae (liczba osobników / m ²)		$Z = 30 \cdot \frac{n}{30} \cdot 0,8 = n \cdot 0,8$
Zagęszczenie ogółem (liczba osobników / m ²)		





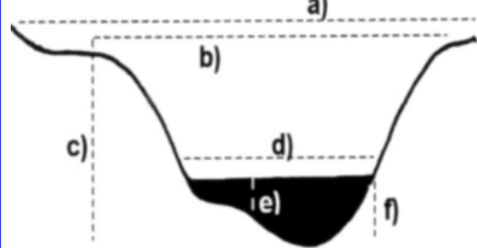
Rozdział V

Protokół terenowy RIVECO_{macro}
do poboru wielosiedliskowych próbek
makrobezkręgowców wodnych
z rzek Polski dla celów monitoringu
ekologicznego, zgodny z założeniami
Ramowej Dyrektywy Wodnej





Autor opracowania:
Barbara Bis

PROTOKÓŁ TERENOWY RIVECO_{macro} Monitoring bezkręgowców bentosowych w rzekach			
1. Nazwa rzeki	2. Data poboru próbki	3. Nr próbki	4. Nazwa laboratorium/ nazwisko badacza
5. Stanowisko	6. Kod ppk	7. Kod JCWP	
I. ZLEWNIA			
<i>- informacje podstawowe o badanych obszarze zlewni - odnotowane jednorazowo</i>			
8. Długość geograficzna (<i>system A</i>)		9. Szerokość geograficzna (<i>system A</i>)	
10. Nazwa lub nr ekoregionu (<i>system A</i>)		11. Typ abiotyczny strumienia (nr)	
12. Typologia wielkości zlewni (<i>system A</i>)		13. Wielkość zlewni (km ²)	
<input type="checkbox"/> małe rzeki <100 km ²	<input type="checkbox"/> rzeki duże >1000 km ²		
<input type="checkbox"/> rzeki średniej wielkości 100-1000 km ²	<input type="checkbox"/> rzeki wielkie >10 000 km ²		
14. Wysokość n.p.m. (<i>system A</i>)		15. Rzędowość strumienia (podział Strahlera; MPHP)	
<input type="checkbox"/> < 200 m n.p.m	<input type="checkbox"/> 200-800 m n.p.m	<input type="checkbox"/> > 800 m n.p.m	
16. Klasa geologiczna zlewni (<i>system A</i>)		17. System rzeczny (główna rzeka - zlewnia nadrzędna)	
<input type="checkbox"/> wapienna	<input type="checkbox"/> krzemianowa	<input type="checkbox"/> organiczna (rzeki bagienne)	
18. Użytkowanie zlewni, wg CORINE LAND COVER 2006 [%] (<i>opcjonalne</i>)			
Zabudowa luźna		Lasy liściaste	
Grunty orne poza zasięgiem urządzeń nawadniających		Lasy iglaste	
Łąki		Lasy mieszane	
Złożone systemy upraw i działek		Lasy w stanie zmian	
Tereny głównie zajęte przez rolnictwo, z dużym udziałem roślinności naturalnej		Inne	
18a Użytkowanie zlewni [%] (<i>opcjonalne</i>)			
Naturalne lasy iglaste		Wody stojące	
Naturalne lasy liściaste		Tereny zalesione sztucznie	
Naturalne lasy mieszane		Teren mocno porośnięty krzewami	
Tereny podmokłe		Tereny użytkowane rolniczo	
Otwarte tereny trawiaste		Pastwiska, łąki	
Trzcinowiska		Nieużytki - po wycięciu roślinności	
Tereny naturalnie nie pokryte roślinnością		Tereny zurbanizowane (osiedla)	
Wrzosowiska		Tereny zurbanizowane (przemysłowe)	

PROTOKÓŁ TERENOWY RIVECO_{macro} Monitoring bezkręgowców bentosowych w rzekach			
1. Nazwa rzeki	2. Data poboru próbek	3. Nr próbki	4. Nazwa laboratorium/ nazwisko badacza
5. Stanowisko	6. Kod ppk	7. Kod JCWP	
II. ZLEWNIA ELEMENTARNA / STANOWISKO <i>- informacje podstawowe o badanych fragmencie dorzecza i stanowisku - odnotowane jednorazowo</i>			
19. Typ doliny			
<input type="checkbox"/> V-kształtna		<input type="checkbox"/> meandrująca	
<input type="checkbox"/> U-kształtna		<input type="checkbox"/> rozlewisko, terasa zalewowa	
		<input type="checkbox"/> ciek bez widocznej doliny	
20. Obecność jezior w górze strumienia przed		21. Hydrologiczny typ strumienia	
<input type="checkbox"/> tak	<input type="checkbox"/> nie	<input type="checkbox"/> sztuczny zbiornik	<input type="checkbox"/> permanentny
22. Nachylenie doliny rzecznej [%] <i>(opcjonalnie)</i>		<input type="checkbox"/> okresowy: <input type="checkbox"/> suchy zimą <input type="checkbox"/> suchy latem	
		<input type="checkbox"/> okresowy epizodyczny	
23. Profil poprzeczny		a) szerokość rozlewiska (m)	
		b) szerokość koryta wysokiej wody (m)	
		c) głębokość koryta wysokiej wody (m)	
		d) średnia szerokość rzeki (m)	
		e) średnia głębokość wody (m)	
		f) maksymalna głębokość wody w korycie (m)	
		g) długość badanego odcinka rzeki (m)	
24. Użytkowanie terenu (w zasięgu wzroku; krok 10% / suma 100%)			
las iglasty		łąki, pastwiska	
las liściasty		tereny naturalnie nie pokryte roślinnością	
las mieszany		tereny użytkowane rolniczo	
wrzosowiska		tereny zabudowane	
wody stojące		obszary przemysłowe	
tereny podmokłe,		inne	
25. Średni roczny przepływ (l s⁻¹) <i>(opcjonalnie)</i>		26. Odległość od źródła (km) <i>(opcjonalnie)</i>	
Opis stanowiska, szkic, fotografie			

PROTOKÓŁ TERENOWY RIVECO_{macro} Monitoring bezkręgowców bentosowych w rzekach				
1. Nazwa rzeki	2. Data poboru próbek	3. Nr próbki	4. Nazwa laboratorium / nazwisko badacza	
5. Stanowisko	6. Kod ppk	7. Kod JCWP		
III. SIEDLISKA RZECZNE				
Typologia siedlisk rzecznych – informacja odnotowana każdorzazowo podczas poboru próbek				
MINERALNE siedliska	Ocena wstępna: % udział substratu mineralnego w pokryciu dna	Ocena łączna: % udział substratu mineralnego w odniesieniu do pokrycia organicznego		"technolitał"
(5% skala; 1 próbka – 5%; 20 próbek =100%)		% udział siedlisk mineralnych w odniesieniu do typów podłoża organicznego	SUMA PRÓBEK (20)	
zaznacz siedliska mineralne <5% przez 'X'; zaznacz sztuczne siedliska przez 'X' w kolumnie 'technolitał'				
HYGROPETRYCZNA WARSTWA BIOFILM warstwa biofilmu na stałym podłożu				<input type="checkbox"/>
MEGALITAL >40 cm BLOKI SKALNE bloki skalne; wolnostojące skały				<input type="checkbox"/>
MAKROLITAL od 20 cm do 40 cm GŁAZY bloki skalne, głazy, z domieszką frakcji gruboziarnistego substratu mineralnego, głównie grube frakcje żwirowe (kamienie zbliżone wielkością do wielkości głowy)				<input type="checkbox"/>
MEZOLITAL od 6 cm do 20 cm DUŻE KAMIENIE duże kamienie (wielkość zbliżona do wielkości ręki lub pięści), z domieszką mniejszych frakcji gruboziarnistego substratu mineralnego				<input type="checkbox"/>
MIKROLITAL od 2 cm do 6 cm KAMIENIE I ŻWIR gruby żwir (wielkość zbliżona do wielkości jaja lub pięści dziecka), z możliwą domieszką mniejszych frakcji gruboziarnistego substratu mineralnego				<input type="checkbox"/>
AKAL od 0,2 cm do 2 cm ŻWIR drobno-srednioziarniste frakcje żwirowe				<input type="checkbox"/>
PSAMMAL od 6 µm do 2 mm PIASEK piasek i /lub mul, charakterystyczne pofałdowania powierzchni dna (<i>ang. ripple marks</i>)				<input type="checkbox"/>
PSAMMOPELAL PIASEK & MUL mieszanka piasku i mułu				<input type="checkbox"/>
PELAL <6 µm MUL mul (włączając osady ściekowe)				<input type="checkbox"/>
ARGYLLAL GLINKA MULISTA & IL głina i/lub il				<input type="checkbox"/>
suma udziału poszczególnych frakcji = 100%	100%			
ORGANICZNE siedliska zaznacz siedliska <5% przez 'X'	5% skala - % udział siedlisk organicznych			
MIKROGLONY okrzemki, fitobentos				
MAKROGLONY glony nitkowate				
ZANURZONE MAKROFITY włączając mchy, wątrobowce i <i>Characeae</i>				
WYNURZONE MAKROFITY e.g. <i>Thypha</i> , <i>Carex</i> , <i>Phragmites</i>				
CZĘŚCI ROŚLINNOŚCI NADBRZEŻNEJ zanurzone, żywe części roślinności nadbrzeżnej np. korzenie				
KSYLAŁ - DREWNO pnie zwalonych drzew, duże gałęzie i duże korzenie, naturalne zapory drzewne				
CPOM grubocząsteczkowa materia organiczna (<i>ang. CPOM - coarse particulate organic matter</i>) - frakcja materii organicznej o cząstkach większych niż 1 mm, np. zbutwiałe zmacerowane części liści, kora, szyszki				
FPOM drobnocząsteczkowa materia organiczna (<i>ang. FPOM - fine particulate organic matter</i>) - frakcja materii organicznej o cząstkach większych niż 0,5 µm i mniejszych od 1 mm				
RUMOSZ ORGNICZNY materiał organiczny (gałęzie, liście, skorupki mięczaków) naniesiony przez fale i retencjonowany / często zalegający przy brzegu				
BAKTERIE I GRZYBY np. <i>Sphaerotilus</i> , <i>Leptomitus</i> , bakterie siarkowe (np. <i>Beggiatoa</i> , <i>Thiothrix</i>), bakterie i grzyby występujące na powierzchni kamieni, w ściekach				
suma pobranych próbek cząstkowych = 20		100%	20 próbek cząstkowych	

PROTOKÓŁ TERENOWY RIVECO_{macro} <i>Monitoring bezkręgowców bentosowych w rzekach</i>					
1. Nazwa rzeki	2. Data poboru próbek	3. Nr próbek	4. Nazwa laboratorium/ nazwisko badacza		
5. Stanowisko	6. Kod ppk	7. Kod JCWP			
Hydrologia i morfologia strumienia					
<i>- informacje podstawowe o stanowisku - odnotowane jednorazowo</i>					
27. Zacienienie			28. Średnia szerokość zakrzewień i zadrzewień na brzegu (brak, pojedyncze, szpaler, pas do 10 m szerokości, pas ponad 10 m szerokości)		
<input type="checkbox"/> 0-20	<input type="checkbox"/> 40-60	<input type="checkbox"/> > 80%			
<input type="checkbox"/> 20-40	<input type="checkbox"/> 60-80		brzeg prawy brzeg lewy.....		
29. Forma koryta					
<input type="checkbox"/> meandrująca			<input type="checkbox"/> kręta		
<input type="checkbox"/> roztokowa			<input type="checkbox"/> wyprostowana		
<input type="checkbox"/> anastomozująca					
30. Obecność wód stagnujących na tarasie zalewowym (liczba w obrębie stanowiska)					
odnogi boczne połączone z głównym korytem rzeczny					
okresowe odnogi boczne odcięte od głównym korytem rzeczny					
permanentne odnogi boczne odcięte od głównego koryta rzeczno					
brak wód stagnujących					
inne typy wód stagnujących					
31. Naturalne zapory drzewne na stanowisku			32. Gałęzie (>10cm średnicy)		
<input type="checkbox"/> brak	<input type="checkbox"/> pojedyncze	<input type="checkbox"/> wiele	<input type="checkbox"/> brak	<input type="checkbox"/> pojedyncze	<input type="checkbox"/> wiele
Antropopresja w obrębie stanowiska					
33. Zapory, jazy, progi (liczba, wysokość)			34. Inne struktury zmieniające poprzeczny profil koryta		
			<input type="checkbox"/> obecne <input type="checkbox"/> brak		
35. Modyfikacje brzegów i dna koryta					
	lewy brzeg	dno koryta	prawy brzeg	Naturalna roślinność strefy nadbrzeżnej w powyżej 20% - zmieniona lub wycięta (opis)	
betonowe bez szczelin	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>		
betonowe ze szczelinami	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>		
kamienie	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>		
gabiony	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>		
drewniane	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>		
brak umocnień	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>		
36. Stagnacja wody	37. Obecność odciętych fragmentów meandrów	38. Pogłębienie koryta (m poniżej profilu)	39. Koryto obudowane lub przykryte	40. Pozostałości po fali wezbraniowej	
<input type="checkbox"/> tak <input type="checkbox"/> nie	<input type="checkbox"/> tak <input type="checkbox"/> nie	<input type="checkbox"/> tak <input type="checkbox"/> nie	<input type="checkbox"/> tak <input type="checkbox"/> nie	<input type="checkbox"/> tak <input type="checkbox"/> nie	
Zanieczyszczenia w obrębie stanowiska					
41. Zanieczyszczenia punktowe		42. Zanieczyszczenia obszarowe, rolnicze		43. Zasolenie	
<input type="checkbox"/> obecne <input type="checkbox"/> brak		<input type="checkbox"/> obecne <input type="checkbox"/> brak		<input type="checkbox"/> obecne <input type="checkbox"/> brak	
44. Substancje toksyczne obecne <input type="checkbox"/> brak danych <input type="checkbox"/>			45. Symptomy eutofizacji <input type="checkbox"/> obecne <input type="checkbox"/> brak		
Cechy fizykochemiczne wody na stanowisku					
46. Ogólne proporcje siedlisk: lotyczne/lenityczne% siedlisk lenitycznych					
47. Przepływ na stanowisku (opisowo lub podać wartość natężenia przepływu)					
burzliwy <input type="checkbox"/> rwący <input type="checkbox"/> wartki <input type="checkbox"/> gładki <input type="checkbox"/> niewidoczny <input type="checkbox"/>					
48. Kolor	49. Odór	50. Piana	51. pH	53. Zjawisko redukcji np. osady żelaziste	54. Śmieci
<input type="checkbox"/> brak <input type="checkbox"/> brunatny <input type="checkbox"/> szary <input type="checkbox"/> czerwony <input type="checkbox"/> zielony <input type="checkbox"/> niebieski	<input type="checkbox"/> obecny <input type="checkbox"/> brak	<input type="checkbox"/> obecna <input type="checkbox"/> brak	52. Przewodność w 20°C (µScm ⁻¹)	<input type="checkbox"/> obecne <input type="checkbox"/> brak	<input type="checkbox"/> obecne <input type="checkbox"/> brak
54. Stężenie rozp. tlenu (mg l ⁻¹)			55. Wysycenie tlenem (%)		

Rozdział VI
Przewodnik do protokołu terenowego
RIVECO_{macro} dla wielosiedliskowego
poboru próbek makrobezkręgowców
wodnych do celów monitoringu
ekologicznego rzek Polski,
zgodny z założeniami Ramowej
Dyrektywy Wodnej



Autor opracowania:
Barbara Bis

1. ZAŁOŻENIA OGÓLNE

Protokół terenowy RIVECO_{macro} do poboru reprezentatywnych, wielosiedliskowych próbek makrobentosu stanowi integralną część polskiej metodyki badań stenu ekologicznego rzek (PN-EN 16150:2012E). W rekomendowanej formie protokołu zachowano układ danych zgodny z wytycznymi RDW, przygotowany do analizy presji środowiskowej w trzech skalach przestrzennych: **(1) obszaru badanej zlewni (podstawowa jednostka zarządzania), (2) wybranych fragmentów zlewni elementarnych albo stanowiska pomiarowego, (3) reprezentatywnych siedlisk rzecznych dla danego ciek.** Protokół terenowy stanowiąc podstawową dokumentację dla przeprowadzonego procesu monitoringu ekologicznego jest formalnym dokumentem, wymaganym w systemie kontroli środowiskowej (audyt).

Parametry umieszczone w protokole w polach zacienionych są opcjonalne, należy jednak traktować je jako ważne dodatkowe dane środowiskowe, które mogą być pomocne w zarządzaniu zlewnią. Dla rejestracji omawianych parametrów środowiskowych należy zastosować ogólną opisową charakterystykę, uzupełnioną dokumentacją fotograficzną lub szkicem sytuacyjnym (później można uzupełnić te dane w oparciu o mapy Geoportal czy inne opracowania specjalistyczne). Niniejszy protokół terenowy RIVECO_{macro} wraz z układem wybranych parametrów środowiskowych, stanowić może zasadniczą dokumentację dla analizy presji środowiskowej na obszarze badanej zlewni także w odniesieniu do pozostałych elementów oceny stanu ekologicznego rzek.

2. DANE NAGŁÓWKOWE PROTOKOŁU

Nazwa rzeki Stanowisko	Należy stosować oficjalną nazwę cieku zgodną z Hydrograficzną Mapą Polski w skali 1:50000 lub Komputerową Mapą Podziału Hydrograficznego Polski z 2007 r. Nazwa stanowiska powinna być zgodna z wykazem punktów pomiarowo-kontrolnych (ppk) monitoringu rzek.
Data poboru	Dokładna data poboru próbek makrobentosu.
Nr próbki Kod ppk Kod JCWP	Na obecnym etapie badań monitoringowych makrobentosu rekomendowany jest podstawowy system identyfikacji próbek (dla ppk i JCWP). Kod ppk musi być zgodny z wykazem ppk. Kod JCWP – zgodny z wykazem; ocena stanu (potencjału) ekologicznego w ppk odnosi się do całej JCWP, na której ten ppk jest zlokalizowany; kody ppk i JCWP mogą być wyróżnikiem w bazie danych umożliwiającym kontakt z bazami danych innych elementów klasyfikacji.
Nazwa laboratorium Nazwisko badacza	Afiliacja oraz imię i nazwisko osoby (osób) wykonującej prace terenowe; osoba prowadząca badania powinna zostać przeszkolona w zakresie podstawowych wymogów metodyki MHS.





3. PODSTAWOWE DANE DOTYCZĄCE ZLEWNI

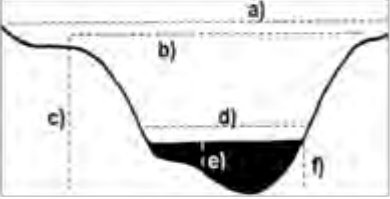
Parametry od 8 do 18 dotyczą zlewni oraz górnych i dolnych fragmentów badanego stanowiska pomiarowego, powinny być przygotowane odpowiednio wcześniej, przed wyjazdem na badania terenowe w oparciu o dostępne dane z oddziałów WIOŚ (Departament Monitoringu) oraz jednostek kontroli środowiskowej i instytucji zarządzających gospodarką wodną. Bardzo przydatnym źródłem informacji są dane geograficzne i mapy systemu GIS (m.in.: <http://mapy.geoportal.gov.pl/imap>).

Długość geograficzna	Należy określać współrzędne geograficzne środkowej części stanowiska monitoringowego, przy pomocy systemu GIS lub map. Długość geograficzną podaje w stopniach i ułamkach dziesiętnych stopni z dokładnością do 6 miejsca po przecinku, np. 20,666667.
Szerokość geograficzna	Szerokość geograficzną odczytuje się z map lub przy pomocy systemu GIS i podaje się w stopniach i ułamkach dziesiętnych stopni z dokładnością do 6 miejsca po przecinku, np. 50,333333.

Nazwa ekoregionu / nr ekoregionu	Przedstawiony w załączniku IX RDW podział Europy na ekoregiony według <i>Limnofauna Europaea</i> Illiesa (1978) definiuje 25 regionów na podstawie występowania makrobezkręgowców wodnych. Według tego podziału terytorium Polski należy do czterech głównych ekoregionów: Wyżyny Centralne (9), Karpaty (10), Niziny Centralne (14), Niziny Wschodnie (16) oraz w niewielkiej części do ekoregionu 15 (Prowincje Bałtyckie).
Typ strumienia według typologii abiotycznej / kraina	Podać numer/typ strumienia według krajowej typologii abiotycznej , dodatkowo można określić precyzyjniej badany obszar zlewni według systemu regionalizacji fizyczno-geograficznej (Kondracki, 1998) .
Typologia wielkości zlewni	Przeprowadzić klasyfikację zgodnie z założeniami RDW: <ul style="list-style-type: none"> ▪ rzeki małe 10-100 km² wielkość zlewni ▪ rzeki średniej wielkości 100-1000 km² wielkość zlewni ▪ rzeki duże 1000-10000 km² wielkość zlewni ▪ rzeki wielkie >10000 km² wielkość zlewni
Wielkość zlewni (km ²)	Dane dotyczące wielkość badanych obszarów różnych zlewni rzecznych powinny zostać obliczone (na prośbę) i przygotowane m.in. przez jednostkę monitoringu oddziałów WIOŚ. Wielkości zlewni określamy do wyznaczonego stanowiska pomiarowego (przekroju badawczego), tj. do miejsca poboru prób (wartości tutaj analizowane nie dotyczą wielkości całego obszaru zlewni danej rzeki).
Wysokość n.p.m.	Należy odnotować na podstawie informacji z map lub systemu GIS. Należy także uwzględnić klasyfikację, zgodną z założeniami RDW: <ul style="list-style-type: none"> ▪ >800 m n.p.m. - rzeka górska ▪ 200-800 m n.p.m. - rzeka wyżynna ▪ <200 m n.p.m. - rzeka nizinna
Rzędowość strumienia (podział Strahlera)	Rząd ciek – jest to wyrażone liczbą całkowitą usytuowanie ciek lub jego odcinka w hierarchicznej strukturze sieci rzecznej. Klasyfikacja rzędowości strumienia według podziału Strahlera zakłada, iż źródłiskowe odcinki cieków nie mające dopływów to ciek 1-go rzędu, zaś ciek wyższego rzędu powstaje w wyniku połączenia dwóch cieków bezpośrednio niższego rzędu (np. ciek 3-go rzędu powstaje z połączenia dwóch cieków 2-go rzędu, a nie z połączenia 2-go rzędu i ciek 1-go rzędu). Najkorzystniej jest wyznaczyć rzędowość strumienia na podstawie Komputerowej Mapy Podziału Hydrograficznego Polski (<i>MPHP</i>) lub na podstawie map topograficznych w skali 1:50000.
Klasa geologiczna	Klasa geologiczna podawana jest według założeń RDW (Annex II, 1.2.1., system A). Należy zaznaczyć dominujący typ geologiczny w zlewni: <ul style="list-style-type: none"> ▪ zlewnia wapienna (np. skały węglanowe, flisz, depozycja aluwialna, depozycja lądowa, morska, less), ▪ zlewnia krzemianowa (np. skały krzemianowe kwaśne, flisz, depozycja aluwialna, itd.), ▪ zlewnia organiczna (np. rzeki bagienne).
System rzeczny (główna rzeka – zlewnia nadrzędna)	Należy podać nazwę dorzecza głównej rzeki lub kilku rzek nadrzędnych dla badanego fragmentu dorzecza w systemie rzeczonym kraju (np. Odra-Widawka-Grabia).
Użytkowanie zlewni (opcjonalnie) (10%)	Informacja dotycząca użytkowania zlewni jest opcjonalna. Jednak jest wymagana w procesie interkalibracji, dlatego uwzględniono w protokole dwie alternatywne możliwości opracowania tej grupy danych. Jeden moduł, pozwala na analizę 10 kategorii użytkowania obszaru zlewni, które są przygotowane w systemie „CORINE LAND COVER” 2006 . Drugi wariant – wskazuje na możliwość analizy 17 kategorii użytkowania terenu zlewni . W obydwu przypadkach należy rozważać jedynie te kategorie, które zajmują więcej niż 10% całkowitej wielkości zlewni . Całkowita wielkość zlewni oznacza obszar zlewni do badanego przekroju badawczego rzeki. Dane dotyczące procentowego udziału poszczególnych typów zagospodarowania i potencjalnej presji środowiskowej na obszarach badanych zlewni powinny zostać opracowane i przekazane pracownikom WIOŚ, opracowującym protokół – przez odpowiednie jednostki inspekcji środowiskowej.

4. PODSTAWOWE DANE DOTYCZĄCE FRAGMENTU DORZECZA I STANOWISKA

<p>Typ doliny</p>	<p>Typ doliny rzecznej jest możliwy do określenia na podstawie map – jednak należy to precyzyjnie zweryfikować podczas badań terenowych:</p>  <p>a) V-kształtna dolina – występuje w górnych odcinkach rzeki; powstaje na skutek działania erozji wgłębnej; nie ma równiny zalewowej; sediment powstający przy stromym nachyleniu stoków doliny nie jest całkowicie transportowany w dół biegu rzeki (są to wyłącznie małe strumienie),</p>  <p>b) U-kształtna dolina – typowa terasa zalewowa jest dobrze wykształcona; forma koryta najczęściej prosta; krawędzie stoków dość stromo schodzą do krawędzi łóżyska; występują w środkowym i dolnym biegu rzek, powstają na skutek działania erozji bocznej lub działania lodowca na dolinę V-kształtną,</p>  <p>c) meandrująca rzeka i jej dolina – typowa terasa zalewowa jest dobrze wykształcona, meandrująca (starorzecza, odcięte ramiona meandrów), krawędzie stoków doliny schodzą łagodnie do krawędzi łóżyska koryta,</p>  <p>d) dolina rzeki z dobrze wykształconą równiną zalewową – równina zalewowa jest to przylegający do koryta cieku obszar dna doliny, który jest zatapiany przez wody wezbraniowe nie rzadziej niż raz na 1-5 lat,</p> <p>e) ciek bez widocznej doliny lub inny typ doliny niż wymienione powyżej (podać ogólny opis, zdjęcia).</p> <p>Ogólna informacja o typie zlewni pozwala na wstępne określenie potencjalnych mechanizmów i dróg rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń w zlewni (podane schematy typów dolin, według AQEM/STAR, 2003).</p>
<p>Obecność jezior w górze strumienia przed stanowiskiem (opcjonalnie)</p>	<p>Obecność jezior znacząco oddziałujących na stanowiska poboru próbek powinno zostać uwzględnione (np. zmiana reżimu termicznego systemu; wysoki dopływ sestonu; zmiana struktury biotycznej zespołów makrobentosu). Wskaźnikiem na oddziaływanie dopływu wód jeziornych do rzeki będzie także obecność w próbach – typowych dla wód stagnujących – zespołów fauny dennej i makrofitów. Dane do sprawdzenia na podstawie map lub do uzyskania z bazy danych monitoringu hydromorfologicznego. Poza naturalnymi zbiornikami wodnymi należy odnotować także obecność sztucznych zbiorników zaporowych lub dużych zbiorników retencyjnych (mogących wpływać bezpośrednio na strukturę zespołów fauny dennej, należy odnotować ich obecność zarówno powyżej miejsca poboru, jak i w dolnym biegu rzeki).</p>
<p>Hydrologiczny typ strumienia</p>	<p>Należy wyodrębnić następujące kategorie hydrologiczne strumieni:</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ permanentny – strumień nie wysychający lub wysychający sporadycznie jedynie w ekstremalnych warunkach termicznych, ▪ okresowy: suchy zimą – w normalnych warunkach wysychający zimą, ▪ okresowy: suchy latem – w normalnych warunkach wysychający latem, ▪ okresowy epizodyczny – strumień wysychający w różnych okresach, których początek, koniec i okres trwania jest trudny do przewidzenia.
<p>Nachylenie doliny rzecznej [%]</p>	<p>Należy określić ten parametr na podstawie map lub analizy terenowej w obrębie stanowiska: 500 m w skali 1:25000 oraz lub 1000 metrów w skali 1:50000.</p>

<i>(opcjonalnie)</i>	Różnica pomiędzy dwoma liniami poziomicy/izohips na początku stanowiska i na końcu stanowiska powinna być określona w linii prostej do doliny rzeki bez uwzględniania biegu rzeki (np. meandrów). Do celów protokołu terenowego dane do uzyskania z bazy danych monitoringu hydromorfologicznego.
Profil poprzeczny	 <p>Należy uzupełnić dane:</p> <p>a) szerokość równiny zalewowej (m) – należy ją określić tylko wtedy gdy naturalna równina zalewowa występuje w obrębie badanego stanowiska,</p> <p>b) szerokość koryta wysokiej wody (m) – część koryta rzeki objęta zasięgiem wielkich wód, obejmuje koryto, terasy zalewowej i także nadzalewowej; parametr może być uzupełniony w protokole tylko gdy krawędź wzmocnień terasy zalewowej i/lub nadzalewowej jest dobrze widoczna,</p> <p>c) głębokość koryta wysokiej wody (m) – oszacowana głębokość koryta wody brzegowej,</p> <p>d) średnia szerokość rzeki (m) – mierzona w aktualnych warunkach terenowych, z brzegu,</p> <p>e) średnia głębokość wody (m) – mierzona w aktualnych warunkach terenowych w korycie rzeczonym,</p> <p>f) maksymalna głębokość wody w korycie (m) – mierzona w aktualnych warunkach terenowych w korycie rzeczonym w obrębie badanego stanowiska poboru próbek,</p> <p>g) długość badanego odcinka rzeki (m) – należy podać długość odcinka rzeki z którego pobierano próbki makrobentosu.</p>
Użytkowanie terenu równiny zalewowej (w obrębie rozlewiska o długości 1 km; przedział 10%) <i>(opcjonalnie)</i>	Należy rozważać jedynie te kategorie wyszczególnione poniżej – ale zajmujące więcej niż 10% całkowitej wielkości zlewni. Wyszczególniono 10 kategorii użytkowania terenu w obrębie ok. 1 km równiny zalewowej do koryta rzeki. Do celów protokołu terenowego dane są do uzyskania z bazy danych monitoringu hydromorfologicznego.
Średni roczny przepływ ($l s^{-1}$) <i>(opcjonalnie)</i>	Jeśli hydrologiczne punkty pomiarowe znajdują się w obszarze stanowiska badań, można sprawdzić długoterminowe dane hydrologiczne (5-10 lat). Jednak, do celów protokołu terenowego dane te są do uzyskania z bazy danych monitoringu hydromorfologicznego.
Odległość od źródła (km) <i>(opcjonalnie)</i>	Należy określić odległość od źródła na podstawie GIS lub map fizjograficznych w skali 1:50000. Stan i potencjał ekologiczny ekosystemu rzeki w dowolnym ppk jest warunkowany przede wszystkim przez procesy w górze rzeki.
Opis stanowiska	Opis stanowiska powinien dotyczyć krótkiej charakterystyki doliny rzecznej, strefy nadbrzeżnej koryta, stopnia degradacji/naturalności strefy nadbrzeżnej, brzegów i koryta rzeki, typowych cech hydrologicznych systemu (np. starorzecza) wraz ze wszelkimi formami antropopresji i zmian spowodowanych działalnością człowieka w badanym fragmencie rzeki.
Mapa, szkice stanowiska	Należy przygotować mapy wybranego do badań hydrobiologicznych stanowiska oraz analizowanego fragmentu dorzecza; jeśli mapy numeryczne nie są dostępne należy skompletować mapy fizjograficzne oraz hydrogeologiczne terenu dorzecza oraz mapy fizjograficzne stanowiska najlepiej w skali 1:50000 lub 1:25000; jeśli są trudnodostępne to w skali 1:100000. Proponujemy umieszczanie tu odręcznego szkicu sytuacji terenowej w dużej skali (od około 1:500 dla małych cieków do około 1:10000 dla rzek dużych) z zaznaczeniem granic stanowiska, miejsc (rejonów) poboru próbek i stałych punktów orientacyjnych (zabudowanie, most, sieć energetyczna itp.).
Zdjęcia stanowiska	Minimum dwie fotografie powinny zostać przygotowane dla podstawowej dokumentacji stanowiska, strefy nadbrzeżnej, doliny jednak rekomendowane jest przygotowanie około 10-20 fotografii możliwie w pełni dokumentującej typ wód/charakterystykę stanowiska.

5. HYDROLOGIA I MORFOLOGIA STRUMIENIA

Długość fragmentu dorzecza (segmentu zlewni cząstkowej), w obrębie którego powinny być dokładnie scharakteryzowane poszczególne formy antropopresji – określone zostało następująco:

- ✓ **dla małych rzek i strumienie** (wielkość zlewni <100 km²): **250 m** w górę i w dół strumienia od punktu poboru prób (stanowisko poboru prób o długości minimum 50 m),
- ✓ **średniej wielkości rzeki** (wielkość zlewni 100-1000 km²): **500 m** w górę i w dół strumienia od punktu poboru prób (stanowisko poboru prób o długości minimum 100 m),
- ✓ **duże rzeki** (wielkość zlewni >1000 km²): **1000 m** w górę i w dół strumienia od punktu poboru prób.

Zacienienie (%)	Należy ocenić stopień zacienienia środkowej części koryta rzecznego w czasie pełnego nasłonecznienia (zastosowany zakres: 20%). Należy pamiętać, iż rzadko obserwuje się zacienienie dochodzące do 100% w naturalnie otwartych przestrzeniach.
Średnia szerokość naturalnej strefy roślinności krzewiastej (m)	Strefa drzewiastej i krzewiastej roślinności nadbrzeżnej znacząco wpływa na kształtowanie i strukturę siedlisk rzecznych i tym samym bezpośrednio oddziałuje na strukturę biotyczną systemu rzecznego (źródło allochtonicznej materii organicznej dla ekosystemu wodnego; tworzenie naturalnych kryjówek dla zwierząt). Należy odnotować charakter występowania tej roślinności.
Forma koryta	<p>Formy biegu koryta należy określić na podstawie charakterystyk podanych poniżej oraz dodatkowo rycinom zawartym w protokole:</p> <ul style="list-style-type: none"> – koryto meandrujące – występuje w rzekach o jednym, krętym korycie posiadającym dużą liczbę zakoli i brodów. Położenie koryta zmienia się wraz z rozwojem meandrytów, które mogą zwiększać promień, w trakcie powodzi ulegają odcięciu od głównego nurtu rzeki wskutek przzerwiania szyi meandrowej. Rzeki te są typowe dla nizin w klimacie umiarkowanym, – koryto roztokowe – rzeka wielonurtowa, w której przepływ odbywa się wieloma płytkimi odnogami oraz rozwidlającymi się i ponownie łączącymi korytami. Szerokość łóżyska rzeki roztopowej jest zazwyczaj bardzo duża, natomiast głębokość koryta rzeki niewielka. Koryto rozdzielone jest licznymi wyspami i mieliznami (łachy śródkorytowe i przybrzeżne), jednak wyspy mogą być tylko okresowo porośnięte roślinnością (z uwagi na zmienną dynamikę natężenia przepływu: łachy są regularnie zalewane przy przepływie pełnokorytowym); w Polsce charakter rzeki roztokowej ma np. przykład Wisła na odcinkach powyżej Płocka, – rzeka anastomozująca – przepływ odbywa się siecią oddzielnych, rozgałęziających się i łączących się głębokich koryt; wyspy są permanentnie porośnięte naturalną roślinnością terenów podmokłych i bagiennych. Jedyną rzeką tego typu w Europie jest dorzecze Narwi, – koryto o pojedynczym łagodnie krętym biegu, którym bystrza i plosa występują na przemian w mniej lub bardziej regularnych odstępach, – koryto o biegu wyprostowanym wymuszone strukturą podłoża lub prowadzone sztucznie w wyniku regulacji koryta i jego linii brzegowej.
Obecność wód stagnujących w rozlewisku doliny rzecznej (liczba w obrębie stanowiska)	<p>Odnotować występowanie różnych typów wód stagnujących (liczba) w całym badanym odcinku rzeki:</p> <ul style="list-style-type: none"> – odnogi boczne połączone z głównym korytem rzeczny (także odnogi boczne, które połączone są z systemem rzeczny podczas fali wezbraniowej, jednak przez większość roku koryta odnóg pozostają izolowane), – okresowe odnogi boczne – odcięte od głównego koryta rzeczny, – permanentne odnogi boczne – odcięte od głównego koryta, – brak wód stagnujących, – inne typy wód stagnujących.
Naturalne zapory drzewne na stanowisku	Należy odnotować liczbę występujących na stanowisku poboru próbek liczbę naturalnych zapór drzewnych rozumianych jako: miejsca akumulacji różnego typu materii organicznej (tj. pnie, gałęzie, liści, szyszki, zdrewniała kora, CPOM, FPOM) o wielkości >3 litrów (określić wysokość, długość i szerokość) lub miejsca akumulacji materii organicznej, zajmujące więcej niż połowę szerokości strumienia (<i>ang. debris dams</i>).

Gałęzie (>10cm średnicy)	Odnotować liczbę gałęzi o średnicy powyżej 10 cm znajdujących się w aktywnym korycie rzecznym badanego stanowiska poboru próbek.
------------------------------------	-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------

6. ANTROPOPRESJA W OBREBIE STANOWISKA

Zapory	Zaznaczyć występowanie (liczbę i wysokość) zapór, zastawek w górnym i dolnym odcinku strumienia.
Inne struktury zmieniające poprzeczny profil koryta	Odnotować występowanie (liczbę i wysokość) innych struktur hydrotechnicznych przegradzających poprzecznie rzekę, np. progi wodne.
Modyfikacje brzegów i dna koryta	Opisać w jakim stopniu (w 10% kategoriach) brzegi badanego odcinka rzeki są modyfikowane przez materiały/umocnienia sztuczne (beton) i naturalną roślinność (drzewa). Zaznaczyć lub dokładniej opisać czy naturalna roślinność strefy nadbrzeżnej została w powyżej 20% zmieniona (np. wycięta) .
Stagnacja wody	Odnotować czy w badany fragment strumienia ma wyraźnie charakter stagnujący (najczęściej wiąże się to z obecnością zapory w dole strumienia)
Obecność odciętych fragmentów meandrów	Odnotować występowanie odciętych fragmentów meandrów obecnych w strefie terasy zalewowej (również odcinków nie funkcjonujących, nie wypełnionych wodą).
Pogłębienie koryta (m poniżej profilu)	Zaznaczyć, jeśli koryto rzeczne jest wyraźnie pogłębione (podawana w protokole głębokość poniżej profilu rzecznoego powinna być oszacowana jako wartość średnia dla badanego fragmentu rzeki). Pogłębienie koryta modyfikuje znacząco heterogeniczność siedlisk rzecznych ale także ogranicza transport substratu rzecznoego. Parametr ten powinien być oceniany/dotyczy tylko modyfikacji odnoszących się do całego badanego odcinka rzeki, a nie jego fragmentów/siedlisk.
Koryto obudowane lub przykryte	Zaznaczyć jeśli koryto rzeczne jest częściowo obudowane lub przykryte (przepust).
Pozostałości po okresowych falach wezbraniowych	Odnotować jeśli stanowisko badawcze może być okresowo pod wpływem zakłóceń o charakterze hydrologicznym – np. zmiany hydrologiczne po otwarciu jazów.

7. ZANIECZYSZCZENIE WÓD W OBREBIE STANOWISKA

Ta część protokołu podaje krótką charakterystykę różnych typów lub symptomów zanieczyszczenia wód i innych bezpośrednich form oddziaływań antropogenicznych na badany ekosystem rzeczny.

<p>Długość fragmentu dorzecza (segmentu zlewni cząstkowej), w obrębie którego powinny być dokładnie scharakteryzowane poszczególne formy antropopresji – określone zostało następująco:</p> <ul style="list-style-type: none"> ✓ dla małych rzek i strumienie (wielkość zlewni <100 km²): 250 m w górę i w dół strumienia od punktu poboru prób (stanowisko poboru prób o długości minimum 50 m), ✓ średniej wielkości rzeki (wielkość zlewni 100-1000 km²): 500 m w górę i w dół strumienia od punktu poboru prób (stanowisko poboru prób o długości minimum 100 m), ✓ duże rzeki (wielkość zlewni >1000 km²): 1000 m w górę i w dół strumienia od punktu poboru prób.

Pomimo tych założeń, jeśli źródło zanieczyszczenia jest zlokalizowane w odległości np. 2 km w górę strumienia od miejsca poboru prób i wpływa ono bezpośrednio na stan wód

stanowiska pomiarowego – to w protokole powinno być odnotowana obecność tego typu źródła zanieczyszczenia.

Zanieczyszczenia punktowe	Wprowadzane do wód w jednoznacznie określonym punkcie: – ścieki bytowo-gospodarcze (tzw. komunalne) są to wody zużyte do celów higienicznych i gospodarczych, w gospodarstwach domowych, zakładach pracy i zakładach użyteczności publicznej, – ujścia ścieków, do których należą zasolone wody kopalniane – zrzuty z zasolonych wód kopalnianych, większość zawiera niebezpieczne stężenia chlorków i siarczanów, – ścieki przemysłowe – wody zużywane w wyniku procesów technologicznych w zakładach produkcyjnych i usługowych, – ścieki powstające na skutek działalności elektrociepłowni – podgrzane wody chłodnicze, klasyfikowane jako inny rodzaj zanieczyszczeń przemysłowych, – ujścia wód ściekowych opadowych z terenów skanalizowanych, tj. głównie wody deszczowe i roztopowe oraz użyte do podlewania trawników, ulic i placów.
Zanieczyszczenia obszarowe, rolnicze	Są to zanieczyszczenia dostające się do wód powierzchniowych i podziemnych dużych obszarów zlewni: – odpływy z terenów rolniczych – stanowią one główne źródło zanieczyszczeń obszarowych, – odpływy z terenów przemysłowych – zawierające pestycydy, detergenty oraz produkty ropy naftowej, – opady atmosferyczne – absorbujące zanieczyszczenia atmosferyczne pochodzące z przemysłu np. transportu samochodowego, lotniczego, – zanieczyszczenia liniowe – powstające wzdłuż szlaków komunikacyjnych np. związki ołowiu przedostające się do wód gruntowych.
Zasolenie	Jest to groźne zanieczyszczenie wody, polegające na nadmiernej koncentracji łatwo rozpuszczalnych soli chlorków i siarczanów, dostarczanych w postaci zrzutów słonych wód kopalnianych, zrzutów ścieków z zakładów przemysłu chemicznego oraz wskutek niewłaściwego nawożenia mineralnego gleb.
Substancje toksyczne	Odnotować tylko wtedy gdy są dostępne informacje (np. biotesty) lub dane hydrochemiczne na ten temat, tj.: – obecność substancji rozpuszczalnych: np. brom, hydrochinon, kwas chlorooctowy, – substancji toksycznych nierozpuszczalnych w wodzie: np. nitroanilina, fenylenodiamina, disiarczek węgla, dinitrotoluen (niektóre związki mają gęstość wyższą od wody i mogą zalegać w osadach dennych, powodując powstanie strefy martwej), – substancje jednoznacznie szkodliwe, toksyczne i bardzo toksyczne dla organizmów wodnych np. bromek metylu, brom, hydrochinon, kwas chlorooctowy, azotan potasowy.
Symptomy eutrofizacji	Odnotować symptomy eutrofizacji spowodowane np. intensywnym rolnictwem. Eutrofizacja: wzrost żyzności wód i ponadnormatywne koncentracje związków biogennych – prowadzi do zachwiania równowagi ekologicznej i bujnego wzrostu roślinności wodnej oraz intensywnej aktywności drobnoustrojów zużywających duże ilości tlenu. Skutki: deficyt tlenowy , zahamowanie rozkładu tlenowego materii organicznej (zapełnianie zbiorników rozkładającą się substancją organiczną), wyniszczenie zespołów organizmów wrażliwych na niedostatek tlenu. Poważne zagrożenie stanowią toksyczne zakwity glonów.

8. CHARAKTERYSTYKA PARAMETRÓW FIZYKOCHEMICZNYCH WODY NA STANOWISKU BADAWCZYM

Ogólne proporcje siedlisk: lotyczne / lenityczne	Procentowy udział siedlisk lotycznych i lenitycznych szacowany jest na podstawie charakterystyki warstwy powierzchniowej wody . Szacowanie standardowo dotyczy odcinka 100 m dla rzek małych i średniej wielkości; dla rzek dużych odpowiednio odcinka: 20x średnia szerokość koryta rzecznoego. Siedliska lotyczne są to np. przemiał, bystrze, nurt, szypoty przelewowe; są to siedliska głównie o charakterze erozyjnym (natężenie przepływu $>0,3 \text{ ms}^{-1}$). Siedliska lenityczne : np. plosa, zastoiska, zapadliska, wiry; są to siedliska często o charakterze depozycyjnym (natężenie przepływu zwykle $<0,3 \text{ ms}^{-1}$).
Natężenie przepływu (ms^{-1})	Jeśli pomiary natężenia przepływu dla nie są wykonywane należy oszacować średnie natężenie przepływu na podstawie opisu cech charakterystycznych warstw powierzchniowych wody, odpowiednich do natężenia przepływu: burzliwy, rwący, wartki, gładki, niewidoczny.
Kolor	Odnotować naturalnie występujący kolor wody np. brązowy w wodach rzek bagiennych (wysoka zawartość kwasów humusowych) lub mleczno-szary sygnalizujący silne zanieczyszczenie wód.
Odór	Odnotować występowanie odoru/nieprzyjemnego zapachu w obrębie stanowiska wskazujące na różnego typu zanieczyszczenia, np. H_2S , zrzuty ścieków, substancje fenolopochodne.
Piana	Zaznaczyć występowanie piany świadczącej o zanieczyszczeniu wód (np. detergenty), nie uwzględniać obecności piany na powierzchni wody wywołanych np. obecnością kwasów humusowych.
pH	Parametr powinien być mierzony w terenie; należy pamiętać że okresowe niskie wartości pH mogą być związane z naturalnym tłem biogeochemicznym danego obszaru a nie zakwaszeniem wód.
Przewodność (μScm^{-1})	Parametr powinien być mierzony w terenie.
Zjawisko redukcji np. osady żelaziste	Zaznaczyć jeśli występują czarne naloty na kamieniach/skałach lub innym materiale rzecznoym świadczące o obecności siarczków żelaza.
Śmieci	Odnotować jeśli w obrębie stanowiska występuje składowisko śmieci lub odpady różnego typu.
Stężenie rozpuszczonego w wodzie tlenu (mg l^{-1})	Parametr powinien być mierzony w terenie; koncentracja poniżej 3 mg l^{-1} jest niebezpieczna dla życia biologicznego wód powierzchniowych (rozpuszczalność tlenu w wodzie jest odwrotnie proporcjonalna do temperatury).
Wysycenie tlenem (%)	Parametr powinien być mierzony w terenie; w wodach o wyraźnym zanieczyszczeniu nasycenie spada do 40%; spadek zawartości tlenu poniżej 30% nasycenia ($2\text{-}3 \text{ mg l}^{-1}$) powoduje zaburzenie rozwoju organizmów, poniżej 20% życie biologiczne zanika.

Analizy hydrochemiczne są opcjonalne i powinny być wykonywane w laboratorium. Jeśli stanowiska pomiarowe są odległe od laboratorium należy przeprowadzić podstawowe analizy hydrochemiczne w terenie (np. zasadowość – powinna być zawsze analizowana w terenie). Reguła ta, w szczególności dotyczy poboru prób w miesiącach letnich.

9. DANE DOTYCZĄCE TYPOLOGII SIEDLISK W OBRĘBIE STANOWISKA POMIAROWEGO

Dokładny opis zasad poboru próbek cząstkowych z siedlisk rzecznych oraz każdorazowego wypełniania danych protokołowych dotyczących przeprowadzenia typologii siedlisk rzecznych został zamieszczony w rozdziale II (protokół terenowy RIVECO_{macro}, część III. Siedliska rzeczne, patrz: rozdział V).

Rozdział VII

***Typy biocenotyczne rzek Polski oraz
wyznaczanie granic klas za pomocą
Polskiego Wielometrycznego Wskaźnika
Stanu Ekologicznego Rzek MMI PL
na podstawie makrobezkręgowców
bentosowych (moduł oceny: RIVECO *macro*)***



***Autorzy opracowania:
Barbara Bis
Artur Mikulec***

1. OCENA STANU EKOLOGICZNEGO RZEK POLSKI ZA POMOCĄ POLSKIEGO WIELOMETRYCZNEGO WSKAŹNIKA MMI PL (SYSTEM OCENY: RIVECO_{macro})

Zgodnie z założeniami Ramowej Dyrektywy Wodnej, ocena stanu ekologicznego rzek wymaga oszacowania **integralności ekologicznej ekosystemów wodnych** (*ang. EIA - ecological integrity assessment*), rozumianej jako **zdolność ekosystemów wodnych do utrzymania zrównoważonej i zintegrowanej społeczności organizmów autochtonicznych** (m.in. Karr, 1981; Jungwirth i inni, 2000; Bis, 2002), czyli **ocena ekologiczna powinna obejmować zespół najważniejszych czynników warunkujących stabilność ekosystemów**.

W konsekwencji, **wprowadzenie ekologicznego systemu klasyfikacji wód w skali Europy** wymagało **wdrożenia zaawansowanych metod oceny jakościowej wód** (systemu wielometrycznego), z drugiej strony koniecznym było **przestrzeganie zaleceń normatywnych oraz zapewnienie harmonizacji systemów ocen i klasyfikacji wód** (interkalibracja), zgodnie z wytycznymi wspólnotowej strategii wdrażania RDW.

1.1. Główne cele analityczne

Głównymi celami niniejszego opracowania było:

1. **Opracowanie i przeprowadzenie weryfikacji Polskiego Wielometrycznego Wskaźnika MMI PL – stanowiącego podstawowy element oceny jakościowej w nowym systemie klasyfikacji ekologicznej rzek RIVECO_{macro}, w oparciu o makrobezkręgowce bentosowe, zgodnie z wytycznymi Ramowej Dyrektywy Wodnej.**
2. **Udział w ćwiczeniu interkalibracyjnym w celu przeprowadzenia harmonizacji i kalibracji Polskiego Wielometrycznego Wskaźnika MMI PL, stosowanego w systemie RIVECO_{macro}, – dla wypełnienia zaleceń Centralno-Bałtyckiej Geograficznej Grupy Interkalibracyjnej (*ang. Central Baltic Geographical Intercalibration Group – CB GIG*).**
3. **Przeprowadzenie typologii biocenotycznej i wyznaczenie granic klas dla wyodrębnionych typów rzek Polski, na podstawie analiz zespołów makrobezkręgowców bentosowych.**
4. **Dokonanie oceny stanu ekologicznego i klasyfikacji rzek Polski, za pomocą wielometrycznego systemu oceny RIVECO_{macro} w oparciu o makrobezkręgowce bentosowe, zgodnie z założeniami Ramowej Dyrektywy Wodnej.**

1.2. Materiał badawczy

Zapisy normatywne RDW (2000) oraz procedury dotyczące interkalibracji krajowych systemów oceny jakościowej rzek przez kraje Unii Europejskiej narzucają w praktyce konieczny wymóg **wyznaczania granic klas jakości wód na podstawie wartości referencyjnych dla określonego typu abiotycznego rzek, tj. odniesienia uzyskanych wartości miar biologicznych i ekologicznych do wartości tych miar dla tzw. „biocenoz referencyjnych”** (m.in. Van de Bund, 2009; Bennett i inni, 2011). Powyższe wymagania RDW, związane z uzyskaniem określonego **spectrum zmiennych taksonomicznych i środowiskowych, charakteryzujących specyficzne warunki referencyjne dla każdego typu abiotycznego rzek oraz konieczność harmonizacji systemu ocen jakościowych** spowodowały,

iż wszystkie dane pomiarowe wykorzystane w niniejszym projekcie dla przeprowadzenia typologii biocenotycznej musiały spełniać określone warunki:

- monitorowane rzeki reprezentowały pełny gradient zmian antropogenicznych, jednak w danym typie abiotycznym rzek stanowiska referencyjne stanowiły do 20% wszystkich badanych stanowisk,
- wszystkie procedury poboru próbek makrobezkręgowców wodnych i ich opracowanie laboratoryjne było wystandaryzowane, zgodnie z zaleceniami normatywnymi wielosiedliskowego poboru prób makrobezkręgowców wodnych (PN-EN16150:2012E), zgodnych z wytycznymi Ramowej Dyrektywy Wodnej i rekomendacją Komisji Europejskiej (m.in. Van de Bund, 2009; Bennett i inni, 2011).

W rezultacie w poszczególnych fazach realizacji niniejszego projektu wykorzystano:

1. Dane faunistyczne i środowiskowe oparte na badaniach zespołów fauny dennej z lat **2008-2011**, pochodzące z monitoringu ekologicznego rzek Polski, prowadzonego na zlecenie **Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska**.
2. Archiwalne dane faunistyczne i środowiskowe, pochodzące z projektów międzynarodowych **STAR**, **ECOTRAITS** i **DEMARECO**¹⁰, realizowanych w okresie **2000-2006**, mających na celu wdrażanie Ramowej Dyrektywy Wodnej w Europie.

2. METODYKA BADAŃ I ETAPY PRAC ANALITYCZNYCH

Podstawą dla weryfikacji typologii abiotycznej i wyodrębnienia typów biocenotycznych rzek Polski była:

1. **Kategoryzacja pierwszorzędowych parametrów środowiskowych dla danego typu abiotycznego rzek** (system A) (m.in. Błachuta, 2004; Błachuta i inni, 2010), takich jak: wielkość badanego obszaru zlewni, wysokość bezwzględna, typ geologiczny zlewni (powierzchniowe utwory geologiczne), przynależność do danego ekoregionu i krain geograficznych.
2. **Zastosowanie kombinacji metryksów cząstkowych, pozwalających na wskazanie stanu ogólnej degradacji wód bądź wskazujących na określony, często pojedynczy typ zakłóceń środowiskowych dla danego typu abiotycznego rzek** (I moduł oceny jakościowej – *ang. „type-specific”*).

W rezultacie, z 26 typów abiotycznych rzek wyodrębnionych dla obszaru Polski, po dalszej weryfikacji opartej na analizie cech strukturalnych zespołów makrobezkręgowców bentosowych charakteryzujących warunki referencyjne, **przyjęto podział na VI typów biocenotycznych rzek**.

¹⁰ EU STAR: **Standardisation Of River Classifications: Framework Method For Calibrating Different Biological Survey Results Against Ecological Quality Classifications To Be Developed For The Water Framework Directive**; The European Commission; 5th Framework Programme; Energy, Environment and Sustainable Development, Key Action 1: Sustainable Management and Quality of Water, Contract No: EVK1-CT-2001-00089, Duration: January 2002 to June 2005.

ECOTRAITS: **Freshwater Biomonitoring Across Ecoregions – The Biological And Ecological Traits Of Invertebrate Communities**; The European Commission; Marie Curie Fellowships, Contract No ICA1-CT-2002-0019; Université Paul Verlaine, Equipe de Démocologie, Laboratoire Biodiversité et Fonctionnement des Ecosystemes (LBFE) UFR SciFA, Metz (France); Duration: September 2003 to June 2006.

DEMARECO: **The Development of Macrozoobenthos – Reference Coenoses For Sand Dominated Lowland Rivers Of Central Europe as a Basis For River Status Assessment According to The EU-Water Framework Directive (EU-WFD)**. Stifterverband Für Die Deutsche Wissenschaft; Univ. Duisburg-Essen (G); Contract No: H150 5506 9999 10605; Duration: May 2000 to June 2002.

Dane eksperymentalne opracowane w tym projekcie pochodziły łącznie z **1114 stanowisk pomiarowych**. Najliczniej reprezentowane były rzeki z 3 typów biocenotycznych: typ V (431 stanowisk, z typów abiotycznych rzek: 16, 18, 19, 20, 21, 22, 26), typ IV (221 stanowisk z typu abiotycznego 17), typ VI (194 stanowiska, należące do rzek typu abiotycznego: 23, 24, 25).

Etapy prac analitycznych, związanych z wyznaczaniem granic klas dla poszczególnych typów biocenotycznych rzek, przedstawiały się następująco:

1. **Wyznaczono wartości bezwzględne dla wybranych cząstkowych metryksów biologicznych i ekologicznych**, które stanowiły czynniki składowe polskiego wskaźnika oceny wielometrycznej, zgodnie z założeniami Ramowej Dyrektywy Wodnej.
2. **Zdefiniowano dolne wartości dla poszczególnych metryksów cząstkowych w odniesieniu do najgorszego stanu jakościowego rzek oraz górne wartości dla poszczególnych metryksów cząstkowych w odniesieniu do naturalnych warunków referencyjnych dla danego typu biocenotycznego rzek**, czyli wartości 5 i 95 percentyla dla każdego z metryksów w ramach każdego typu biocenotycznego rzek.
3. **Obliczono znormalizowane wartości wskaźników jakości ekologicznej rzek EQR** (*ang. Ecological Quality Rate*), których wartości mogą kształtować się poniżej zera lub powyżej jedności.
4. **Wyznaczono Wielometryczny Wskaźnik Interkalibracyjny ICMi** (*ang. Intercalibration Common Metrics index*) o wartościach mniejszych od zera lub większych od jedności.
5. **Obliczono wartości Polskiego Wielometrycznego Wskaźnika MMI PL**, na podstawie analizy zespołów makrobezkręgowców bentosowych rzek.
6. **Wyselekcjonowano stanowiska referencyjne na podstawie otrzymanych wartości Wielometrycznego Wskaźnika Interkalibracyjnego ICMi oraz wyznaczono mediany wartości ICMi stanowisk referencyjnych dla danego typu biocenotycznego rzek.**
7. **Wyznaczono granice klas dla systemu oceny stanu ekologicznego rzek Polski RIVECO_{macro}.**
8. **Dokonano klasyfikacji jakościowej rzek Polski w oparciu o makrobezkręgowce bentosowe, zgodnie z wytycznymi RDW.**

3. WYZNACZANIE WARTOŚCI METRYKSÓW CZĄSTKOWYCH

Podczas realizacji projektu STAR, zostało przeanalizowanych ponad 250 miar biologicznych i ekologicznych, stosowanych w Europie, pod kątem oceny stopnia zależności pomiędzy **wartościami metryksów** (będącymi miarą odpowiedzi strukturalnej bądź funkcjonalnej zespołów fauny dennej), a **natężeniem presji środowiskowej i naturalną zmiennością parametrów abiotycznych danego systemu rzecznoego** (warunki referencyjne).

Metryksy te zostały zarekomendowane i przyjęte przez Centralno-Bałtycką Geograficzną Grupę Interkalibracyjną jako miary składowe dla wyznaczania **Wielometrycznego Wskaźnika Interkalibracyjnego ICMi** w celu skalibrowania oraz zharmonizowania krajowych systemów ekologicznej oceny jakości wód (Tab. 12).

Tab. 12. Metriksy zastosowane w kalkulacji Wielometrycznego Wskaźnika Interkalibracyjnego ICMi i Polskiego Wielometrycznego Wskaźnika MMI PL (opracowanie własne na podstawie, m.in. Buffagni i inni, 2004, 2005; Van de Bund, 2009)

METRIKS	Formuła obliczeniowa	Waga wskaźnika
ASPT (<i>Average Score Per Taxa</i>) – Uśredniony Wskaźnik Jakości Wód ¹¹	ASPT = łączna suma punktów wskaźnika BMWP_PL/ liczba rodzin, użytych do kalkulacji BMWP_PL ¹²	ASPT * 0.334 (Armitage i inni, 1983)
Log₁₀ (sel_EPTD + 1)	log ₁₀ (suma osobników z wybranych rodzin Heptageniidae, Ephemeridae, Leptophlebiidae, Brachycentridae, Goeridae, Polycentropodidae, Limnephilidae, Odontoceridae, Dolichopodidae, Stratiomyidae, Dixidae, Empididae, Athericidae, Nemouridae + 1)	log₁₀(...) * 0.266 (Buffagni i inni, 2004, 2005)
1-GOLD%	1-GOLD% = 1 - (frekwencja, czyli % liczebności osobników z rodzin grup Gastropoda + Oligochaeta + Diptera)	(1-GOLD%) * 0.067 (Pinto i inni, 2004)
Całkowita liczba rodzin (S)	liczba wszystkich rodzin (S), stwierdzona na danym stanowisku pomiarowym	S * 0.167 (Ofenboch i inni, 2004)
Liczba rodzin grupy EPT	liczba rodzin z rzędów: Ephemeroptera, Plecoptera i Trichoptera, stwierdzona na danym stanowisku pomiarowym	Liczba rodzin EPT * 0.083 (Böhmer i inni, 2004)
Indeks różnorodności biologicznej Shannona-Wienera (H')	$H' = -\sum_{i=1}^S \left(\frac{n_i}{N} \ln \frac{n_i}{N} \right)$ $H' = -\sum_{i=1}^S p_i \ln p_i$ <p>p_i – stosunek liczby osobników z danej rodziny (n_i) do liczby wszystkich osobników na danym stanowisku pomiarowym (N)</p>	H' * 0.083 (Hering i inni, 2004)

Wybrane do dalszych kalkulacji metriksy cząstkowe, spełniają następujące **kryteria normatywne RDW**:

- Zmiany strukturalne w składzie taksonomicznym i liczebności** zostają ocenione między innymi przez wskaźniki: *całkowitą liczbę rodzin, liczbę rodzin grupy EPT, indeks różnorodności (Indeks Shannon-Wienera)* i wskaźnik $\log_{10}(\text{sel_EPTD} + 1)$.
- Różnorodność zespołów bentofauny** zostaje oszacowana przez *całkowitą liczbę rodzin S oraz indeks różnorodności (Indeks Shannona-Wienera)*.

¹¹ **Uśredniony Wskaźnik Jakości Wód, ASPT** (*ang. Average Score Per Taxon*) uzyskuje się dzieląc łączną sumę punktów wskaźnika BMWP (obliczoną dla stwierdzonych w próbce punktowanych rodzin makrobentosu) przez liczbę tych rodzin, użytych do kalkulacji BMWP; wskaźnik ASPT jest niezależny od wielkości zagęszczenia, liczby rodzin, metody poboru próbek oraz sezonu.

¹² **Sumaryczny Wskaźnik Jakości Wód lub system punktacji rodzin BMWP** (*ang. Biological Monitoring Working Party*): wartość tego indeksu stanowi sumę punktów przypisanych przedstawicielom wybranych rodzin, odnotowanych w próbce makrobentosu (Armitage i inni, 1983).

Dla wyznaczenia wartości ASPT – w odniesieniu do przedstawicieli rodziny Heptageniidae zastosowano jednolity system punktacji (8), bez różnicowania rodzajów *Rhithrogena* oraz *Epeorus*.

System punktacji rodzin BMWP_PL, przyjęty wcześniej w Polsce, dotyczył 88 rodzin makrobezkręgowców wodnych (Kownacki, Soszka, 2004), którym przypisywane są punkty od 0 do 10, zależnie od wrażliwości na niedobór tlenu rozpuszczonego w wodzie i na toksyczne produkty rozkładu materii organicznej (patrz: Aneks V). Jednak, ocena jakościowa rzek, w oparciu o BMWP_PL, choć stanowiła dobre narzędzie oceny jakościowej wód, to metodycznie była zależna od wielkości pobranej próbki, metody i dokładności poboru próbek oraz sezonu poboru.

3. **Taksony wrażliwe** oceniane są między innymi przez wskaźnik *ASPT* (zanieczyszczenia organiczne i nutrieny) i **liczebność wyselekcjonowanych rodzin grup EPT i EPTD** (w szczególności, przydatne do oceny degradacji hydromorfologicznej rzek).
4. **Równomierność występowania ważnych grup funkcjonalnych i taksonomicznych** oszacowana została m.in. za pomocą wskaźników *1-GOLD%* i $\log_{10}(sel_EPTD + 1)$.

Jednocześnie, jak wspomniano powyżej, wybrane metryki cząstkowe muszą być bardzo dobrymi wskaźnikami odpowiedzi zespołów fauny dennej na różnego typu zakłócenia i natężenie presji środowiskowej (Tab. 13).

Tab. 13. Typ zakłóceń środowiskowych i możliwości oceny ich oddziaływania przez metryki cząstkowe, zastosowane do dalszej kalkulacji Wielometrycznego Wskaźnika Interkalibracyjnego ICMi (zmienione, według Buffagni i inni, 2005) ^a

METRIKS	Zanieczyszczenia organiczne	Hydro-morfologia	Toksyczność	Ogólna degradacja
Całkowita liczba rodzin (S) (stwierdzona na danym stanowisku pomiarowym)	x	x	x	xx
Liczba rodzin EPT (liczba rodzin z rzędów: Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, stwierdzona na danym stanowisku pomiarowym)	xx	x	x	xx
Indeks różnorodności biologicznej Shannona-Wienera (H')	x		x	x
ASPT (Average Score Per Taxa) Uśredniony Wskaźnik Jakości Wód	xxx		x	
1-GOLD% (1 – % liczebności osobników z rodzin Gastropoda + Oligochaeta + Diptera)	x			
Log₁₀(sel_EPTD + 1) (log ₁₀ (suma osobników z wybranych rodzin z rzędów: [Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera i Diptera] + 1))	x	xx		xx

^a Im więcej symboli „x” w danym polu, tym większa przydatność danego metryksu w ocenie oddziaływania zakłóceń środowiskowych danego typu, brak symbolu „x” oznacza nieodnotowanie istotnych zmian wartości metryksu w odpowiedzi na zakłócenia środowiskowe danego typu.

4. NORMALIZACJA METRYKSÓW CZĄSTKOWYCH

Normalizację metryksów wykonano zgodnie z przyjętymi wytycznymi normatywnymi Komisji Europejskiej (Van de Bund, 2009; Bennett i inni, 2011) i ogólnym równaniem:

$$EQR = \frac{\text{wartość metryksu} - \text{dolny punkt zakotwiczenia}}{\text{górnny punkt zakotwiczenia} - \text{dolny punkt zakotwiczenia}}$$

Jako wartości górnego i dolnego punktu zakotwiczenia przy normalizacji przyjęto wartości 5 i 95 percentyla dla danego metriksu w danym typie biocenotycznym rzek (Tab. 14).

W konsekwencji, **do wyznaczenia wartości EQR – wskaźnika ekologicznej jakości** (*ang. Ecological Quality Rate*) dla poszczególnych metriksów zastosowano następujący wzór:

$$\text{EQR} = \frac{\text{obserwowana wartość metriksu} - 5 \text{ percentyl z wartości danego metriksu dla określonego typu biocenotycznego}}{95 \text{ percentyl z wartości danego metriksu dla określonego typu biocenotycznego} - 5 \text{ percentyl z wartości danego metriksu dla określonego typu biocenotycznego}}$$

Powyższy wzór zawęża obszar zmienności każdego z metriksów poprzez odrzucenie jego wartości skrajnych – wśród których mogły również występować wartości odstające, nietypowe, zniekształcające obliczenia – powodując, że obliczenia stały się bardziej rzetelne. Powyższa formuła powodowała jednak, że znormalizowane wartości poszczególnych metriksów mogły wychodzić poza przedział 0-1 (wartości mogły być mniejsze od 0 lub większe od 1).

Tab. 14. Wybrane charakterystyki metriksów cząstkowych (wartości bezwzględne) w ramach poszczególnych typów biocenotycznych badanych rzek Polski

METRIKS	Wartość min	Wartość max	5 percentyl	95 percentyl
TYP I (21 stanowisk)				
ASPT	5,500	6,750	5,615	6,611
Log ₁₀ (sel_EPTD + 1)	1,737	3,672	1,929	3,664
1-GOLD%	0,303	0,962	0,357	0,961
Całkowita liczba rodzin (S)	12,000	24,000	14,000	23,000
Liczba rodzin EPT	7,000	15,000	8,000	12,000
Indeks różnorodności Shannona-Wienera (H')	1,337	2,426	1,474	2,304
TYP II (55 stanowisk)				
ASPT	0,000	6,733	2,175	6,588
Log ₁₀ (sel_EPTD + 1)	0,000	2,735	0,000	2,445
1-GOLD%	0,000	1,000	0,000	1,000
Całkowita liczba rodzin (S)	0,000	26,000	1,700	23,000
Liczba rodzin EPT	0,000	14,000	0,000	13,300
Indeks różnorodności Shannona-Wienera (H')	0,000	2,388	0,171	2,100
TYP III (192 stanowiska)				
ASPT	0,000	6,818	3,683	6,255
Log ₁₀ (sel_EPTD + 1)	0,000	3,268	0,000	2,784
1-GOLD%	0,000	0,992	0,017	0,876
Całkowita liczba rodzin (S)	0,000	34,000	5,000	28,450
Liczba rodzin EPT	0,000	18,000	0,000	15,000
Indeks różnorodności Shannona-Wienera (H')	0,000	2,353	0,446	2,306

TYP IV (221 stanowisk)				
ASPT	0,000	6,750	3,667	5,929
Log ₁₀ (sel_EPTD + 1)	0,000	3,593	0,000	2,657
1-GOLD%	0,000	1,000	0,043	0,965
Całkowita liczba rodzin (S)	0,000	32,000	6,000	23,000
Liczba rodzin EPT	0,000	13,000	0,000	9,000
Indeks różnorodności Shannona-Wienera (H')	0,024	2,141	0,419	2,137
TYP V (431 stanowisk)				
ASPT	0,000	6,889	4,050	6,000
Log ₁₀ (sel_EPTD + 1)	0,000	3,872	0,000	2,650
1-GOLD%	0,000	1,000	0,057	0,930
Całkowita liczba rodzin (S)	0,000	38,000	7,000	29,000
Liczba rodzin EPT	0,000	16,000	1,000	11,000
Indeks różnorodności Shannona-Wienera (H')	0,451	2,687	0,567	2,512
TYP VI (194 stanowiska)				
ASPT	0,000	6,273	3,377	5,791
Log ₁₀ (sel_EPTD + 1)	0,000	3,411	0,000	2,829
1-GOLD%	0,000	0,994	0,052	0,893
Całkowita liczba rodzin (S)	0,000	41,000	5,650	34,350
Liczba rodzin EPT	0,000	13,000	0,000	11,000
Indeks różnorodności Shannona-Wienera (H')	0,127	2,529	0,505	2,576

5. WIELOMETRYCZNY WSKAŹNIK INTERKALIBRACYJNY ICMi

Znormalizowane wartości sześciu metryksów cząstkowych posłużyły do kalkulacji Wielometrycznego Wskaźnika Interkalibracyjnego ICMi (*ang. Intercalibration Common Metrics index*) dla każdego stanowiska pomiarowego w określonym typie biocenotycznym rzek, według wzoru:

$$\begin{aligned} \text{ICMi} = & (0,334 * \text{ASPT}) + (0,266 * \log_{10} (\text{sel_EPTD} + 1)) \\ & + (0,067 * (1 - \text{GOLD}\%)) + (0,167 * \text{całkowita liczba rodzin}) \\ & + (0,083 * \text{liczba rodzin EPT}) + (0,083 * \text{H}') \end{aligned}$$

Wartość Wielometrycznego Wskaźnika Interkalibracyjnego ICMi jest ważoną średnią arytmetyczną z wartości metryksów cząstkowych.

Wartości Wielometrycznego Wskaźnika Interkalibracyjnego ICMi mogą przyjmować wartości mniejsze od zera i większe od jedności.

6. POLSKI WIELOMETRYCZNY WSKAŹNIK MMI PL

Wartości Polskiego Wielometrycznego Wskaźnika MMI PL wyznaczono na podstawie wyliczeń wartości Wielometrycznego Wskaźnika Interkalibracyjnego ICMi, przy czym **każdej wartości ICMi < 0 przypisano wartość MMI PL = 0, a wartości ICMi > 1 wartość MMI PL = 1, w pozostałych przypadkach MMI PL = ICMi** - zgodnie z procedurami przyjętymi przez Centralno-Bałtycką Geograficzną Grupę Interkalibracyjną.

7. GRANICE KLAS JAKOŚCI WÓD

Granice klas jakości wód dla poszczególnych typów biocenotycznych rzek wyznaczono następująco:

- Na podstawie otrzymanych wartości ICMi, obliczonych dla każdego badanego stanowiska z określonego typu biocenotycznego rzek, zostały wytypowane **stanowiska referencyjne** - posiadające najwyższe wartości ICMi. Wstępnie, dla każdego typu biocenotycznego rzek wyznaczono granice klas wykorzystując do obliczeń **od 4 do 24 stanowisk referencyjnych**. Takie wielowariantowe podejście do analizy umożliwiło prześledzenie zmian wyznaczonych granic klas i ich zakresów w zależności od liczby wybranych stanowisk referencyjnych oraz automatyczne porównanie i weryfikację wyznaczonych granic klas, zgodnie z wytycznymi EC i ze zinterkalibrowanymi wartościami granicznymi klas dla rzek analizowanych przez Centralno-Bałtycką Geograficzną Grupę Interkalibracyjną.
- W pierwszej kolejności, na podstawie **wartości ICMi otrzymanych dla stanowisk referencyjnych obliczono wartość mediany wskaźnika ICMi (REF EQR)** - wartości ICMi mogły wychodzić poza przedział 0-1, tzn. mogły być mniejsze od 0 lub większe od 1, stąd też **mediana wartości ICMi stanowisk (referencyjnych) wynosiła nieco poniżej lub powyżej jedności**.
- Korzystając z wartości mediany dla wskaźnika ICMi z określonej liczby stanowisk referencyjnych (REF EQR) **wyznaczano granice klas jakościowych dla stanu ekologicznego rzek**, przy czym:
 - **granica I/II** została zdefiniowana jako **5 percentyl z wartości ICMi stanowisk referencyjnych dla danego typu biocenotycznego rzek**,
 - **granica II/III** została zdefiniowana jako $REF\ EQR * 0,75$, czyli **0,75 * wartość mediany wskaźnika ICMi stanowisk referencyjnych dla danego typu biocenotycznego rzek**,
 - **granica III/IV** została zdefiniowana jako $REF\ EQR * 0,50$, czyli **0,50 * wartość mediany wskaźnika ICMi stanowisk referencyjnych dla danego typu biocenotycznego rzek**,
 - **granica IV/V** została zdefiniowana jako $REF\ EQR * 0,25$, czyli **0,25 * wartość mediany wskaźnika ICMi stanowisk referencyjnych dla danego typu biocenotycznego rzek**.

8. HARMONIZACJA GRANIC KLAS JAKOŚCI WÓD

Ostatecznego wyboru granic klas jakości wód dla poszczególnych typów biocenotycznych rzek Polski (Tab. 15) dokonano w oparciu o zalecenia Centralno-Bałtyckiej Geograficznej Grupy Interkalibracyjnej odnośnie:

- **Wartości mediany stanowisk referencyjnych – wartość mediany ze stanowisk referencyjnych powinna być jak najwyższa, zatem zbliżona do wartości 1.** Stanowisko Komisji Europejskiej było jednoznaczne – jeśli państwa członkowskie biorące udział w ćwiczeniu interkalibracyjnym nie spełniały tego warunku, tj. wartość mediany (REF EQR) ze stanowisk referencyjnych była znacząco poniżej wartości 1, to państwa te były zobowiązane do „złożenia przekonujących wyjaśnień dotyczących braku prawidłowo wyznaczonych stanowisk referencyjnych dla danych typów biocenotycznych rzek” (Bennett i inni, 2011).
- **Warunku minimalnej liczby 6 stanowisk referencyjnych dla danego typu biocenotycznego,** koniecznych do wyznaczenia tzw. mediany „referencyjnej” (REF EQR). W przypadku danych projektowych, pochodzących z I i II typu biocenotycznego rzek Polski, wyznaczono wartość mediany (REF EQR) dla 4 stanowisk referencyjnych.
- **Pasa harmonizacji dla granic klas.** Wyznaczone granice klas dla I i II stanu jakościowego rzek Polski zostały zweryfikowane pod kątem zapisów normatywnych Komisji Europejskiej, tj. spełnienia warunków harmonizacji z wyznaczonymi przez Centralno-Bałtycką Geograficzną Grupę Interkalibracyjną – górnymi i dolnymi zakresami granic klas I i II, które kształtują się następująco:

Klasa I (Stan Bardzo Dobry/Dobry): 0,99-0,89;

Klasa II (Stan Dobry/Umiarkowany): 0,81-0,71.

Warunek harmonizacji nie został spełniony tylko w odniesieniu do wyznaczonej granicy dla I klasy dla rzek górskich (typ I) i wyżynnych (typ II). Wynikało to z ograniczonego zakresu dostępnych danych pomiarowych z aktualnie monitorowanych stanowisk referencyjnych z tych dwóch typów biocenotycznych rzek. Ponadto, niektóre wskaźniki mogą nie być wystarczająco „wrażliwe”, aby wychwycić zmiany w cechach populacyjnych ugrupowań makrobentosu, które są w tych typach rzek bardzo stabilne (dominacja przedstawicieli rzędów Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera). **Wymaga to dalszych badań oraz rozbudowy modułu oceny jakościowej o bardziej zróżnicowane w swojej strukturze metryki biologiczne i ekologiczne (moduł oceny: ang. stressor-specific).**

Tab. 15. Granice klas jakości wód dla poszczególnych typów biocenotycznych rzek Polski (typ I-VI)

Lp.	Typ biocenotyczny rzek	Eko-region ^a	Region	Granice klas ^b
I typ – potoki górskie tatrzańskie				
1	Potok tatrzański krzemianowy <i>Z <100 km²; E >800 m n.p.m.</i>	10	514	Mediana REF = 0,819 (4 REF)
2	Potok tatrzański węglanowy <i>Z <100 km²; E >800 m n.p.m.</i>	10	514	Klasa I 0,674]
				Klasa II 0,614]
				Klasa III 0,409]
				Klasa IV 0,205]
				Klasa V (0,205
II typ – potoki górskie sudeckie i rzeki wyżynne krzemianowe zachodnie				
3	Potok sudecki <i>Z <100 km²; E >800 m n.p.m.</i>	9	332	Mediana REF = 0,890 (4 REF)
4	Potok wyżynny sudecki krzemianowy z substratem gruboziarnistym (zachodni) <i>Z <100 km²; E >200-800 m n.p.m.</i>	9, 14	332, 342	Klasa I 0,860]
				Klasa II 0,667]

5	Potok wyżynny sudecki krzemianowy z substratem drobnoziarnistym (zachodni) <i>Z <100 km²; E >200-800 m n.p.m.</i>	9, 14	332, 342	Klasa III 0,445] Klasa IV 0,222] Klasa V (0,222
8	Mała rzeka wyżynna krzemianowa (zachodnia) <i>Z <101-1000 km²; E >200-800 m n.p.m.</i>	9, 14	332, 341, 342	
10	Średniej wielkości rzeka wyżynna (zachodnia) <i>Z <101-1000 km²; E >200-800 m n.p.m.</i>	9, 14	332, 341, 342	
III typ - rzeki wyżynne węglanowe i krzemianowe wschodnie				
6	Potok wyżynny węglanowy z substratem drobnoziarnistym na lessach i lessopodobnych <i>Z <100 km²; E >200-800 m n.p.m.</i>	9, 14	332, 341, 342	Mediana REF = 0, 931 (10 REF) Klasa I 0,891] Klasa II 0,698] Klasa III 0,465] Klasa IV 0,233] Klasa V (0,233
7	Potok wyżynny węglanowy z substratem gruboziarnistym <i>Z <100 km²; E >200-800 m n.p.m.</i>	9, 14	332, 341, 342	
9	Mała rzeka wyżynna węglanowa <i>Z <101-1000 km²; E >200-800 m n.p.m.</i>	9, 14	332, 341, 342	
11	Potok wyżynny karpacki krzemianowy z substratem gruboziarnistym <i>Z <100 km²; E <200 m n.p.m.</i>	10, 16	343, 513, 514, 522	
12	Potok fliszowy <i>Z <100 km²; E >200-800 m n.p.m.</i>	10, 16	343, 513, 514, 522	
13	Mała rzeka wyżynna krzemianowa karpacka (wschodnia) <i>Z <101-1000 km²; E >200-800 m n.p.m.</i>	10, 16	343, 513, 514, 522	
14	Mała rzeka fliszowa <i>Z <101-1000 km²; E >200-800 m n.p.m.</i>	10, 16	343, 513, 514, 522	
15	Średniej wielkości rzeka wyżynna karpacka (wschodnia) <i>Z <1001-10000 km²; E >200-800 m n.p.m.</i>	10, 16	343, 513, 514, 522	
IV typ - małe rzeki nizinne (RC1)				
17	Potok nizinny piaszczysty <i>Z <100 km²; E <200 m n.p.m.</i>	14, 16	313, 314, 3, 15, 317, 318, 512, 521, 841, 843, 845, 851	Mediana REF = 0,955 (8 REF) Klasa I 0,908] Klasa II 0,716] Klasa III 0,477] Klasa IV 0,239] Klasa V (0,239
V typ - rzeki nizinne oraz rzeki przyujściowe				
16	Potok nizinny lessowo-gliniasty <i>Z <100 km²; E <200 m n.p.m.</i>	14, 16	317, 318, 512, 521, 845, 851	Mediana REF = 0,956 (22 REF) Klasa I 0,903] Klasa II 0,717] Klasa III 0,478] Klasa IV 0,239] Klasa V (0,239
18	Potok nizinny żwirowy <i>Z <100 km²; E <200 m n.p.m.</i>	14, 16	313, 314, 3, 15, 317, 318, 512, 521, 841, 843, 845, 851	
19	Rzeka nizinna piaszczysto-gliniasta <i>Z <101-10000 km²; E <200 m n.p.m.</i>	14, 16	313, 314, 3, 15, 317, 318, 512, 521, 841, 843, 845, 851	

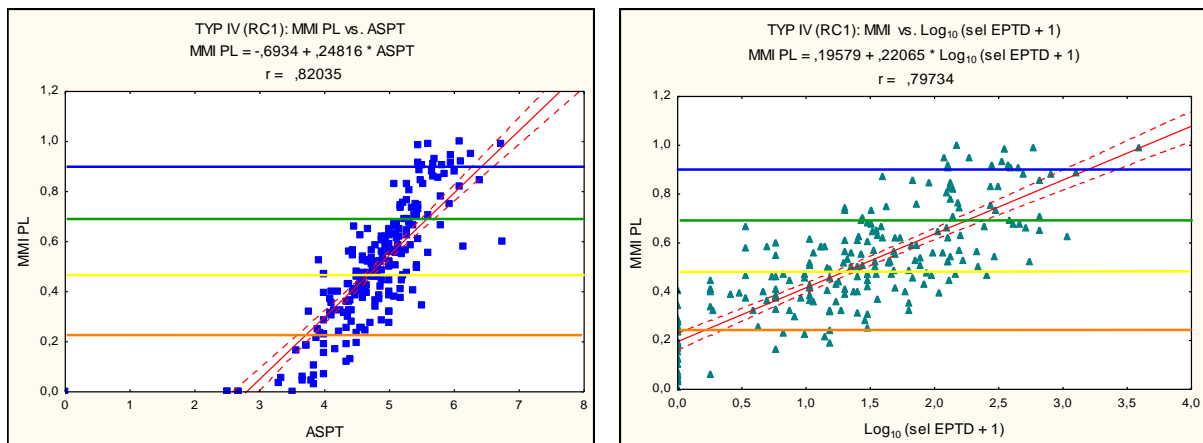
20	Rzeka nizinna żwirowa <i>Z <1001-10000 km²; E <200 m n.p.m.</i>	14,16	313, 314, 3,15, 317, 318, 512, 521, 841, 843, 845, 851	
21	Wielka rzeka nizinna <i>Z >10000 km²; E <200 m n.p.m.</i>	14,16	313, 314, 3,15, 317, 318, 512, 521, 841, 843, 845, 851	
22	Rzeka przyujściowa pod wpływem wód słonych <i>Z >1001-10000 km²; E <200 m n.p.m.</i>	14,16	313	
26	Mały ciek w dolinie wielkiej rzeki nizinnej <i>Z <100 km²; E <200 m n.p.m.</i>	-	-	
VI typ – rzeki nizinne o podłożu organicznym i rzeki nizinne łączące jeziora				
23	Potoki organiczne <i>Z <100 km²; E <200 m n.p.m.</i>	-	-	Mediana REF = 0,916 (7 REF)
24	Rzeka w dolinie zatorfionej <i>Z <101-10000 km²; E <200 m n.p.m.</i>	-	-	Klasa I 0,893]
25	Rzeki łączące jeziora <i>Z <101-10000 km²; E <200 m n.p.m.</i>	-	-	Klasa II 0,687]
				Klasa III 0,458]
				Klasa IV 0,229]
				Klasa V (0,229

a Ekoregion 9: Wyżyny Centralne; ekoregion 10: Karpaty; ekoregion 14: Równiny Centralne; ekoregion 16: Równiny Wschodnie (skrót: Z – wielkość zlewni, E – wysokość nad poziomem morza).

b: Nawias „]” oznacza prawostronne domknięcie klasy (wartość jest uwzględniana w danej klasie), nawias „(” oznacza lewostronne otwarcie klasy (wartość nie jest uwzględniana w danej klasie).

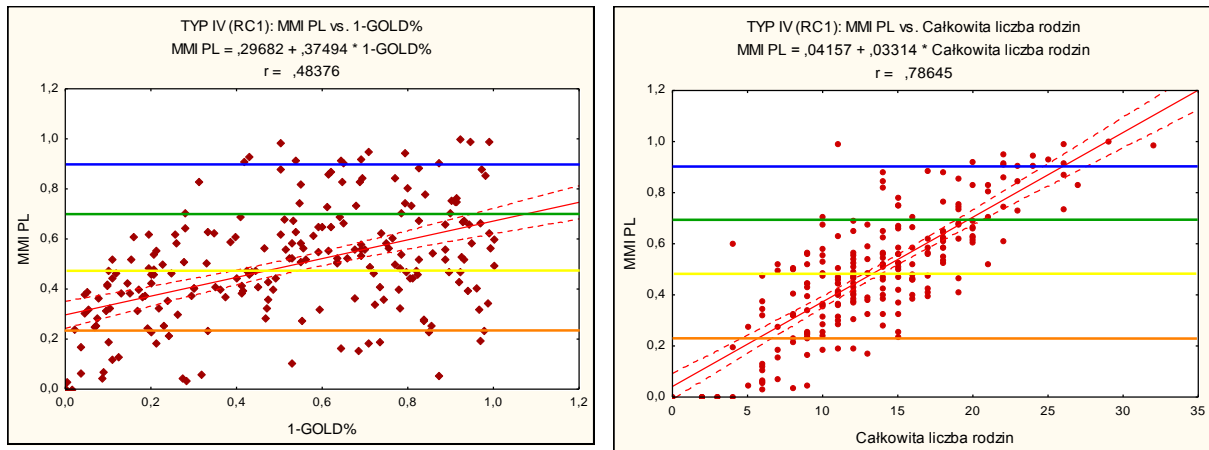
9. ANALIZA PORÓWNAWCZA ZGODNOŚCI POLSKIEGO WIELOMETRYCZNEGO WSKAŹNIKA MMI PL Z WYTYCZNYMI CENTRALNO-BAŁTYCKIEJ GEOGRAFICZNEJ GRUPY INTERKALIBRACYJNEJ

W niniejszym opracowaniu dokonano **analizy wpływu wartości poszczególnych cząstkowych metriksów na ocenę stanu ekologicznego rzek, mierzonego za pomocą wartości Polskiego Wielometrycznego Wskaźnika MMI PL.**

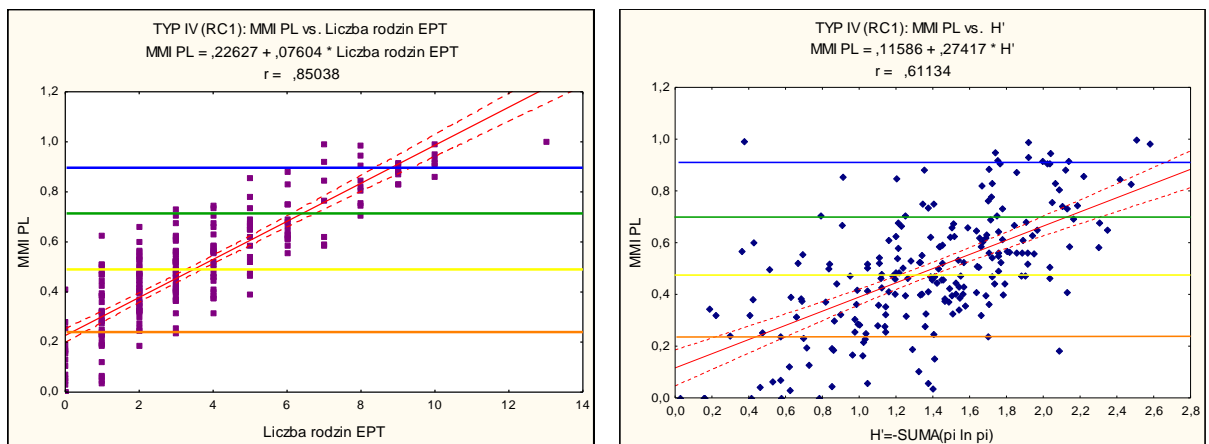


Ryc. 29. Korelacja i regresja pomiędzy wartościami Polskiego Wielometrycznego Wskaźnika MMI PL, mierzącego stan ekologiczny rzek typu biocenotycznego IV (RC1 – małe rzeki nizinne) na podstawie makrobezkręgowców bentosowych, a wartościami metriksów cząstkowych: ASPT i $\log_{10}(\text{sel_EPTD} + 1)$ (wartości bezwzględne)

Ryciny 29-31 przedstawiają siłę związku korelacyjnego pomiędzy zaobserwowanymi wartościami poszczególnych metryksów cząstkowych, a obliczonymi wartościami Polskiego Wielometrycznego Wskaźnika MMI PL, na przykładzie rzek reprezentujących typ biocenotyczny IV¹³ (małe rzeki nizinne). Najwyższe wartości współczynnika korelacji otrzymano w analizie związku pomiędzy wartościami MMI PL, a czterema metryksami cząstkowymi, związanymi z obecnością taksonów wrażliwych i różnorodnością taksonomiczną: ASPT ($r=0,820$), $\log_{10}(\text{sel_EPTD} + 1)$ ($r=0,797$), całkowita liczba rodzin ($r=0,786$) oraz liczba rodzin z rzędów EPT ($r=0,850$).



Ryc. 30. Korelacja i regresja pomiędzy wartościami Polskiego Wielometrycznego Wskaźnika MMI PL, mierzącego stan ekologiczny rzek typu biocenotycznego IV (RC1 – małe rzeki nizinne) na podstawie makrobezkręgowców bentosowych, a wartościami metryksów cząstkowych: 1-GOLD% i całkowita liczba rodzin (wartości bezwzględne)



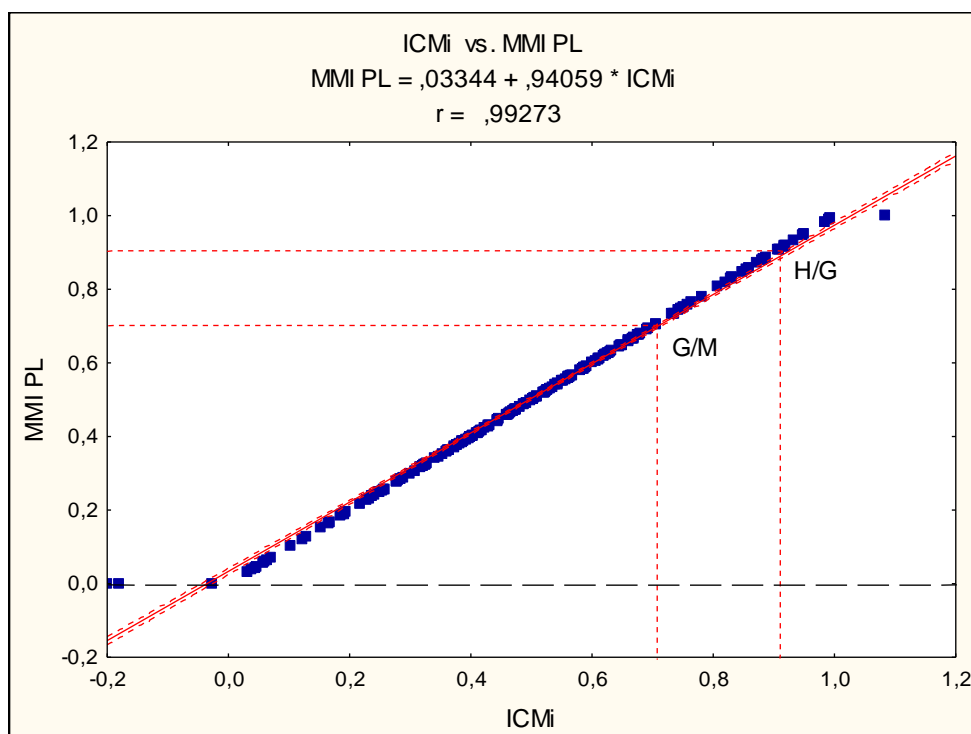
Ryc. 31. Korelacja i regresja pomiędzy wartościami Polskiego Wielometrycznego Wskaźnika MMI PL, mierzącego stan ekologiczny rzek typu biocenotycznego IV (RC1 – małe rzeki nizinne) na podstawie makrobezkręgowców bentosowych, a wartościami metryksów cząstkowych: liczba rodzin z rzędów EPT (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera) i indeksu $H' = -\sum(\pi \ln \pi)$ (wartości bezwzględne)

Występowanie istotnych statystycznie, dodatnich związków korelacyjnych pomiędzy wszystkimi metryksami cząstkowymi, a wartościami Polskiego Wielometrycznego Wskaźnika MMI PL w IV typie biocenotycznym rzek potwierdza, iż wskaźnik MMI PL

¹³ Małe, nizinne rzeki Polski należą do europejskiego typu rzek RC1, wyodrębnionego przez Centralno-Bałtycką Geograficzną Grupę Interkalibracyjną i podlegały pełnej weryfikacji oraz harmonizacji ocen jakościowych w ramach ćwiczenia interkalibracyjnego.

wyznaczony w oparciu o zastosowane metriksy cząstkowe jest poprawną miarą określającą stan ekologiczny wód, a wzrost wartości metrików cząstkowych (każdego z osobna) powoduje wzrost wartości wskaźnika MMI PL – tak jak założono w teorii.

Dodatkowo, zgodnie z zaleceniami CB GIG, wartości Wielometrycznego Wskaźnika Interkalibracyjnego ICMi porównano z wartościami Polskiego Wskaźnika Wielometrycznego MMI PL, mierzącego stan ekologiczny rzek – w tym przypadku, analizowano małe rzeki nizinne Polski, należące do typu biocenotycznego IV (typ rzek europejskich: RC1). Rycina 32 przedstawia równanie regresji wartości Polskiego Wielometrycznego Wskaźnika MMI PL względem wartości Wielometrycznego Wskaźnika Interkalibracyjnego ICMi. Wysoka wartość współczynnika korelacji liniowej ($r=0,993$) potwierdza istotną statystyczną zależność pomiędzy wartościami zaproponowanego wskaźnika MMI PL, a wartościami wskaźnika ICMi. Natomiast wartość współczynnika determinacji $R^2=(0,993)^2=0,986$ dla tej regresji wskazuje, że zmienność wartości MMI PL aż w 98,6% objaśniona została przez zmienność wartości ICMi. W konsekwencji, Polski Wielometryczny Wskaźnik MMI PL został skalibrowany jako zgodny, zharmonizowany z oceną Wielometrycznego Wskaźnika Interkalibracyjnego ICMi – tak jak założono w teorii.



Ryc. 32. Korelacja i regresja wartości Polskiego Wielometrycznego Wskaźnika MMI PL, mierzącego stan ekologiczny rzek typu biocenotycznego IV (Typ RC1) na podstawie makrobezkręgowców bentosowych, a wartościami Wielometrycznego Wskaźnika Interkalibracyjnym ICMi, z zaznaczeniem granic klas dla stanu ekologicznego rzek: bardzo dobrego i dobrego H/G oraz dobrego i umiarkowanego G/M

W Tabeli 16 zamieszczono współczynniki korelacji pomiędzy metrikami cząstkowymi, a wskaźnikami MMI PL dla wszystkich wyodrębnionych typów biocenotycznych rzek. W przypadku typów biocenotycznych II-VI wszystkie współczynniki korelacji okazały się istotne statystycznie. Jedynie, dla I typu biocenotycznego brak jest statystycznego związku pomiędzy wartościami $\log_{10}(\text{sel_EPTD} + 1)$ oraz indeksem różnorodności Shannona-Wienera (H')

a wartościami MMI PL. Przypadek ten wymaga dalszych analiz, brak istotnej statystycznie korelacji może wynikać ze zbyt małej liczby obserwacji wykorzystanych w analizie.

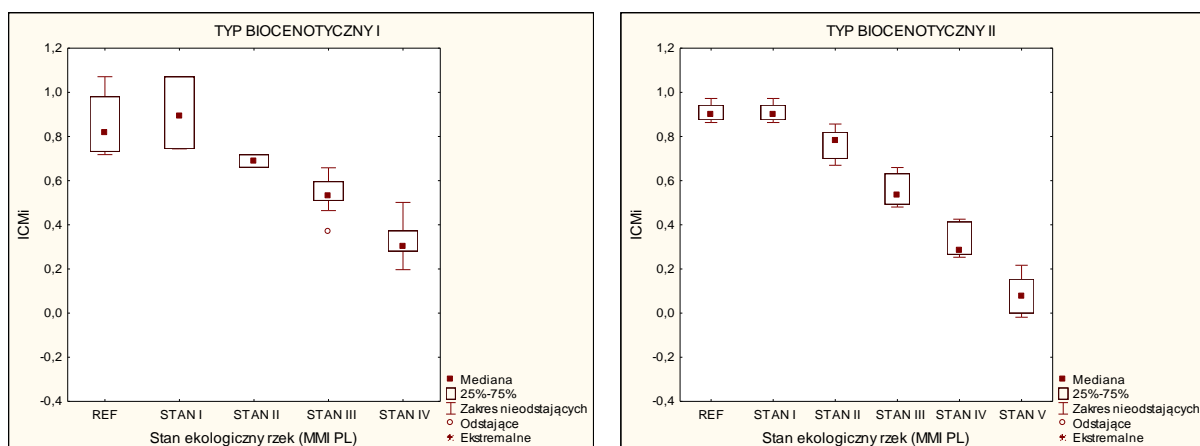
Tab. 16. Współczynniki korelacji poszczególnych metryksów cząstkowych z Polskim Wielometrycznym Wskaźnikiem MMI PL ^a

METRIKS	Typ					
	I	II	III	IV	V	VI
ASPT	0,792	0,867	0,862	0,820	0,824	0,834
Log ₁₀ (sel_EPTD + 1)	<i>0,292</i>	0,884	0,877	0,621	0,834	0,848
1-GOLD%	0,634	0,620	0,558	0,797	0,393	0,435
Całkowita liczba rodzin (S)	0,756	0,862	0,845	0,484	0,836	0,781
Liczba rodzin EPT	0,924	0,901	0,900	0,786	0,888	0,857
Indeks różnorodności Shannona- Wienera (H')	<i>0,093</i>	0,711	0,756	0,850	0,685	0,680

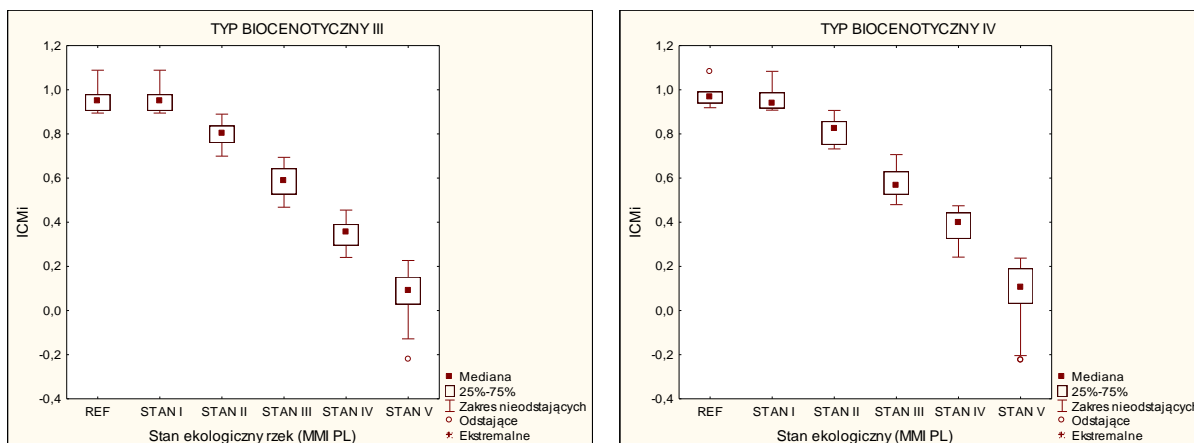
^a Wartości współczynników korelacji zapisane pogrubioną czcionką są istotne statystycznie ($p < 0,05$), wartości zapisane kursywą są nieistotne statystycznie.

Zgodnie z wytycznymi Centralno-Bałtyckiej Geograficznej Grupy Interkalibracyjnej **dla wszystkich typów biocenotycznych rzek Polski do celów porównawczych wyznaczono granice klas jakości wód i określono rozkłady ich wartości**, posługując się Wielometrycznym Wskaźnikiem Interkalibracyjnym ICMi (Ryc. 33-35). **Wyznaczone granice klas pozwalają na klasyfikację każdego stanowiska pomiarowego (wykorzystywanego w analizie) i ocenę stanu jakościowego wód badanych rzek, jak również klasyfikację nowych stanowisk należących do danego typu biocenotycznego rzek.**

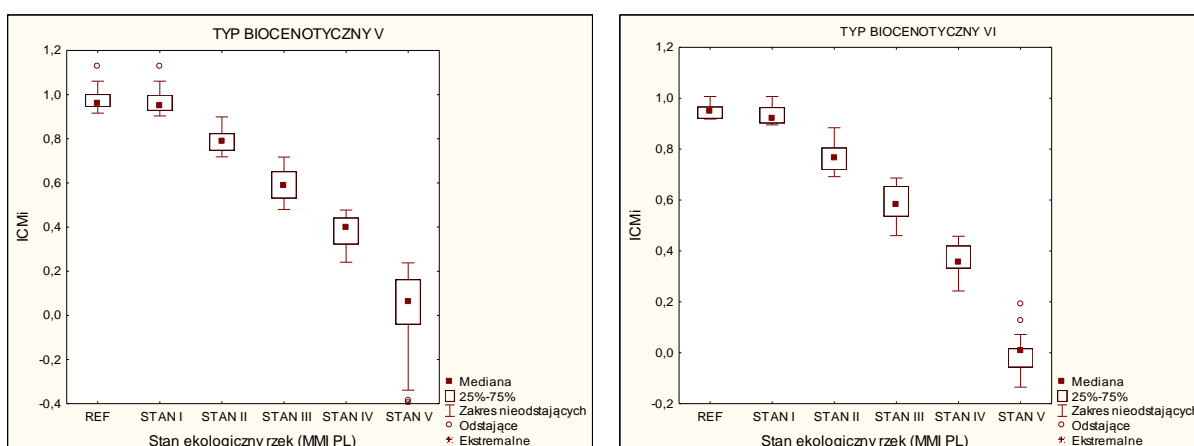
Ryciny 33-35 stanowią **graficzną prezentację granic klas jakości wód dla wszystkich VI typów biocenotycznych rzek wyodrębnionych w Polsce** (w danych pomiarowych z I typu biocenotycznego nie odnotowano stanowisk o złym stanie ekologicznym wód – Ryc. 33). W konsekwencji, wyznaczone granice klas oraz rozkłady ich wartości umożliwiają porównywanie stanu ogólnej degradacji wód pomiędzy rzekami różnego typu biocenotycznego.



Ryc. 33. Rozkład klas jakości wód dla I typu biocenotycznego rzek (potoki górskie tatrzańskie) oraz II typu biocenotycznego rzek (potoki sudeckie i rzeki wyżynne krzemianowe, zachodnie), w ocenie stanu ekologicznego rzek Polski za pomocą bezkręgowców wodnych, w odniesieniu do wartości Wielometrycznego Wskaźnika Interkalibracyjnego ICMi (zawiera on wszystkie analizowane metryksy cząstkowe)



Ryc. 34. Rozkład klas jakości wód dla III typu biocenotycznego rzek (rzeki wyżynne węglanowe i krzemianowe, wschodnie) i dla IV typu biocenotycznego rzek (RC1 – małe rzeki nizinne), w ocenie stanu ekologicznego rzek Polski za pomocą bezkręgowców wodnych, w odniesieniu do wartości Wielometrycznego Wskaźnika Interkalibracyjnego ICMi (zawiera on wszystkie analizowane metryki cząstkowe)



Ryc. 35. Rozkład klas jakości wód dla V typu biocenotycznego rzek (duże rzeki nizinne i rzeki przyujściowe) i dla VI typu biocenotycznego rzek (rzeki organiczne, bagienne i nizinne łączące jeziora), w ocenie stanu ekologicznego rzek Polski za pomocą bezkręgowców wodnych, w odniesieniu do wartości Wielometrycznego Wskaźnika Interkalibracyjnego ICMi (zawiera on wszystkie analizowane metryki cząstkowe)

Wartości Wielometrycznego Wskaźnika Interkalibracyjnego ICMi, wartości Polskiego Wielometrycznego Wskaźnika MMI PL oraz granice klas jakości wód wraz z rozkładem ich wartości, mogą zostać wykorzystane do bardziej zaawansowanych porównań wielowymiarowych w dalszych opracowaniach krajowych i międzynarodowych, związanych z procesem interkalibracji.

Aneks V. Sumaryczny Wskaźnik Jakości Wód BMWP_PL – system punktacji dla rodzin makrobezkręgowców wodnych

Tab. 17. Sumaryczny Wskaźnik Jakości Wód BMWP_PL – system punktacji dla rodzin makrobezkręgowców wodnych¹⁴ zastosowany w wyliczeniach wartości wskaźnika ASPT (według Kownacki, Soszka, 2004)

Sumaryczny Wskaźnik Jakości Wód BMWP_PL		
1	Ameletidae	10
2	Ancylidae	3
3	Aphelocheiridae	7
4	Asellidae	3
5	Astacidae	8
6	Athericidae	8
7	Baetidae	6
8	Beraeidae	10
9	Behningiidae	9
10	Bithyniidae	6
11	Blephariceridae	10
12	Brachycentridae	7
13	Caenidae	7
14	Calopterygidae	7
15	Cambaridae	5
16	Capniidae	8
17	Ceratopogonidae	4
18	Chironomidae	3
19	Chloroperlidae	8
20	Coenagrionidae	6
21	Cordulegastridae	9
22	Corixidae	5
23	Corophiidae	6
24	Culicidae	2
25	Dreissenidae	7
26	Dytiscidae	5
27	Ecnomidae	6
28	Elmidae	7
29	Empididae	6
30	Ephemerellidae	7
31	Ephemeridae	7
32	Erpobdellidae	3
33	Gammaridae	6
34	Glossiphoniidae	3
35	Glossosomatidae	10
36	Goeridae	9
37	Gomphidae	7
38	Gyrinidae	5
39	Haliplidae	5
40	Heptageniidae	8

¹⁴ W odniesieniu do wszystkich przedstawicieli rodziny Heptageniidae uwzględniono punktację równą 8, bez różnicowania rodzajów *Rhithrogena* i *Epeorus*. Przedstawiciele wyodrębnionej taksonomicznie rodziny Pediciidae są wliczani nadal do rodziny Limoniidae.

Sumaryczny Wskaźnik Jakości Wód BMWP_PL		
41	Hirudinidae	3
42	Hydrobiidae	5
43	Hydrophilidae	5
44	Hydropsychidae	5
45	Hydroptilidae	6
46	Lepidostomatidae	9
47	Leptoceridae	10
48	Leptophlebiidae	7
49	Leuctridae	7
50	Limnephilidae	7
51	Limoniidae	6
52	Lymnaeidae	3
53	Mesoveliidae	5
54	Molannidae	10
55	Naucoridae	5
56	Nemouridae	6
57	Nepidae	5
58	Neritidae	6
59	Notonectidae	5
60	Odontoceridae	10
61	Oligochaeta	2
62	Oligoneuriidae	8
63	Perlidae	8
64	Perlodidae	7
65	Philopotamidae	8
66	Physidae	3
67	Piscicolidae	6
68	Planorbidae	4
69	Platycnemididae	6
70	Pleidae	5
71	Polycentropodidae	6
72	Potamanthidae	7
73	Psychodidae	1
74	Psychomyiidae	5
75	Rhyacophilidae	7
76	Sericostomatidae	7
77	Sialidae	3
78	Simuliidae	6
79	Siphonuridae	7
80	Sphaeriidae	4
81	Syrphidae	1
82	Thaumaleidae	10
83	Taeniopterygidae	9
84	Tipulidae	5
85	Unionidae	7
86	Valvatidae	4
87	Veliidae	5
88	Viviparidae	7
<i>Łączna punktacja</i>		541

Podziękowania:

Autorzy chcieliby złożyć szczególne podziękowania Pietowi F. M. Verdonschot (Universiteit van Amsterdam i Alterra Wageningen UR) i Rebi C. Nijboer (Alterra Wageningen UR) za cenne wskazówki merytoryczne w trakcie opracowywania manuskryptu oraz wydatną pomoc w realizacji projektów związanych z wdrażaniem RDW w Polsce. Składamy serdeczne podziękowania Wouterowi van de Bund (EC, Directorate General Joint Research Centre), Richardowi K. Johnson (Swedish University of Agricultural Sciences, REFCOND CIS group) i Ralphowi T. Clarke (Bournemouth University) za pomoc metodyczną, szczególnie ważną w pracach dotyczących interkalibracji. Dziękujemy Stanisławowi Czachorowskiemu, który dokonał wnikliwej i krytycznej recenzji manuskryptu – dzięki temu opracowanie ogromnie zyskało merytorycznie i językowo. Pragniemy szczególnie serdecznie podziękować Pani Dyrektor Departamentu Monitoringu i Informacji Głównego Inspektoratu Środowiska Lucynie Dygas-Ciołkowskiej oraz Przemysławowi Gruszeckiemu i Piotrowi Pankowi za zaangażowanie i merytoryczne wsparcie.

LITERATURA

1. Allan, J. D. 1998. *Ekologia wód płynących*. PWN, Warszawa, 451pp.
2. AMOEBA. 1991. W: Van Dijk, G.M., Marteijs, E.C.L. (eds.). *Ecological rehabilitation of the river Rhine, the Netherlands research summary report. 1988-1992. Report n^o. 50.*
3. AQEM/STAR. 2003. *Manual for completing the AQEM/STAR site protocol (version 11/6/02).*
4. Armitage, P. D., Moss, Wright, J. F., Furse, M. T. 1983. *The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrate over a wide range of unpolluted running-water sites. Wat. Res., 17: 333-347.*
5. Bajkiewicz-Grabowska, E., Mikulski, Z. 1993. *Hydrologia ogólna*, PWN, Warszawa, 287pp.
6. Barbour, M. T., Gerritsen, J., Griffith, G. E., Frydenborg, R., McCarron, E., White, J. S., Bastian, M. L. 1996. *A framework for biological criteria for Florida streams using benthic macroinvertebrates. J. N. Am. Benthol. Soc., 15, 2: 185-211.*
7. Barbour, M. T., Gerritsen, J., Snyder, B. D., Stribling, J. B. 1999. *Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, D.C.*
8. Barbour, M. T., Plafkin, J. L., Bradley, B. P., Graves, C. G., Wieseeman, R. W. 1992. *Evaluation of EPA's rapid bioassessment benthic metrics: metric redundancy and variability among reference stream sites. Environmental Toxicology and Chemistry, 11: 437-449.*
9. Barbour, M. T., Stribling J. B., Karr, J. R. 1995. *The multimetric approach for establishing biocriteria and measuring biological condition. W: W.S.Davis, Simon, T.P. (eds), Biological assessment and criteria: tools for water resource planning and decision making. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida.*
10. Bennett, C., Kelly, M., Pardo, I., Owen, R. 2011. *Instruction Manual for Intercalibrating National System for Macroinvertebrates and Phytobenthos in the Central Baltic Geographic Intercalibration Group. EC, Version 3, 14pp.*
11. Birkett, J. W., Lester, J. N. 2003. *Endocrine disrupter in wastewater and sludge treatment process. Boca Raton: CRC Press LLC.*
12. Bis, B. 2002. *Ecological Integrity Assessment as a Strategic Component of Sustainable Water Management. W: Zalewski, M. (ed.), Guidelines For The Integrated Management of The Watershed – Phytotechnology and Ecohydrology. Chapter 9: 157-167, FIETC Freshwater Management Series – Issue 5, United Nations Environmental Programme – Division of Technology, Industry and Economics – International Environmental Centre (UNEP-DTIE-IETC), UNESCO-IHP, Osaga & Shiga Office, Japan.*
13. Bis, B. 2006. *Typology of Macroinvertebrate Community Responses Based on the Species Traits Analysis – Resilience and Resistance of Freshwater Ecosystems Against Human Impact. The ECOTRAITS: An interim report – Re-establishment Phase: Univ. Łódź (Poland): 2005-2006; The EC/INCO programme: ICA1-CT-2002-70020, 79pp.*
14. Bis, B. 2007a. *Metodyka reprezentatywnego poboru prób siedliskowych (MHS) zespołów fauny dennej z różnych typów wód oraz standardowych procedur laboratoryjnych dla celów monitoringu ekologicznego rzek zgodnego z założeniami Ramowej Dyrektywy Wodnej 2000/60/WE. Opracowanie na zlecenie Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska. Wyd. EXALL, Łódź.*
15. Bis, B. 2007b. *Metodyka standardowych procedur laboratoryjnych dla prób makrobezkręgowców wodnych dla celów monitoringu ekologicznego zgodnego z założeniami RDW. W: Bis, B. (red.). Metodyka reprezentatywnego poboru prób siedliskowych (MHS) zespołów fauny dennej z różnych typów wód oraz standardowych procedur laboratoryjnych dla celów monitoringu ekologicznego rzek zgodnego z założeniami Ramowej Dyrektywy Wodnej 2000/60/WE. Opracowanie na zlecenie Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska. Rozdział II: 3-16. Wyd. EXALL, Łódź.*
16. Bis, B. 2008. *Assessing the Ecological Status Assessment of Freshwaters. W: Voreadou C. (red.), Freshwater Ecosystems in Europe – An Educational Approach, Chapter 4: 56-69, Natural History Museum Of Crete, Selena Press, Heraklion, Greece.*
17. Bis, B. 2009. *Przewodnik metodyczny do przeprowadzenia oceny stanu ekologicznego i klasyfikacji rzek Polski na podstawie analiz zespołów makrobezkręgowców bentosowych, zgodnie z wytycznymi przewodnika REFCOND opracowanego w ramach wspólnej strategii wdrażania Ramowej Dyrektywy Wodnej. Opracowanie na zlecenie Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska, Uniwersytet Łódzki, 48pp.*

18. Bis, B. 2011. Ocena stanu ekologicznego rzek Polski na podstawie analiz zespołów makrobezkręgowców bentosowych, zgodnie z założeniami Ramowej Dyrektywy Wodnej. Opracowanie na zlecenie Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska, Uniwersytet Łódzki, 53pp.
19. Bis, B., Usseglio-Polatera, P. 2004. STAR: Framework Method For Calibrating Different Biological Survey Results Against Ecological Quality Classification To Be Developed For The Water Framework Directive. DELIVERABLE N2 - Species Traits. EC: EVK1-CT-2001-000895; 145pp.
20. Bis, B., Wenikajtyś, M. 2007. Metodyka reprezentatywnego poboru prób siedliskowych (MHS) zespołów fauny dennej w wodach trudnodostępnych i dużych rzekach dla celów monitoringu ekologicznego zgodnego z założeniami RDW. W: Bis, B. (red.). Metodyka reprezentatywnego poboru prób siedliskowych (MHS) zespołów fauny dennej z różnych typów wód oraz standardowych procedur laboratoryjnych dla celów monitoringu ekologicznego rzek zgodnego z założeniami Ramowej Dyrektywy Wodnej 2000/60/WE. Opracowanie na zlecenie Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska. Rozdział V: 3-15, Wyd. EXALL, Łódź.
21. Bis, B., Zdanowicz, A., Zalewski, M. 2000. Effects of catchment properties on hydrochemistry, habitat complexity and invertebrate community structure in a lowland river. *Hydrobiologia*, 422/423: 369-387.
22. Błachuta, J. 2004. Charakterystyka wybranych typów rzek i potoków Polski. W: Materiały z Konferencji Naukowo-Technicznej: Typologia i warunki referencyjne wód powierzchniowych. Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej, Bukowina Tatrzańska, 1-3 czerwca 2005.
23. Błachuta, J., Picińska-Fałtynowicz, J., Czocho, K., Kulesza, K. 2010. Abiotyczne typy wód płynących w Polsce. *Gospodarka Wodna*, 5: 181-191.
24. Böhmer, J., Rawer-Jost, C., Zenker, A. 2004. Multimetrics assessment of data provided by water managers from Germany: several different types of stressors with macrozoobenthos communities. *Hydrobiologia* 516: 215-228.
25. Buffagni, A., Erba, S., Birk, S., Cazzola, M., Feld, C., Ofenböck, T., Murray-Bligh, J., Furse, M. T., Clark, R. T., Hering, D., Soszka, H., v. d. Bund, W. 2005. Towards European Inter-calibration for the Water Framework Directive: Procedures and examples for different river types from the EC project STAR. 11th STAR deliverable. STAR Contract No: EVK1-CT 2001-00089. *Quad. Ist. Ric. Acque* 123, 468pp.
26. Buffagni, A., Erba, S., Cazzola, M., Kemp, J.K.L. 2004 The AQEM multimetrics system for the southern Italian Apennines: assessing the impact of water quality and habitat degradation on pool macroinvertebrates in Mediterranean rivers. *Hydrobiologia* 516: 313-329.
27. Bukowiec, T., Grela, J., Owsiany, M. 2006. Wybrane aspekty skalania jednolitych części wód powierzchniowych na potrzeby procesu planowania gospodarki wodnej w zlewni Sanu. W: Materiały konferencyjne z III Międzynarodowej Konferencji Naukowo-Technicznej „Błękitny San” [21-22 kwietnia 2006], Dubiecko.
28. Butterworth, F. M., Gunatilaka, A., Gonsebatt, M. E. (2001). *Biomonitoring and Biomarkers as Indicators of Environmental Change 2*. Environmental Science Research, Vol.56, Plenum Press, 508pp.
29. Chandler, J. R. 1970. A biological approach to water quality management. *Wat. Pollut. Control*, London, 69: 415-422.
30. Chovanec, A., Hofer, R., Schimer, F. Fish as bioindicators. W: Markert, B.A., Breure, A.M., Zechmeister, H.G. (red.). 2003. *Bioindicators & Biomonitoring. Principles, concepts and adaptations*. Elsevier, Amsterdam-Tokyo, 997pp.
31. Chovanec, A., Jäger, P., Jungwirth, M., Koller-Kreimel, V., Moog, O. 2000. The Austrian way of assessing the ecological integrity of running waters: a contribution to the EU Water Framework Directive. W: Jungwirth, M., Muhar, S., Schmutz S. (eds). 2000. *Assessing the Ecological Integrity of Running Waters*. *Hydrobiologia* 422/423, Kluwer Academic Publishers. Printed in the Netherlands.
32. Clarke, R., Davy-Bowker, J., Sandin, L., Friberg, N., Johnson, R. K., & Bis, B. 2006. Estimates and comparisons of the effects of sampling variation using 'national' macroinvertebrate sampling protocols on the precision of metrics used to assess ecological status. *Hydrobiologia*, 566, 1: 477-503.
33. Cummins K. W. 1973. Trophic relations of aquatic insects. *Annual Review of Entomology*, Vol. 18: 183-206.
34. Czocho, K., Kulesza, K. 2006. Warunki referencyjne specyficzne dla typów cieków w Polsce jako podstawa do prac nad oceną ekologicznego stanu wód płynących. *Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich*, 4, 3:25-36, PAN, Oddział w Krakowie, Komisja Technicznej Infrastruktury Wsi.
35. Decyzja Komisji Europejskiej 2013/480/UE, z dnia 20 września 2013 r. ustanawiająca, na podstawie dyrektywy 2000/60/WE Parlamentu Europejskiego i Rady, wartości liczbowe do celów

- klasyfikacji w systemach monitorowania państw członkowskich będące wynikiem ćwiczenia interkalibracyjnego i uchylająca decyzję 2008/915/WE.
36. Dolédec, S., Chessel, D. 1994. Co-inertia analysis: an alternative method for studying species-environment relationships. *Freshwater Biology* 31: 277-294.
 37. Dolédec, S., Statzner, B. 2010. Responses of freshwater biota to human disturbances: contribution of J-NABS to developments in ecological integrity assessments. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 29, 1: 286-311.
 38. EN 16150:2012 Water quality – Guidance on pro-rata Multi-Habitat sampling of benthic invertebrates from wadeable rivers.
 39. EPA, Ohio 1988. Biological criteria for the protection of aquatic life. Ohio Environmental Protection Agency, Division of Water Quality Monitoring and Assessment, Surface Water Section, Columbus, Ohio, USA.
 40. European Commission, 2003a. Guidance Document on Identification of water bodies: Horizontal guidance document on the application of the term "water body" in the context of the Water Framework Directive.
 41. European Commission, 2003b. Guidance on establishing reference conditions and ecological status class boundaries for inland surface waters. Produced by Working Group 2.3 (REFCOND) under the EU CIS.
 42. European Commission, 2003c. Towards a Guidance on Establishment of the Intercalibration Network and the Process on the Intercalibration Exercise. Produced by Working Group 2.5 – Intercalibration.
 43. European Commission, 2012. Plan ochrony zasobów wodnych Europy (A Blueprint to Safeguard Europe's Water Resources)(COM/2012/0673 final). Komunikat Komisji Do Parlamentu Europejskiego, Rady, Europejskiego Komitetu Ekonomiczno-Społecznego i Komitetu Regionów.
 44. Extence, C. A., Bates, A. J., Forbes, W.J., Barham, P. J. 1987. Biologically based water quality management. *Quality Rating System. Environ. Pollut.*, 45: 221-236.
 45. Feld, C. K., Hering, D. 2007. Community structure or function: effects of environmental stress on benthic macroinvertebrates at different spatial scales. *Freshwater Biology* 52: 1380-1399.
 46. Feld, Ch. K., Bis, B. 2003. Was ist der „ sehr gute ökologische Zustand“ nach EU-WRRL für mittelgroße Sandflüsse des Tieflands? (DEMARECO Project). W: Symposium Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL), 6.2: 19-25.
 47. Fisher, R.A., Corbet, A.S., Williams, C.B. 1943. The relation between the number of species and the number of individuals in a random sample of an animal population. *J. Anim. Ecol.* 12: 42-58.
 48. Flotemersch, J. E., Blocksom, K., Hutchens, J. J., Autrey, B. C. 2006. Development of a standardized large river bioassessment protocol (LR-BP) for macroinvertebrate assemblages. *River Res. Applic.* 22: 775-790.
 49. Fredrich, G. 1990. Eine Revision der Saprobien-systems. *Z. Wasser- Abwasser-Forsch.* 23, 141-152.
 50. Furse, M., Hering, D., Moog, O., Verdonschot, P., Sandin, L., Brabec, K., Gritzalis, K., Buffagni, A., Pinto, P., Friberg, N., Murray-Bligh, J., Kokes, J., Alber, R., Usseglio-Polatera, P., Haase, P., Sweeting, R., Bis, B., Szoszkiewicz, K., Soszka, H., Springe, G., Sporcka, F., Krno, I. 2006. The STAR project: context, objectives and approaches. *Hydrobiologia*, 566: 3-29.
 51. Gessner, M. O., Chauvet, E. 2002. A case for using litter breakdown to assess functional stream integrity. *Ecological Applications* 12: 498-510.
 52. Gore, J. A., La Point, T. W. 1988. The role of benthos in impact assessment. North American Benthological Society, Technical Information Workshop, Tuscaloosa, Alabama, 24pp.
 53. Haase, P., Lohse, S., Pauls, S., Schindehote, K., Sundermann, A., Rolaufts, P., Hering, D. 2004b. Assessing streams in Germany with benthic invertebrates: development of a practical standardised protocol for macroinvertebrate sampling and sorting. *Limnologica* 34: 349-365.
 54. Haase, P., Pauls, S., Sundermann, A., Zenker, A. 2004a. Testing different sorting techniques in macroinvertebrate samples from running waters. *Limnologica* 34: 366-378.
 55. Hasse, P., Sundermann, A. 2004. Standardisierung der Erfassungs-und Auswertungsmethoden von Makrozoobenthos-untersuchungen in Fließgewässern. Förderkennzeichen: O 4.02.
 56. Hawkins, C. P., Olson, J. R., Hill, R. A. 2010. The reference condition: predicting benchmarks for ecological and water-quality assessments. *Journal of the North American Benthological Society* 29: 312-343.
 57. Hayslip, G. A., 1993. EPA Region 10 In-Stream Biological Monitoring Handbook (for Wadeable streams in the Pacific Northwest). EPA 910-9-92-013, U.S. Environmental Protection Agency – Region 10, Environmental Services Division, Seattle, Washington.
 58. Hellawell, J. M. 1986. Biological indicators of freshwater pollution and environmental management. *Pollution Monitoring Series, Elsevier Applied Science, London*, 546pp.

59. Hering D, Buffagni A., Moog O., Sandin L., Sommerhau M. Stubauer I., Feld C., Johnson R., Pinto P., Skoulidakis N., Verdonschot P., Zahradkova S. 2003. The development of a system to assess the ecological quality of streams based on macroinvertebrates – design of the sampling programme within the AQEM project. *International Review of Hydrobiology* 88: 345-361.
60. Hering D., Moog O., Sandin L., Verdonschot P.F.M. 2004. Overview and application of the AQEM assessment system. *Hydrobiologia* 516: 1-20.
61. Hering, D., Johnson, R. K., Buffagni, A. 2006a. Linking organism groups – major results and conclusions from the STAR project. *Hydrobiologia*, 566, 1: 109-113.
62. Hering, D., Johnson, R. K., Kramm, S., Schmutz, S., Szoszkiewicz, K., Verdonschot, P. F. M. 2006b. Assessment of European streams with diatoms, macrophytes, macroinvertebrates and fish: a comparative metric-based analysis of organism response to stress. *Freshwater Biology*, 51, 9, 1: 1757-1785.
63. Hering, D., Meier, C., Rawer-Jost, C., Feld, C. K., Biss, R., Zenker, A. , Sundermann, A., Lohse, S., Böhmer, J. 2004. Assessing streams in Germany with benthic invertebrates: selection of candidate metrics. *Limnologica* 34: 398-415.
64. Illies, J. (ed.) 1978.: *Limnofauna Europaea*. - G. Fischer.
65. IMPRESS – EC. 2002. Guidance for the analysis of Pressures and Impacts in accordance with the Water Framework Directive.
66. ISO 7828. 1985. Water quality – Methods of biological sampling – Guidance on handnet sampling of aquatic benthic macro-invertebrates.
67. Johnson, R. K. , D. Hering , M. T. Furse, Clarke, K. E. 2006. Detection of ecological change using multiple organism groups: metrics and uncertainty. *Hydrobiologia* 566: 115-137.
68. Johnson, R. K., Hering, D., Furse, M., Verdonschot, P.F.M. 2006. Indicators of ecological change: comparison of the early response of four organism groups to stress gradients. *Hydrobiologia*, 566, 1: 139-152.
69. Johnson, R. K., Hering, D. 2009. Response of taxonomic groups in streams to gradients in resource and habitat characteristics. *Journal of Applied Ecology*, 46, 1: 175-186.
70. Jungwirth, M., Muhar, S., Schmutz, S. (eds). 2000. *Assessing of Ecological Integrity of Running Waters*. *Developments in Hydrobiology* 149, Kluwer AP, 487pp.
71. Karr, J., Fausch, K. D., Angermeier, P. L., Yant, P. R., Schlosser, I. J. 1986. *Assessing Biological Integrity in Running Waters, A Method and Its Rationale*. Illinois Natural History Survey, Special Publication 5.
72. Karr, J. R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* 66: 21-27.
73. Kelly, M. G. 1998. Use of the trophic diatom index to monitor eutrophication in rivers. *Water Res.* 32: 236-242.
74. Kerans, B. L., Karr, J. R. 1994. A benthic index of biotic integrity (B-IBI) for rivers of the Tennessee Valley. *Ecological Applications*, 4, 4: 768-785.
75. Knopp, H. 1955. Grundsatzliches zur Frage biologischer Vorflutersuchungen, erlautert an einem Gutelangsschnitt des Mains. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 22: 363-68.
76. Kolkwitz, R. 1950. *Oekologie der Saprobien*. Schriftenreihe, Des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene, 1-64.
77. Kolkwitz, R., Marsson, M. 1909. *Okologie der tierischen Saprobien*. Beitrage zur Lahre von der biologischen Gewasserbeurteilung. *Int. Rev. Hydrobiol.* 2: 126-152.
78. Kondracki, J. 1998. *Geografia regionalna Polski*, PWN, Warszawa, 450pp.
79. Kownacki, A., Soszka, H. 2004. Wytyczne do oceny stanu rzek na podstawie makrobezkręgowców oraz pobieranie prób makrobezkręgowców w jeziorach. IOŚ. Warszawa.
80. Lange-Bertalot, H. 1994. Benthische Diatomeen – Gesselschaften in Zuge veränderter Wasserqualitäten im Rhein zwischen Ludwigshafen und Lorch von 1974 bis 1993. Diplomarbeit, Fachbereich Biologie der J.W. Goethe – Universität Frankfurt am Main, 1-157.
81. Lanz, K., Scheuer, S. 2001. *EU Water Policy under the Water Framework Directive*. 81pp. Brussels: EEB.
82. LAWA-Projekt O 4.02. 2006. *Handbuch zur Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern auf der Basis des Makrozoobenthos vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie [Stand Februar 2006]*, 108pp.
83. M6119-2. 2006. *Guidelines for the ecological study and assessment of rivers – Macrozoobenthos. Part 2: A Standardized Procedure for prorated Multi-Habitat-Sampling*.
84. Margalef, R. 1951. *Diversidad de especies en las comunidades naturales*. *Publnes. Inst. Biol. Apl.*, Barcelona, 6: 59-72.

85. Markert, B. A., Breure, A. M., Zechmeister, H. G. (eds.). 2003. Bioindicators & Biomonitors. Principles, concepts and adaptations. Elsevier, Amsterdam-Tokyo, 997pp.
86. McIntosh, R. P. 1967. An index of diversity and the relation of certain concepts to diversity. *Ecology*, 48: 392-404.
87. Menhinik, E. F. 1964. A comparison of some species – individuals diversity indices applied to samples of field insects. *Ecology*, 45: 859-861.
88. Moog, O., Chovanec, A., Hinteregger, J., Römer, A. 1999. Austrian Guidelines for the assessment of the saprobiological water quality of rivers and streams (Richtlinie zur Bestimmung der saprobiologischen Gewässergüte von Fließgewässern)- Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft. Wasserwirtschaftskataster, Wien, 144pp.
89. Murray, N., Eisenreich, S., Heiskanen, A.S., van de Bund, W., Cardoso, A. C. 2002. Ecological Status Classification of Surface Waters – A Challenge for Implementation of the Water Framework Directive. SWAP Meeting. JRC European Commission.
90. Murray-Bligh, J. A. D. 1999. Procedures for collecting and analysing macro-invertebrate samples. Quality Management Systems for Environmental monitoring: Biological Techniques, BT001. (Version 2.0, 30 July 1999). Bristol (Environment Agency).
91. Nijboer, R. C., Verdonschot, P. F. M., Johnson, R. K., Sommerhäuser, M., Buffagni, A. 2004. Establishing reference conditions for European streams. W: Hering, D., Verdonschot, P.F.M., Moog, O., Sandin, L. (eds). *Integrated Assessment of Running Waters in Europe*, 1, 1: 91-105.
92. Ofenböck, T., Moog, O., Gerritsen, J., Barbour, M. 2004. A stressor specific multimetric approach for monitoring running waters in Austria using benthic macroinvertebrates. *Hydrobiologia* 516: 251-268.
93. ÖNORM, M6232: 1995. Saprobien Water Quality Assessment. Richtlinien für die ökologische Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern. österr. Normungsinstitut. Wien.
94. Pantle, R., Buck, H. 1955. Die biologische Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse. *Z. Wasser-Abwasser*, 96, 18: 604.
95. Pielou, E. C. 1969. An introduction to mathematical ecology. Wiley-Interscience, New York, 286pp.
96. Pinto, P., Rosado, J., Morais, M., Anutes, I. 2004. Assessment methodology for southern siliceous basins in Portugal. *Hydrobiologia* 516: 191-214.
97. Plafkin, J. L., Barbour, M. T., Porter, S. K., Gross, S. K., Hughes, R. M. 1989. Rapid bioassessment protocols for use in streams and rivers: benthic macroinvertebrates and fish. EPA 440-4-89-001. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water. Washington, D.C.
98. Plafkin, J. L., Barbour, M. T., Porter, S. K., Gross, S. K., Hughes, R. M. 1989. Rapid bioassessment protocols for use in streams and rivers: benthic macroinvertebrates and fish, EPA 440-4-89-001, U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, D.C.
99. PN-EN 16150:2012E. Jakość wody – Wytyczne do proporcjonalnego wielośrodowiskowego pobierania makrobezkręgowców z płytkich rzek. Polski Komitet Normalizacyjny.
100. RDW [Ramowa Dyrektywa Wodna] Water Framework Directive, 2000. Directive of the European Parliament and of the Council 2000/60/EC Establishing a Framework for Community Action in the Field of Water Policy, 1997/0067(COD), C5-0347/2000, LEX 224, PE-CONS 3639/1/00, REV1.
101. Reynoldson, T. B., Norris, R. H., Resh, V. H., Day, K. E., Rosenberg, D. M. 1997. The reference condition: a comparison of multimetric and multivariate approaches to assess water-quality impairment using benthic macroinvertebrates. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 16: 833-852.
102. Rosenberg, D. M., Resh, V. H. (Eds.) 1993. *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman and Hall, London.
103. Rott, E., G. Hofmann, K. Pall, P. Pfister, Pipp. E. 1997. Indikationslisten für Aufwuchsalgen in österreichischen Fließgewässern. Teil 1: Saprobien Indikation. Wasserwirtschaftskataster. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft. Stubenring 1, 1010 Wien, Austria.
104. Shackelford, B., 1988. Rapid bioassessment of lotic macroinvertebrate communities: biocriteria development. Arkansas Department of Pollution Control and Ecology, Little rock, Arkansas.
105. Shannon, C. E., Weaver, W. 1949. The mathematical theory of communication. The University of Illinois Press, Urbana, 19-107.
106. Shannon, C. E. 1948. A mathematical theory of communication. *Bell Systems Tech. J.* 27: 379-656.
107. Simpson, E. H. 1949. Measurement of diversity. *Nature Lond.* 163: 688pp.
108. Sladeczek, V. 1973. System of Water Quality from the Biological Point of View. *Arch. Hydrobiol. Beih.* 7: 1-218.
109. STAR. 2003. Site Protocols. www.eu-star.at

110. Statzner, B., Bis, B., Dolédec, S., Usseglio-Polatera, P. 2001. Perspectives for biomonitoring at large spatial scales: a unified measure for the functional diversity of invertebrate communities in European running waters. *Basic Appl. Ecol.* 2: 73-85.
111. Stoddard, J. L., Herlihy, A. T. D., Peck, V., Hughes, R. M., Whittier, T. R., Tarquinio, E. 2008. A process for creating multimetric indices for large-scale aquatic surveys. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 27: 878-891.
112. Stoddard, J. L., Larsen, D. P., Hawkins, C. P., Johnson, R. K., Norris, R. H. 2006. Setting expectations for the ecological condition of streams: the concept of reference condition, *Ecological Applications* 16, 4: 1267-1276.
113. Tolkamp, H. H., Gardeniers, J. J. P. 1971. Hydrobiological survey of lowland streams in the Achterhoek (The Netherlands) by means of a system for the assessment of water quality and stream character based on macroinvertebrates. *Mitteilungen*, 41: 215-237, Inst. Wasserwirtschaft, Hydrologie und Landwirtschaftlichen Wasserbau, Technischen Universität Hannover.
114. Tuffery, G., Verneaux, J. 1968. Methode de determination de la qualite biologique des eaux courantes. Exploitation codifiee des inventaires de fauna du fond. Ministre de l'Agriculture (France), 23 pp.
115. Usseglio-Polatera, P., Bournaud, M., Richoux, P., Tachet, H. 2000a. Biological and ecological traits of benthic freshwater macroinvertebrates: relationships and definition of groups with similar traits. *Freshwater Biology* 43: 175-205.
116. Usseglio-Polatera, P., Bournaud, M., Richoux, P., Tachet, H. 2000b. Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates: how to use species trait databases? *Hydrobiologia* 422/423: 173-181.
117. Van de Bund, W. 2009. Water Framework Directive Intercalibration Technical Report. Part 1: Rivers. Joint Research Centre, EU 23838 EN/1, Luxemburg: Office for Official Publications of European Communities, 136pp.
118. Verdonschot, P. F. M. 2000. Integrated ecological assessment methods as a basis for sustainable catchment management. *Hydrobiologia*, 422/423: 389-412.
119. Vlek, H. E., Verdonschot, P. F. M., Nijboer, R. C. 2004. Towards a multimetric index for the assessment of Dutch streams using benthic macroinvertebrates. *Hydrobiologia*, 516: 175-191.
120. Wenikajts, M., Feld, Ch. K., Bis, B. 2003. Die Bewertung mit der AQEM – Methode In Abhängigkeit von der Sortiermethode und Stichprobengröße. (DEMARECO Project). W: Symposium Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL), 6.4: 1-5.
121. Woodwish, F. S. 1964. The biological system of stream classification used by the Trent River Board. *Chemistry & Industry*, 11: 443-447.
122. Wright, J.F., Sutcliffe, D.W., Furse, M. (eds.). 2000. Assessing The Biological Quality Of Fresh Waters: RIVPACS And Other Techniques pp. 1-24. Freshwater Biological Association, Ambleside, UK.
123. Zelinka, M., Marvan, P. 1961. Zur Präzisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit fliessender Gewässer. *Arch. Hydrobiol.* 57: 389-407.

