

OPRACOWANIE METODYKI OCENY JEZIOR NA PODSTAWIE MAKROBEZKRĘGOWCÓW BENTOSOWYCH

Wstęp

Bezkręgowce są ważnym ogniwem łańcuchów pokarmowych w jeziorze i odgrywają znaczącą rolę w funkcjonowaniu jeziora. Z tego względu należą do elementów biologicznych, które zgodnie z Ramową Dyrektywą Wodną, powinny być podstawą oceny stanu ekologicznego każdego jeziora. Jednak wykorzystanie tych zespołów do tego celu rodzi wiele wątpliwości w krajach europejskich. Bezkręgowce profundalne i sublitoralne w wielu jeziorach eutroficznych, w których występują deficyty tlenowe, w dolnych partiach wód są ograniczone do nielicznych taksonów odpornych na niekorzystne warunki tlenowe i trudno na tym zespole zbudować system klasyfikacyjny. Bezkręgowce litoralne wykazują silne powiązanie z stopniem eutrofizacji wód (Kołodziejczyk 1984, Kornijów 1988, Donohue et al. 2009). Jednak ich występowanie w dużym stopniu zależy od czynników lokalnych, toteż zróżnicowanie zespołów może być bardzo duże w zależności od stanowiska, co stwarza również trudność w opracowaniu systemu klasyfikacyjnego, możliwego do zastosowania w rutynowym monitoringu jezior. Częste są za to opinie, że zooplankton, pominięty w dyrektywie, byłby doskonałym elementem biologicznym, służącym ocenie stanu ekologicznego jezior (Jeppesen et al. 2011). Metody oceny stanu ekologicznego jezior oparte na zespole bezkręgowców bentosowych podlegały interkalibracji dopiero w drugiej rundzie ćwiczenia. Jak wynika z materiałów prezentowanych na posiedzeniach Grupy Roboczej ECOSTAT w 2011 r. (dostępnych na stronie: https://circabc.europa.eu/faces/jsp/extension/wai/navigation/container.jsp?FormPrincipal:idcl=FormPrincipal:libraryContainerList:pager&page=2&FormPrincipal_SUBMIT=1&org.apache.myfaces.trinidad.faces.STATE=DUMMY) w interkalibracji metod oceny jezior na podstawie makrofauny bezkręgowcej udział wzięło około połowy państw, ponieważ w wielu krajach metody oceny oparte na tym elemencie biologicznym są jeszcze w trakcie opracowywania.

Celem pracy jest opracowanie propozycji metody oceny jezior polskich na podstawie makrofauny bezkręgowcej.

Przegląd metod oceny stanu ekologicznego jezior na podstawie makrofauny bezkręgowcej stosowanych w różnych krajach

Biologiczne metody oceny jezior oparte na bezkręgowcach bentosowych zaczęto rozwijać znacznie później, niż miało to miejsce w przypadku rzek. Często wykorzystywane obecnie na świecie w praktyce monitoringowej (nie tylko w odniesieniu do metod opartych na bezkręgowcach) podejście multimetryczne zapoczątkowane zostało w USA, gdzie do dziś jest rozwijane (US EPA 2002). Warto przy tym zaznaczyć, że poszczególne stany bądź regiony opracowują własne metody i programy badań, w zależności od specyficznych warunków lokalnych, w tym występujących presji (Blocksom et al. 2001, Lunde et Resh 2011). W krajach Unii Europejskiej podejście multimetryczne zostało zaadoptowane na potrzeby spełnienia wymogów Ramowej Dyrektywy Wodnej. Obecnie pięć krajów należących, podobnie jak Polska, do Centralno-Bałtyckiej Geograficznej Grupy Interkalibracyjnej posiada opracowane metody oceny, oparte na makrobezkręgowcach bentosowych strefy litoralnej, funkcjonujące w praktyce monitoringowej od roku 2009 i interkalibrowane na poziomie europejskim (Böhmer 2012). Ich przegląd przedstawiono poniżej na podstawie bazy danych przygotowanej w ramach projektu WISER (Birk et al. 2010) oraz Gołub (2010).

Belgia: Metoda Multimetric Macroinvertebrate Index Flanders (MMIF) odzwierciedla nasilenie presji, składających się na tzw. ogólną degradację (eutrofizacja, niszczenie siedlisk poprzez przekształcenia hydromorfologiczne, introdukcja gatunków obcych i inwazyjnych, zanieczyszczenie metalami ciężkimi, związkami organicznymi [jak DDT, PCB] czy nadmierny dopływ materii organicznej).

Pobór prób dokonywany jest od kwietnia do listopada, przy pomocy siatki o średnicy oczek 500 μm na odcinku szerokości około 10-20 metrów, w czasie 3-5 minut. Pobór przeprowadzany jest proporcjonalnie ze wszystkich dostępnych na danym stanowisku siedlisk (substrat dna – kamienisty, piaszczysty, mulisty; makrofity – o liściach pływających, zanurzone, wynurzone; zatopione korzenie itd.). W celu pozyskania jak najbardziej reprezentatywnych prób, każde siedlisko jest eksplorowane przy pomocy siatki metodą *kick-sampling*, bądź organizmy są zbierane ręcznie (w miejscach, gdzie siatka nie może znaleźć zastosowania). Na stanowiskach, których głębokość wyklucza użycie siatki stosowane są sztuczne podłoża (plastikowe siatki, napętnione średniej wielkości (4-8 cm) kawałkami cegły,

wypełniające objętość około 5 litrów). Na każdym stanowisku zanurzane są po 3 takie struktury na czas co najmniej 3 tygodni, po czym zawartość przeniesiona zostaje do zamkniętego pojemnika.

Organizmy są następnie oznaczane w laboratorium, przy czym stopień oznaczeń dla Platyhelminthes, Hirudinea, Mollusca, Hemiptera, Megaloptera, Odonata, Ephemeroptera i Plecoptera to rodzaj, dla Polychaeta, Oligochaeta, Coleoptera, Trichoptera i Crustacea - rodzina; Diptera (Chironomidae) – grupa (thummi-plumosus, bądź nie thummi-plumosus); inne Diptera - rodzina; Acari – bez dokładniejszego oznaczenia. Liczebność rozumiana jest jako liczba osobników w danej próbie.

Wyselekcjonowane w metodzie metriksy to: całkowita liczba występujących taksonów, liczba taksonów EPT (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera), liczba innych wrażliwych taksonów, indeks bioróżnorodności Shannon'a-Wienera, średni zakres tolerancji (mean tolerance score) – średnia wskaźników tolerancji wszystkich oznaczonych taksonów (wskaźnik tolerancji jest z góry określony dla każdego taksonu). Wyliczony multimetriks jest średnią arytmetyczną wszystkich metriksów.

Warunki referencyjne są określane na podstawie opinii eksperckiej. Odpowiadają one wartości współczynnika EQR (Ecological Quality Ratio) równej 1, która ma być odzwierciedleniem wysokiego bogactwa i różnorodności gatunkowej. Gradient wskaźnika EQR powinien obrazować narastanie presji, tzw. ogólnej degradacji.

Granice klas stanu ustalone dla większości typów rzek (jako wynik ćwiczenia interkalibracyjnego), znajdują również zastosowanie dla jezior.

Estonia: Podobnie jak w metodzie belgijskiej, metoda estońska dostosowana jest do tzw. degradacji ogólnej. Na podstawie badań 20 jezior w typie LCB1 oraz LCB2 określono związek pomiędzy strukturą zbiorowisk makrozoobentosu, eutrofizacją oraz udziałem terenów o naturalnym pokryciu w powierzchni zlewni jeziora. Wykazano istotną statystycznie korelację pomiędzy wartością wyznaczonego multimetriksa (złożonego z 5 wskaźników) oraz następującymi parametrami jakości wód: zawartością fosforu ogólnego ($r=-0,32$), fitoplanktonem (0,58) oraz udziałem terenów o naturalnym pokryciu w zlewni (0,64).

Pobieranie prób odbywa się w okresie kwiecień-maj lub wrzesień-październik przy użyciu standardowej siatki, o długości krawędzi 25 cm i średnicy oczek 0,5 mm. Pobór przeprowadzany jest z najbardziej rozpowszechnionego podłoża na danym stanowisku,

poprzez 5 kopnięć bądź pociągnięć długości ok. 1 m (powierzchnia poboru to 1,25 m² – liczebność wyrażana jest zaś w os./m²). Dodatkowo pobierana jest jedna próba jakościowa ze wszystkich siedlisk.

Poziom dokładności oznaczeń organizmów w laboratorium to dla Chironomidae, Oligochaeta, Hydrachnida i Pisidium – bez większej dokładności; pozostałe taksony, gdzie to tylko możliwe, oznaczane są do poziomu gatunku.

W metodzie wykorzystano metriksy ogólnego bogactwa taksonów oraz EPT, indeks różnorodności Shannon'a, brytyjski ASPT (Average Score Per Taxon), szwedzki indeks acydifikacji. Multimetriks to średnia arytmetyczna z wymienionych metriksów składowych. Graniczna wartość multimetriksa dla stanu bardzo dobrego to 90% wartości wskaźnika w stanie referencyjnym, stan dobry odpowiada 70-90%, umiarkowany 40-70%, słaby 25-40%, zły – poniżej 25% tej wartości.

W celu ustalenia warunków referencyjnych przeprowadzono badania na 50 jeziorach estońskich (50 stanowisk) w typie LCB1 lub LCB2, charakteryzujących się brakiem dopływu zanieczyszczeń oraz przekształceń linii brzegowej a także brakiem presji występujących w zlewni. Granice klas wyznaczono podczas ćwiczenia interkalibracyjnego. Każdemu wskaźnikowi w stanie bardzo dobrym przyporządkowano rangę 5 punktów, w stanie dobrym – 4 punkty, w stanie umiarkowanym – 2 punkty, a dla stanów słabego i złego – po 0 punktów. Różnica pomiędzy stanem dobrym a umiarkowanym została celowo wzmocniona, żeby zaakcentować jej znaczenie, jako podstawowego wymogu docelowego stanu (dobrego), przyjętego dla wszystkich wód w Ramowej Dyrektywnie Wodnej. Wartość multimetriksa (MMQ) została następnie wyliczona poprzez dodanie do siebie punktów przyporządkowanych poszczególnym metriksom składowym. Dla małych jezior wartość referencyjna MMQ wynosiła 25, stan bardzo dobry charakteryzował wynik w przedziale 23-25, stan dobry 18-22, umiarkowany 10-17, słaby 6-9, a zły poniżej 6.

Litwa: Metoda ma zostać wdrożona w drugim cyklu Planów Gospodarowania Wodami na Obszarach Dorzeczy w 2015 roku. Próby pobierane być powinny w okresie od kwietnia do listopada, a standardowa metodyka poboru próby jakościowej zakłada 12 kopnięć, bądź pociągnięć przy użyciu siatki o wymiarach 25x25 cm i średnicy oczek 0,5 mm, z różnych typów podłoża (siedlisk), odpowiednio - dna (najlepiej typu twardego) lub makrofitów. Dodatkowo pobierana jest próba półilościowa. Eksplorowany jest pas długości około 15-20 m

wzdłuż brzegu, ruchem zygzakowatym od brzegu do głębokości 1 m. Czas poświęcony na pojedynczy pobór tej nie powinien przekraczać 3 min. Próba jakościowa powinna być pobrana w obrębie tego samego siedliska, w czasie 1 min. Łączna powierzchnia poboru to 1,2 m². Organizmy oznaczane są w laboratorium do poziomu podrodziny – Chironomidae, rodziny – inne Diptera, klasy – Oligochaeta, rodzaju – Coleoptera; Hydrachnida są pomijane, natomiast wszystkie pozostałe osobniki oznaczane są do poziomu gatunku, tam gdzie to możliwe (jeśli nie, to do rodzaju). Liczebność wyrażana jest jako liczba os./m².

Wyselekcjonowane na potrzeby oceny wskaźniki to: indeks Hill'a (Hill 1973), ASPT, liczba taksonów Ephemeroptera, Plecoptera i Coleoptera (EPC), udział % osobników Odonata, Plecoptera i Coleoptera (OPC) w całkowitej liczebności próby. Multimetriks wyliczany jest, jako średnia arytmetyczna poszczególnych metriksów, wyrażonych jako wartości EQR.

Warunki referencyjne wyznaczono na podstawie istniejących jeszcze, zbliżonych do naturalnych jezior oraz wiedzy eksperckiej (naturalne otoczenie jeziora, brak dopływu zanieczyszczeń, w tym metali ciężkich, brak znaczących przekształceń hydromorfologicznych). Brano pod uwagę wartości fosforu ogólnego (średnia roczna <0,04 mg/l), azotu ogólnego (średnia roczna <1,3 mg/l) i koncentracji chlorofilu a (średnia dla okresu wegetacyjnego <5 µg/l). Wartość referencyjna dla danego metriksa została określona, jako 90 percentyl wartości metriksa, wyznaczonego dla prób pobranych ze stanowisk referencyjnych. Granice klas ustalone zostały jako równoważny podział wartości EQR na poziomie 0,8 (H/G); 0,6 (G/M); 0,4 (M/P); 0,2 (P/B).

Holandia: Zidentyfikowane presje, których skalę metoda powinna ocenić to także tzw. degradacja ogólna (eutrofizacja, przekształcenia hydromorfologiczne, dopływ materii organicznej). Zmiany wartości wskaźników w gradiencie presji zostały określone na podstawie danych jakościowych. Metriks wyznaczono dla presji chemicznej i hydromorfologicznej (dla 32 jezior, 113 prób). Wysokie stężenia biogenów obniżały wartość tego wskaźnika, jednak niskie stężenia nie były jednocześnie przyczyną jego automatycznego wzrostu. Ponadto zaobserwowano wyraźną korelację pomiędzy hydromorfologicznymi przekształceniami linii brzegowej, a wartością EQR ($r=0,67$).

Próby makrofauny pobierane są co najmniej raz w roku (wiosną), jednak do przeprowadzenia oceny preferowana jest średnia z trzyletnich badań. Poboru dokonuje się

siatką o wymiarach 30x15 cm i średnicy oczek 500 µm bądź chwytaczem Ekmana lub Van Veen'a, uwzględniając wszystkie siedliska proporcjonalnie do udziału ich występowania na stanowisku. Organizmy oznaczane są w laboratorium do poziomu gatunków lub grup gatunków, z wyjątkiem Oligochaeta i Hydracarina, które mogą czasami zostać oznaczone do poziomu rodzaju/rodziny. Liczebność odnoszona jest do próby, której powierzchnia zbioru wynosi 1,5 m².

Współczynnik EQR został wyliczony na podstawie następującego wzoru:

$$EQR=[200 \times (KM\%/KM_{max}) + (100-DN\%) + (KM\%+DP\%)]/400$$

Gdzie:

KM% - względna liczba typowych (dla danego typu części wód) gatunków w próbie;

KM_{max} - najwyższa do osiągnięcia liczba gatunków typowych dla warunków referencyjnych;

%DN - względna liczebność dominujących gatunków negatywnych (tolerancyjnych);

%(DP+KM) - suma względnych liczebności dominujących gatunków pożądanых (wrażliwych) i gatunków typowych.

Liczebności powinny być wcześniej przekształcone w zlogarytmowane klasy liczebności.

Stanowiska referencyjne zostały wyznaczone na podstawie wiedzy eksperckiej, dostępnych danych historycznych oraz poprzez porównanie z warunkami najmniej zmienionymi przez człowieka („*best of existing*”). Obecnie w Holandii nie istnieją już praktycznie jeziora naturalne nieprzekształcone. Są one za to w bardzo dużym stopniu dotknięte presją hydromorfologiczną, a wahania poziomu wód są całkowicie kontrolowane (wynoszą poniżej 5 cm). Większość zbiorników jest dodatkowo znacznie zeutrofizowana.

Niemcy: Zidentyfikowane presje, których skalę metoda powinna ocenić, to ogólna degradacja, w tym presja hydromorfologiczna. Na podstawie analizy prób makrobezkręgowców pochodzących z 491 centralno-bałtyckich stanowisk litoralnych (55 jezior nizinnych) oraz 131 stanowisk zlokalizowanych w regionie alpejskim (12 jezior) wyznaczono multimetriks składający się z 5 składowych metriksów dla jezior alpejskich, z 4 dla jezior nizinnych oraz z 3 metriksów dla nizinnych jezior przepływowych (usytuowanych na rzekach). Wyliczone multimetriksy były w istotny sposób skorelowane ze wskaźnikami przekształcenia morfologicznego jezior (korelacja Spearman'a wynosząca od 0,5 do 0,8).

Pobór prób odbywa się od lutego do kwietnia (jeziora nizinne) bądź do maja (jeziora alpejskie) lub od września do października, na wszystkich dostępnych siedliskach do

głębokości 1,2 m. Na każde badane siedlisko powinno przypadać od 0,6 do 1 m² powierzchni próby. W litoralu próby pobierane są za pomocą standardowej siatki o średnicy oczek 500 µm (dla podłoża piaszczystego jest to alternatywnie czerpacz Surbera, dla betonu – skrobak dna, natomiast w sublitoralu próby pobierane są chwytnikiem Ekmana). Badania należy przeprowadzać co najmniej raz w roku, po jednej próbie na każdym siedlisku i na każdym stanowisku, powyżej 4 stanowisk na danym jeziorze (w litoralu) lub 3 powtórzenia chwytakiem na stanowisko i 8 stanowisk (12 lub więcej stanowisk dla jezior >200 ha) – dla prób pobieranych w sublitoralu.

Organizmy są oznaczane w laboratorium zgodnie z obowiązującą listą operacyjną, do poziomu gatunku, bądź najniższego możliwego do osiągnięcia, z wyjątkiem Oligochaeta i większości Diptera (bez Chironomidae), które są oznaczane do rodziny, natomiast większość Chironomidae oznaczanych jest do rodzaju. Liczebność fauny wyrażana jest w przeliczeniu na m².

Dla jezior alpejskich badanych w strefie litoralu na multimetriks składa się 5 zestandaryzowanych wskaźników: względna liczebność Odonata (wyrażona jako % klas liczebności), względna liczebność zbieraczy (wyrażona jako % klas liczebności), strategia r/k, indeks różnorodności Shannon’a oraz indeks fauny litoralnej (litoral fauna index), któremu przypisano dwukrotnie większą wagę niż pozostałym wskaźnikom.

Dla jezior nizinnych badanych w strefie litoralnej multimetriks złożony jest z 4 zestandaryzowanych metryksów: Faunaindex, względna liczebność organizmów zasiedlających dno kamieniste i żwirowe (lital), wyrażona jako % klas liczebności, względna liczebność Odonata, liczba taksonów ETO (Ephemeroptera, Trichoptera, Odonata).

Dla jezior rzecznych (przepływowych) wyselekcjonowano i uśredniono 3 wskaźniki: Faunaindex, względna liczebność Chironomidae (wyrażona jako % klas liczebności), indeks różnorodności Margalefa. Wartości referencyjne zostały określone na podstawie modelowania i ekstrapolacji wyników i wyrażone jako percentyle wartości danych metryksów.

Granice poszczególnych klas ustalone zostały na poziomie 0,8; 0,6; 0,4; 0,2 EQR, gdzie wartość równa 1 oznacza ekstrapolowane warunki referencyjne, a wartość 0 – ekstrapolowany stan zły.

Teren, materiał i metody

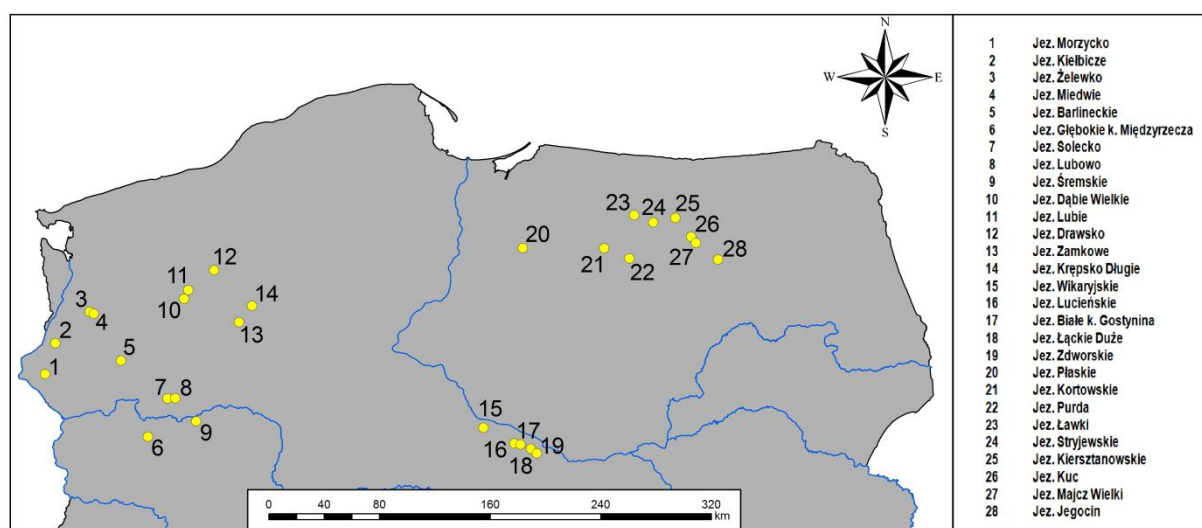
Zakres pracy zleconej przez Zamawiającego obejmował wykonanie badań fauny na co najmniej 28 stanowiskach. Krótki czas przeznaczony na wykonanie zadania oraz skromne środki finansowe zdecydowały, że materiał do pracy zebrano wyłącznie z wymaganych 28 stanowisk.

Na podstawie znajomości warunków panujących w polskich jeziorach, a także praktyki państw europejskich, za racjonalny uznano pobór prób litoralnych (i co za tym idzie opracowanie kryteriów oceny na podstawie makrofauny litoralnej). Kierowano się w tym względzie, również, wynikami projektu WISER (7th PR UE), w ramach którego podjęto próbę wypracowania multimetriksa bazującego na bezkręgowcach litoralnych (Miler et al. 2012).

Założono, że wzorem innych krajów europejskich, metoda oceny jezior powinna dotyczyć presji określanej jako tzw. degradacja ogólna (*'general degradation'*), na którą składa się zarówno eutrofizacja, jak i przekształcenia morfologiczne linii brzegowej. Nie włączono tu zmian hydrologicznych, ponieważ jeziora polskie charakteryzuje na ogół taki zakres wahań poziomu wody wywołanych antropogenicznie, który mieści się w granicach wahań naturalnych (Kutyła 2012), a duże wahania poziomu wody, spowodowane działalnością gospodarczą (praca elektrowni) są przesłanką do zaliczenia jeziora do silnie zmienionych części wód, których kryteria oceny biologicznej powinny być ustalane indywidualnie (tzw. *'site-specific approach'*). Takie podejście zastosowano, również, we wspomnianym wyżej projekcie WISER, przyjmując, że zespoły bezkręgowców, z jednej strony, są ważnym ogniwem łańcuchów pokarmowych oddziałującym na krążenie związków biogennych w ekosystemie i wskazującym na stopień zeutrofizowania wód, a z drugiej, są elementem wrażliwym na zmiany siedliskowe, będące skutkiem przekształcenia linii brzegowej i terenów otaczających jezioro (Miler et al. 2012).

Założono, że wybrane do badań stanowiska będą reprezentować 28 jezior w różnym stopniu poddanych presji antropogenicznej i o zróżnicowanym stanie ekologicznym (ocenionym na podstawie wyników badań fizyczno-chemicznych i biologicznych). Jeziora te, w miarę możliwości, powinny być zlokalizowane w całym pasie pojeziernym Polski północnej. Przy wyborze jezior do badań odstąpiono od stosowania kryteriów typologicznych, poza tym, że wykluczono z rozważań jeziora lobeliowe oraz jeziora przymorskie, jako specyficzne i stosunkowo nielicznie reprezentowane w Polsce, zdecydowanie odbiegające charakterem od pozostałych typów jezior polskich. Uznano, że badania bezkręgowców w strefie litoralnej na

potrzeby opracowania metody oceny stanu ekologicznego, nie wymagają dokonywania podziału jezior na stratyfikowane i polimiktyczne, ponieważ warunki panujące w litoralu obu typów jezior są zbliżone. Takie samo podejście zastosowano w innych krajach europejskich, w których metody oceny jezior na podstawie bezkręgowców bentosowych już funkcjonują, a także w pan-europejskim ćwiczeniu interkalibracyjnym. Należy przy tym pamiętać, że badaniami objęto bardzo niewielką liczbę jezior, zważywszy na to, jakiemu celowi badania mają służyć. Dlatego wyróżnianie bardziej lub mniej uzasadnionych merytorycznie podgrup prowadziłoby do takiego rozdrobnienia materiału, że jakakolwiek analiza statystyczna byłaby niemożliwa. Położenie badanych jezior przedstawia rys. 1, a ich charakterystykę zawiera tabela 1.



Rys. 1. Położenie jezior objętych badaniami bentosu litoralnego.

Stanowiska poboru prób wyznaczono w zależności od dominującego zagospodarowania terenu w pasie o szerokości 50 m wokół jeziora. Jeśli otoczenie jeziora w przewadze stanowiły lasy, stanowisko badawcze usytuowane było w sąsiedztwie lasu, gdy tereny użytkowane rolniczo – stanowisko poboru prób kontaktowało się z terenem o tej formie użytkowania. Na usytuowanie stanowiska wpływ miały również względy logistyczne, przede wszystkim możliwość dojazdu. Decyzję o usytuowaniu stanowiska badawczego na każdym jeziorze wsparła analiza map i zdjęć lotniczych. Charakterystykę stanowisk poboru prób przedstawiono w tabeli 2.

Tabela 1. Charakterystyka badanych jezior (* stan ekologiczny oceniony na podstawie dostępnych danych biologicznych i fizyczno-chemicznych)

ID Kat	Nazwa	Województwo	Typ	Powierzchnia [ha]	Głębokość max [m]	Głębokość śr. [m]	SD [m]	TN [mgN/l]	TP [mgP/l]	Chla [µg/l]	Stan ekologiczny*
10292	Śremskie	Wielkopolskie	2a	117,6	45,0	20,2	3,2	1,02	0,023	5,9	G
10378	Głębokie k. Miedzyrzecza	Lubuskie	2a	124,9	25,3	9,2	5,7	0,73	0,083	0,8	H (Ref)
10574	Krępsko Długie	Wielkopolskie	3a	73,9	15,1	7,6	2,6	0,77	0,032	12,1	G
10636	Zamkowe	Zachodniopomorskie	2a	132,8	36,5	12,9	1,3	1,4	0,195	60,8	B
10684	Drawsko	Zachodniopomorskie	2a	1781,5	79,7	18,6	3,6	0,4	0,035	7,7	G
10717	Lubie	Zachodniopomorskie	3a	1439,0	46,2	11,6	2,1	1,1	0,056	16,2	G/M
10726	Dąbie Wielkie	Zachodniopomorskie	3b	93,6	10,5	4,5	1,5	0,8	0,061	28,8	M
10867	Lubowo	Zachodniopomorskie	3b	100,0	8,0	4	0,9	1,1	0,251	48,8	P
10876	Solecko	Lubuskie	3b	96,5	6,8	4,1	2,1	0,8	0,069	8,7	H
10983	Morzycko	Zachodniopomorskie	2a	342,7	60,0	14,5	2,3	1,1	0,046	8,5	G
11000	Kielbice	Zachodniopomorskie	3b	71,6	4,5	2,2	1,8	1,3	0,040	7,5	H
11025	Barlineckie	Zachodniopomorskie	2a	259,1	18,0	7,1	3,3	0,9	0,044	4,3	H
11034	Miedwie	Zachodniopomorskie	2a	3527,0	43,8	19,3	1,7	1,1	0,053	13,7	M
11045	Żelewo	Zachodniopomorskie	3b	68,4	6,5	3,7	1,3	1,2	0,067	21,6	G
20001	Zdworskie	Mazowieckie	3b	352,5	4,3	1,9	0,8	2,5	0,036	37,5	M
20002	Łąckie Duże	Mazowieckie	3b	59,4	3,4	1,7	0,7	2,3	0,039	50,5	P
20007	Lucieńskie	Mazowieckie	3a	196,6	34,5	10,9	2,0	1,6	0,109	10,9	G
20010	Białe k. Gostynina	Mazowieckie	2a	148,0	31,5	10,1	3,8	0,9	0,032	3,7	H (Ref)
20030	Wikaryjskie	Kujawsko-pomorskie	3b	60,0	10,4	4,1	1,5	1,1	0,057	14,2	H (Ref)
20120	Płaskie	Warmińsko-mazurskie	3b	620,4	5,7	2,4	0,9	2,2	0,030	28,7	M
30168	Majcz Wielki	Warmińsko-mazurskie	6a	163,5	16,4	6,0	3,1	0,9	0,021	10,8	H
30174	Kuc	Warmińsko-mazurskie	6a	98,8	28,0	8,0	3,6	0,9	0,023	7,9	G
30265	Jegocin	Warmińsko-mazurskie	5a	127,4	36,1	9,0	5,5	1,0	0,019	2,4	H (Ref)
30404	Kortowskie	Warmińsko-mazurskie	6a	90,4	17,2	6,4	1,6	1,2	0,066	41,3	B
30412	Stryjewskie	Warmińsko-mazurskie	6b	67,5	6,2	2,6	0,7	2,5	0,063	28,6	G/M
30446	Purda	Warmińsko-mazurskie	5a	86,6	31,6	9,1	3,2	0,9	0,024	5,8	H
30467	Ławki	Warmińsko-mazurskie	6b	100,8	8,6	4,1	0,9	1,5	0,031	25,5	M
30507	Kiersztanowskie	Warmińsko-mazurskie	6a	148,6	32,5	12,2	1,2	1,3	0,100	61,1	B

Tabela 2. Charakterystyka stanowisk poboru prób (v - udział poniżej 5%)

ID Kat	Nazwa	Głębokość poboru próby (m)	Udział % siedlisk na stanowisku					
			Makrofity wynurzone	Makrofity zanurzone	Kamienie	Żwir	Piasek	Muł
10292	Śremskie	0,5	80	10			10	
10378	Głębokie k. Międzyrzecza	0,6	50				50	
10574	Krępsko Długie	0,5					100	
10636	Zamkowe	0,5	65				35	
10684	Drawsko	0,5	50		25		25	
10717	Lubie	0,5	70				30	
10726	Dąbie Wielkie	0,5	20	30			35	15
10867	Lubowo	0,5	50				50	
10876	Solecko (Piekarskie)	0,6	50				50	
10983	Morzycko	0,4	40		10		50	
11000	Kiełbicz	0,65	65				35	
11025	Barlineckie	0,5	100					
11034	Miedwie	0,7	40				30	30
11045	Żelewów (Zalewko)	0,5	50				50	
20001	Zadworskie	0,2-0,6	40					60
20002	Łąckie Duże	0,9-1	80				10	10
20007	Lucieńskie	0,2-0,4	10	5	5		80	
20010	Białe k. Gostynina	0,4-0,6	20	30			50	
20030	Wikaryjskie	0,2-0,5	30	10	v		60	
20120	Płaskie	0,8	80	5	v	v	10	5
30168	Majcz	0,8	80	10	v	v	5	5
30174	Kuc	0,8	60	25	v	v	10	5
30265	Jegocin	0,8	90		v	v	10	v
30404	Kortowskie	0,8	80	5	v	v	10	5
30412	Stryjewskie	0,8	60	10	v	10	20	v
30446	Purda	0,8	70	0	v	v	15	15
30467	Ławki	0,8	90	v	0	0	10	v
30507	Kiersztanowskie	0,8	50	10	10	15	15	v

Pobór prób. Próby pobierano jesienią (przełom września i października). Na każdym stanowisku badawczym w litoralu jeziora wyznaczono pas o długości 15 m (wzdłuż linii brzegowej) i szerokości 1-2 m w głąb jeziora (zależnie od nachylenia stoków litoralu). Najgłębsze miejsce poboru nie przekraczało 1 m ze względu na bezpieczeństwo osób pobierających próby. Oszacowano udziały procentowe siedlisk stwierdzonych na stanowisku (t.j. makrofity wynurzone, makrofity zanurzone, podłoże piaszczyste, podłoże żwirowe, itd.).

Do poboru prób zastosowano metodę „kick-sampling” w czasie 1 minuty, a czas poboru próby z siedliska (i tym samym liczba „kopnięć” w obrębie każdego siedliska) była proporcjonalna do jego udziału na stanowisku. Czas poświęcony na przejście z jednego siedliska do drugiego nie był wliczany do całkowitego czasu poboru próby.

PRZYKŁAD: Na stanowisku stwierdzono 50% dna porośniętego trzciną, 25% makrofitami zanurzonymi i 25% podłoża piaszczystego, dlatego czas poboru powinien być rozłożony proporcjonalnie do udziału siedlisk stwierdzonych na stanowisku. W tym przykładzie pobór powinien trwać 30 sek. w trzcinie, 15 sek. w siedlisku z makrofitami zanurzonymi i 15 sek. na podłożu piaszczystym.

Dodatkowo zbierano makrobezkręgowce z korzeni drzew na linii brzegowej (równolegle do wyznaczonego pasa poboru prób) oraz innych przedmiotów zanurzonych w wodzie (np. zatopione konary drzew). Do poboru prób służył skrobak dna i siatka hydrobiologiczna o średnicy oczek 500 µm. Próby konserwowano 96% etanolem. Zastosowany sposób pobierania prób zgodny jest z praktyką monitoringową w wielu stanach USA (US EPA 2002), a także w badaniach bezkręgowców prowadzonych w projekcie WISER (Miler et al. 2012).

Opracowanie prób. W laboratorium z każdej próby wybierano wszystkie osobniki. W przypadku masowego występowania organizmów, np. ochotek czy skąposzczetów, analizowano podróbki i szacowano na ich podstawie liczebność danego taksonu w całej próbie. Organizmy identyfikowane były do najniższego możliwego poziomu.

Metody analizy danych. W uzgodnieniu z Zamawiającym analiza została przeprowadzona na danych o makrofaunie bezkręgowej oznaczonej generalnie do poziomu rodziny (w niektórych przypadkach do wyższej jednostki taksonomicznej). Dane te zostały wprowadzone do programu ASTERICS, za pomocą którego wyliczone zostały wartości ponad 200 metriksów opartych na makrobezkręgowcach bentosowych. Program ASTERICS jest powszechnie dostępnym narzędziem, opracowanym w ramach projektu AQEM (<http://www.fliessgewaesser-bewertung.de/en/download/berechnung/>), realizowanego w latach 2000-2002 w V PR UE. Oczywiście nie wszystkie z wyliczonych metriksów mogą mieć znaczenie w ocenie jezior, ponieważ oryginalnie program ma wspomóc ocenę rzek. Niektóre z metriksów należy odrzucić ze względu na ograniczony zasięg geograficzny, w którym te metrikasy się sprawdzają (np. rzeki obszarów śródziemnomorskich), czy specyfikę środowisk rzecznych, z którą metrikasy są związane (np. strefowość rzeki). Ostatecznie więc, po skrupulatnym przejrzaniu wykazu oraz wartości wyliczonych metriksów i w konfrontacji z danymi z piśmiennictwa, dotyczącego metriksów stosowanych do oceny jezior, do dalszych

analiz wyselekcjonowano kilkadziesiąt metryków. Reprezentowały one wszystkie, rekomendowane w Ramowej Dyrektywie Wodnej, typy, tzn. metryki odzwierciedlające skład i obfitość fauny, różnorodność oraz występowanie taksonów tolerancyjnych oraz wrażliwych na presję. Dodatkowo „ręcznie” wyliczono metryki „udział % liczebności taksonu dominującego w liczebności ogólnej (Takson dominujący [%])”. W kolejnym etapie przetestowano wrażliwość tych metryków na nasilenie presji antropogenicznej. Jak już wcześniej zaznaczono w przypadku jezior polskich skupiono się na presji ogólnej (ang. *'general degradation'*), na którą składa się eutrofizacja oraz morfologiczne modyfikacje terenów przyległych do jeziora. Jako wskaźniki nasilenia eutrofizacji posłużyły: stężenie fosforu całkowitego (TP) i chlorofilu *a* (Chl_a).

Sposób zagospodarowania terenów przylegających do jeziora silnie oddziałuje na różnorodność siedlisk litoralnych oraz ich zasoby pokarmowe (Brauns et al. 2011, Kappes et al. 2011). Modyfikację terenów przybrzeżnych rozważano poprzez pryzmat zagospodarowania linii brzegowej jeziora, 50 m bufora wokół jeziora oraz całej zlewni. Wzięto również pod uwagę sposób zagospodarowania terenu przylegającego do miejsca poboru prób w każdym jeziorze. Wartości wskaźników presji dla każdego jeziora/stanowiska podano w tabeli 3. Wskaźniki te należą do powszechnie stosowanych i rekomendowanych do analizy gradientu czynników presji (Hering et al. 2006).

W przypadku wskaźników obrazujących modyfikację terenów przybrzeżnych, w praktyce posłużono się wyłącznie udziałem terenów rolniczych w zlewni, w buforze i w linii brzegowej, ponieważ lasy potraktowano jako naturalne zagospodarowanie, a inne formy użytkowania, które mogą niekorzystnie oddziaływać na jeziora (presję), tzn. tereny antropogeniczne występowały, w przypadku badanych jezior, sporadycznie. Dodatkowo, w ślad za rekomendacjami amerykańskimi (np. US EPA 2002), w celu „zintegrowania” informacji o nasileniu presji na poszczególne jeziora, wyliczono kumulatywny wskaźnik „zakłócenia środowiska”, który jest sumą punktów przypisanych czterem wskaźnikom presji: TP, Chl_a, udział terenów rolniczych w zlewni oraz zagospodarowanie linii brzegowej w sąsiedztwie stanowiska badawczego. W przypadku pierwszych trzech wskaźników zakres wartości każdego z nich podzielono na trzy części i każdej przypisano 1, 3 lub 5 punktów (5 punktów odpowiada największemu nasileniu presji). W przypadku ostatniego wskaźnika, sąsiedztwo terenów rolniczych (R) oznaczało 5 punktów, terenów leśnych (L) - 1 punkt, natomiast zróżnicowany sposób zagospodarowania linii brzegowej w sąsiedztwie stanowiska

otrzymywał 3 punkty. Wartości tak wyliczonego kumulatywnego wskaźnika dla poszczególnych jezior podano w tabeli 3 (oprócz wymienionych wyżej symboli R i L, pozostałe podane w tabeli oznaczenia literowe oznaczają: T – zagospodarowanie turystyczne, Z – zabudowania, Ł – łaki).

Zależność pomiędzy wartościami metryksów a nasileniem presji badano metodą korelacji rang Spearmana. Jako metryksy dobrze reagujące na presję uznano te, które wykazywały istotną statystycznie zależność ze wskaźnikami presji, a kierunek zależności był logiczny. Spośród tych metryksów wybrano najlepsze, które stały się składowymi multimetryksa. Są one najsilniej skorelowane ze wskaźnikami presji, reprezentują wszystkie typy, tzn. metryksy odzwierciedlające skład i obfitość fauny, różnorodność oraz występowanie taksonów tolerancyjnych oraz wrażliwych na presję i nie są wzajemnie skorelowane. Wyselekcjonowane na podstawie powyższych kryteriów wskaźniki posłużyły do skonstruowania multimetryksa. W tym celu znormalizowano wartości każdego metryksa składowego (sprowadzono jego wartość do zakresu od 0 do 1), stosując następujące wzory (Hering, 2006):

- dla metryksów, których wartości maleją wraz z nasilającą się presją:

$$EQR = \frac{\text{Wartość obserwowana metryksa} - \text{Dolny punkt zakotwiczenia (5 percentyl)}}{\text{Górny punkt zakotwiczenia (95 percentyl)} - \text{Dolny punkt zakotwiczenia (5 percentyl)}}$$

- dla metryksów, których wartości rosną wraz z nasilającą się presją:

$$EQR = 1 - \frac{\text{Wartość obserwowana metryksa} - \text{Dolny punkt zakotwiczenia (5 percentyl)}}{\text{Górny punkt zakotwiczenia (95 percentyl)} - \text{Dolny punkt zakotwiczenia (5 percentyl)}}$$

Tabela 3. Charakterystyka zlewni oraz terenów przyległych do badanych jezior (oznaczenia skrótów literowych w tekście)

ID Kat	Nazwa	Powierzchnia zlewni całk. (km2)	Użytkowanie zlewni wg CLC 2006 (%)					Użytkowanie strefy buforowej (50m) wg CLC2006 (%)				Zagospodarowanie linii brzegowej (%)				Śsiedztwo stanowiska badan	Kumulatywny wskaźnik presji
			Tereny antropogeniczne	Tereny rolne	Lasy i ekosystemy seminaturalne	Obszary podmokłe	Zbiorniki wodne	Tereny antropogeniczne	Tereny rolne	Lasy i ekosystemy seminaturalne	Obszary podmokłe	Tereny antropogeniczne	Tereny rolne	Lasy i ekosystemy seminaturalne	Obszary podmokłe		
10292	Śremskie	16,44	0,0	76,2	23,8	0,0	0,0	0,0	53,6	46,4	0,0	0,0	54,1	45,9	0,0	L-T	10
10378	Głębokie k. Miedzyrzecza	19,37	0,0	13,4	86,6	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	L-T	10
10574	Kępско Długie	11,04	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	L-T	4
10636	Zamkowe	16,00	6,9	93,1	0,0	0,0	0,0	50,2	49,8	0,0	0,0	50,2	49,8	0,0	0,0	Z-R	20
10684	Drawsko	155,71	1,5	65,5	29,1	0,2	3,6	3,2	44,4	52,4	0,0	3,2	42,9	53,9	0,0	L-R	10
10717	Lubie	766,43	2,0	51,3	40,4	0,0	6,3	9,0	24,3	66,7	0,0	8,9	24,3	66,8	0,0	L-T	10
10726	Dąbie Wielkie	841,44	1,8	48,1	42,6	0,0	7,4	0,0	24,7	75,3	0,0	0,0	24,1	75,9	0,0	L	10
10867	Lubowo	32,99	0,0	11,5	88,5	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	L-T	12
10876	Solecko	6,96	0,0	9,9	74,2	0,0	15,9	0,0	30,8	69,2	0,0	0,0	30,3	69,7	0,0	L-T	8
10983	Morzycko	57,22	3,1	63,8	30,8	0,0	2,3	14,0	44,8	41,2	0,0	14,2	43,7	42,1	0,0	L-T	12
11000	Kiełbicz	6,22	0,0	33,9	66,1	0,0	0,0	0,0	22,1	77,9	0,0	0,0	22,7	77,3	0,0	L-T	10
11025	Barlineckie	18,86	11,2	42,8	46,0	0,0	0,0	11,3	30,5	58,2	0,0	10,8	31,1	58,1	0,0	Z	12
11034	Miedwie	990,64	3,0	81,3	13,7	0,2	1,8	3,2	47,9	48,9	0,0	3,1	49,0	47,9	0,0	Z-R	14
11045	Żelewo	1033,55	2,9	78,7	13,1	0,2	5,1	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	R	14
20001	Zdworskie	12,39	0,0	54,8	43,5	1,7	0,0	0,0	27,5	52,8	19,7	0,0	27,5	52,4	20,1	L-Z-T	12
20002	Łąckie Duże	23,61	3,2	44,1	52,7	0,0	0,0	13,0	10,8	76,2	0,0	13,8	10,3	75,9	0,0	L-T	14
20007	Lucieńskie	36,27	0,9	30,6	65,4	3,1	0,0	0,0	35,5	64,5	0,0	0,0	35,2	64,8	0,0	L	8
20010	Białe k. Gostynina	26,04	0,0	39,3	59,7	1,1	0,0	0,0	12,2	87,8	0,0	0,0	12,3	87,7	0,0	L	6
20030	Wikaryjskie	13,05	0,0	0,0	97,4	0,0	2,6	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	L	6
20120	Płaskie	44,93	0,0	36,9	55,0	0,0	8,1	0,0	25,7	74,3	0,0	0,0	25,3	74,7	0,0	L-ł	12
30168	Majcz Wielki	27,45	0,0	18,5	77,6	3,0	0,9	0,0	43,3	56,7	0,0	0,0	43,7	56,3	0,0	L-ł	6
30174	Kuc	7,44	0,0	65,4	34,6	0,0	0,0	0,0	68,6	31,4	0,0	0,0	68,0	0,0	0,0	L-ł	10
30265	Jegocin	17,71	1,7	0,0	95,4	0,0	2,9	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	L	4
30404	Kortowskie	38,56	14,6	22,3	51,8	0,0	11,3	16,2	63,5	20,3	0,0	15,7	64,1	20,2	0,0	L-ł	12
30412	Stryjewskie	22,97	0,0	44,6	55,4	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	R	12
30446	Purda	6,81	0,0	37,6	62,4	0,0	0,0	0,0	35,5	64,5	0,0	0,0	35,3	64,7	0,0	L-ł	8
30467	Ławki	63,39	0,6	70,7	16,6	1,1	10,9	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	ł	14
30507	Kiersztanowskie	250,99	3,6	66,8	20,7	0,1	8,8	0,0	64,8	35,2	0,0	0,0	64,8	35,2	0,0	L-ł-T	18

Zastosowano dwa warianty integracji metryków w jeden multimetryk (średnia ważona i średnia arytmetyczna) i określono granice klas stanu ekologicznego (w obu wariantach). Wartości referencyjne wyznaczono dwiema metodami: na podstawie analizy danych ze stanowisk referencyjnych oraz wyliczając percentyl 95 z całej puli analizowanych danych.

Wreszcie przetestowano wrażliwość na presję multimetryksa (w obu wariantach) i dokonano ostatecznego wyboru metody wyprowadzania multimetryksa i granic klas stanu ekologicznego. Obliczenia statystyczne zostały wykonane przy użyciu oprogramowania STATISTICA 7.1.

Zastosowane w pracy kolejne etapy analizy danych są zgodne z ogólnie przyjętymi rekomendacjami, zawartymi w bogatym piśmiennictwie amerykańskim oraz europejskim (np. US EPA 1998, Blocksom et al. 2002, US EPA 2002, Hering et al. 2006, Lunde et al. 2012, Verdonschot et al. 2012).

Wyniki

Baza danych o makrofaunie bezkręgowej

Ogółem w badanych jeziorach stwierdzono występowanie 67 taksonów bezkręgowców, z których najwięcej (dziewięć rodzin) należało do Gastropoda, po osiem rodzin do Diptera i Trichoptera, po siedem do Coleoptera i Odonata, pięć do Ephemeroptera, po cztery do Crustacea i Heteroptera. Pozostałe grupy bezkręgowców reprezentowane były przez małą liczbę taksonów (od 1 do 3). W poszczególnych jeziorach liczba taksonów stwierdzana na stanowisku badawczym wynosiła od 8 do 37. Liczebność fauny w pobranych próbach wynosiła od 29 osobników w Jeziorze Głębokim koło Międzyrzecza do 2682 osobników w Jeziorze Kortowskim Zasadniczo, liczba osobników w próbach wynosiła ponad 200. Ze względu na bardzo małą liczebność fauny stwierdzonej w Jeziorze Głębokim koło Międzyrzecza, próbę uznano za niereprezentatywną, a dane z tego jeziora wykluczono z dalszych analiz. Występowanie makrobezkręgowców na badanych stanowiskach charakteryzuje Załącznik 1 na końcu opracowania.

Metryki oparte na bezkręgowcach bentosowych

Zgodnie z Ramową Dyrektywą Wodną ocena stanu ekologicznego jezior na podstawie makrobezkręgowców bentosowych powinna uwzględniać metryki opisujące skład i obfitość fauny, jej bogactwo/różnorodność, występowanie taksonów wrażliwych i tolerancyjnych.

Rekomendowane jest również zastosowanie metryksów odzwierciedlających cechy funkcjonalne zespołów (np. Verdonshot et al. 2011, Miler et al. 2012). Należy zaznaczyć, że ze względu na przyjętą dokładność oznaczeń – do poziomu rodziny – testowanie wskaźników należących do ostatniego, z wymienionych, typu (metryksy oparte na grupach funkcjonalnych) uznać należałoby za ryzykowne (US EPA 2002). Przy oznaczaniu do rodziny może się zdarzyć, że w niektórych przypadkach wszystkie tak zaliczone organizmy są np. drapieżcami (np. wszystkie rodziny węzek). Jednak w innych rodzinach przynależność do grupy troficznej (gildii pokarmowej) może być różna dla poszczególnych gatunków. Dlatego w przeprowadzonej analizie pominięto typowe metryksy oparte na funkcjonalnych grupach troficznych, „lokomocyjnych”, czy „siedliskowych”. Jednak niektóre z uwzględnianych metryksów odzwierciedlających skład taksonomiczny fauny traktowane bywają również jako wskaźniki grup funkcjonalnych (Miler i in. 2012).

Program ASTERICS umożliwił wyliczenie wartości ponad 200 metryksów, z których większość od razu została wykluczona. Dotyczyło to metryksów specyficznych dla makrofauny rzecznej, czy też innych, niż w Polsce, regionów geograficznych, metryksów opartych na dokładniejszej, niż do rodziny, identyfikacji organizmów, a także metryksów o bardzo wąskim zakresie wartości lub charakteryzujących się dużym udziałem wartości skrajnych/ekstremalnych. Istotnym kryterium ich wyboru była również możliwość racjonalnego uzasadnienia zależności pomiędzy metryksem i wskaźnikiem presji w kategoriach ekologicznych.

Do wstępnych analiz zakwalifikowano grupę 25 metryksów, do której należały:

- liczba taksonów;
- BMWP i ASPT;
- BMWP_PL i ASPT_PL;
- indeks różnorodności Simpsona (Simpson-Index);
- indeks różnorodności Shannona-Wienera (Shannon-Wiener-Index);
- indeks różnorodności Margalefa (Margalef-Index);
- indeks równocенności (Równocенność);
- udział % liczebności następujących grup fauny: Gastropoda, Bivalvia, Oligochaeta, Hirudinea, Crustacea, Ephemeroptera, Trichoptera, Diptera, organizmów hololimnicznych w stosunku do liczebności ogólnej;

- udział % liczebności taksonu dominującego w liczebności ogólnej (Takson dominujący [%]);
- udział % liczebności taksonów EPT w stosunku do liczebności ogólnej (EPT_Taxa [%]);
- stosunek liczebności taksonów EPT do liczebności Oligochaeta wyrażony w % (EPT/OL [%]);
- liczba taksonów EPT (EPT-Taxa);
- liczba taksonów EPT w stosunku do liczby taksonów Diptera (EPT/Diptera);
- liczba taksonów Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Coleoptera, Bivalvia, Odonata (EPTCBO);
- liczba taksonów ETO (ETO).

Wartości wyżej wymienionych metryksów zestawiono w Załączniku 2 na końcu opracowania.

Testowanie zależności pomiędzy metryksami opartymi na bezkręgowcach bentosowych i wskaźnikami presji

W celu ostatecznego wyboru metryksów sprawdzono ich reakcję w gradiencie presji. Wartości żadnego z analizowanych metryksów nie wykazały istotnego statystycznie związku z udziałem terenów rolniczych w strefie buforowej. Tylko cztery metryksy – liczba taksonów, BMWP, EPT-Taxa oraz ETO skorelowane były istotnie z udziałem linii brzegowej sąsiadującej z terenami rolnymi, ale w sposób przeciwny do spodziewanego i trudny do uzasadnienia merytorycznego. Zagospodarowanie zlewni (tzn. udział terenów rolniczych w zlewni) oraz wskaźniki eutrofizacji wykazywały istotne statystycznie ($p < 0,05$) związki z niektórymi metryksami opartymi na bezkręgowcach. Również kumulatywny wskaźnik nasilenia presji wykazywał takie związki. Wyniki korelacji przedstawia tabela 4.

Ostateczny wybór metryksów składowych do stworzenia multimetryksa i ich normalizacja

Wymienione w tabeli 4 metryksy, wykazujące związek ze wskaźnikami presji, przypisano do grup odzwierciedlających różne charakterystyki zespołów makrobezkręgowców, a mianowicie skład i obfitość fauny, różnorodność oraz udział taksonów wrażliwych na presję i tolerancyjnych. Analizowano siłę korelacji metryksa ze wskaźnikami presji,

Tabela 4. Wyniki korelacji porządku rang Spearmana pomiędzy czynnikami presji, a wybranymi metrykami (wyróżnione korelacje są istotne statystycznie przy $p < 0,05$).

Metriks	Kumulatywny wskaźnik presji	Tereny rolne (%) w zlewni	Tereny rolne (%) linii brzegowej	TP [mgP/l]	Chl _a [µg/l]
Liczba taksonów	-0,10	0,18	0,39	-0,32	-0,21
BMWP	-0,22	-0,08	0,41	-0,42	-0,24
ASPT	-0,52	-0,63	0,15	-0,54	-0,31
BMWP_PL	-0,12	0,15	0,32	-0,35	-0,25
ASPT_PL	-0,58	-0,47	0,06	-0,39	-0,54
Różnorodność (Simpson Index)	-0,48	-0,15	-0,02	-0,36	-0,66
Różnorodność (Shannon-Wiener Index)	-0,51	-0,12	0,07	-0,34	-0,66
Różnorodność (Margalef Index)	-0,31	-0,06	0,38	-0,43	-0,41
Równocенność	-0,50	-0,23	-0,09	-0,30	-0,61
Gastropoda [%]	-0,44	-0,05	0,11	-0,46	-0,67
Bivalvia [%]	-0,34	0,09	-0,01	-0,22	-0,46
Oligochaeta [%]	0,25	0,51	-0,13	0,20	-0,03
Hirudinea [%]	-0,07	0,22	-0,06	-0,06	-0,19
Crustacea [%]	-0,36	-0,14	0,04	-0,05	-0,37
Ephemeroptera [%]	-0,07	-0,38	0,02	-0,06	0,20
Trichoptera [%]	-0,22	-0,38	0,15	-0,45	-0,28
Diptera [%]	0,70	0,45	-0,07	0,37	0,65
Hololimniczne [%]	-0,62	-0,14	0,03	-0,28	-0,71
Takson dominujący [%]	0,44	0,16	0,09	0,37	0,65
EPT-Taxa [%]	-0,11	-0,41	0,16	-0,19	0,06
EPT/OL [%]	-0,22	-0,50	0,20	-0,21	0,05
EPT-Taxa	-0,19	-0,22	0,46	-0,42	-0,28
EPT/Diptera	-0,51	-0,36	0,04	-0,14	-0,44
EPTCBO (Eph., Ple., Tri., Col., Bivalv., Odo.)	-0,22	-0,07	0,37	-0,40	-0,31
ETO	-0,14	-0,15	0,44	-0,37	-0,20

- **Wskaźniki oparte na taksonach tolerancyjnych i wrażliwych.** W tej grupie metryków istotne statystycznie związki z nasileniem presji wykazały: ASPT i BMWP, zarówno w wersji oryginalnej, jak i w polskiej modyfikacji (BMWP_PL i ASPT_PL), opracowana do oceny rzek polskich przez Kownackiego et al. (2004). Jako składnik multimetriksa wybrano **ASPT_PL**, ponieważ ten metryks wykazywał korelację zarówno z TP jak i z Chl_a (proxy presji - eutrofizacja), a także związek ze wskaźnikami presji morfologicznej: udziałem terenów rolniczych w zlewni, a także kumulatywnym wskaźnikiem presji. Ponadto metryks ten jest składową MMI_PL. Poza względami merytorycznymi, uznano, że wykorzystanie tego samego

indeksu przy ocenie rzek i jezior będzie ułatwieniem w pracy wojewódzkich inspektoratów ochrony środowiska.

- **Wskaźniki różnorodności.** Zarówno indeksy różnorodności Simpsona, Shannona-Wienera i Margalefa, jak również indeks równocенności wykazywały istotne statystycznie korelacje ze wskaźnikami eutrofizacji (TP, Chla), a niekiedy również ze wskaźnikiem rolniczego zagospodarowania zlewni. Wszystkie te indeksy są ze sobą wzajemnie skorelowane. Jako składową multimetriksa wybrano **indeks różnorodności Shannona-Wienera**. Indeks ten stanowi kryterium oceny rzek na podstawie makrobezkręgowców bentosowych (wchodzi w skład MMI_PL). Podobnie, jak w przypadku ASPT_PL uznano, że wykorzystanie tego samego indeksu przy ocenie rzek i jezior będzie korzystne z punktu widzenia wojewódzkich inspektoratów ochrony środowiska.

- **Wskaźniki składu i obfitości makrofauny.** Ta grupa metryksów była najliczniejsza. W pierwszym etapie odrzucono metryksy, które nie wykazywały korelacji z nasileniem presji. W następnej kolejności przeanalizowano wzajemne korelacje między poszczególnymi metryksami. Spośród metryksów, których autokorelacja była wysoka ($r > 0,7$ przy $p < 0,05$), wskazywano jeden, odznaczający się najsilniejszym związkiem z presją. Silnie skorelowane ze sobą były: Diptera [%], organizmy hololimniczne [%] oraz Takson dominujący [%]. Drugą grupę wzajemnie silnie skorelowanych metryksów stanowiły: EPT Taxa [%], EPT/OL oraz Oligochaeta [%]. EPT /Diptera oraz Trichoptera [%] nie były silnie skorelowane z żadnym innym metryksem. Ze względu na to, że zarówno udział Oligochaeta, jak i Diptera rośnie wraz z nasileniem presji, jako składową multimetriksa wskazano tylko jeden z tych pokrewnych metryksów. W ten sposób wyselekcjonowano trzy metryksy z grupy wskaźników odzwierciedlających skład i obfitość makrofauny bezkręgowej:

- udział % (w odniesieniu do liczebności ogólnej) Diptera (Diptera [%]),
- udział % (w odniesieniu do liczebności ogólnej) Trichoptera [Trichoptera [%]]
- liczba taksonów EPT w stosunku do liczby taksonów Diptera (EPT/Diptera).

Ten ostatni z wymienionych metryksów odzwierciedla również udział taksonów wrażliwych na zakłócenia. Należy zaznaczyć, że ze względu na wykładniczy rozkład metryksa Trichoptera [%] jego wartość zlogarytmowano. Zatem w sumie, w wyniku opisanej selekcji, pozostało

pięć metryksów, na podstawie których zbudowano multimetryks, dla którego proponujemy nazwę **LMI** (Lake Macroinvertebrate Index).

W celu znormalizowania wartości każdego metryksa składowego (sprowadzenia jego wartości do zakresu od 0 do 1) zastosowano wzory opisane w części metodycznej opracowania. Wartości bliskie 1 odpowiadają stanowi referencyjnemu (bardzo dobremu), natomiast bliskie 0 stanowi złemu. Wartościom EQR przekraczającym 1 przypisano 1, zaś wartościom poniżej 0, przypisano 0. Bezwzględne wartości wybranych metryksów oraz wyliczone na ich podstawie wskaźniki EQR zawiera tabela 5.

Ustalenie wartości granicznych multimetryksa (wraz z określeniem warunków referencyjnych)

Rozważano dwie opcje integracji wybranych pięciu metryksów składowych w jeden multimetryks.

Opcja 1. Ze względu na to, że grupę metryksów reprezentujących skład i obfitość fauny, rekomendowanych, jako składowe multimetryksa, reprezentują trzy metryksy, a pozostałe dwie grupy – po jednym metryksie, pojedynczym metryksom z pierwszych dwóch grup przypisano większą wagę. Algorytm do wyliczenia średniej ważonej, zgodnie z tym założeniem, przedstawia się następująco:

$$LMI_{\text{weighted mean}} = 2 \text{ EQR}_{\text{ASPT_PL}} + 2 \text{ EQR}_{\text{Sh-W}} + \text{ EQR}_{\text{Diptera\%}} + \text{ EQR}_{\text{Trichoptera \%}} + \text{ EQR}_{\text{EPT/Dipter}} / 7$$

Opcja 2. Multimetryks LMI jest średnią arytmetyczną EQR pięciu metryksów składowych.

Wartości LMI dla badanych w pracy jezior, wyliczone według powyższych zasad są zbliżone (Tabela 6).

Tabela 5. Wykaz wartości metryk i ich EQR w badanych jeziorach

Nazwa jeziora	ASPT-PL	EQR ASPT-PL	Różnorodność (Shannon- Wiener-Index)	EQR Różnorodność (Shannon- Wiener-Index)	EPT/Diptera	EQR EPT/Diptera	Diptera [%]	EQR Diptera [%]	Log_ Trichoptera [%]	EQR Log_ Trichoptera [%]
Śremskie	5,208	0,648	2,563	1,000	6,000	0,825	8,060	0,913	1,320	0,345
Krępsko Długie	5,462	0,854	1,679	0,392	4,000	0,474	14,235	0,825	1,329	0,352
Zamkowe	4,600	0,152	1,284	0,119	1,000	0,000	66,773	0,077	0,504	0,000
Drawsko	4,773	0,293	2,389	0,882	3,000	0,298	19,201	0,754	1,300	0,330
Lubie	5,000	0,478	2,215	0,762	4,000	0,474	3,346	0,980	0,896	0,018
Dąbie Wielkie	5,294	0,718	1,838	0,502	3,000	0,298	51,895	0,289	0,942	0,053
Solecko	5,333	0,750	2,407	0,895	6,000	0,825	15,862	0,802	1,742	0,671
Morzycko	4,905	0,401	1,236	0,086	5,000	0,649	74,449	0,000	1,343	0,363
Kiełbicze	5,556	0,931	2,403	0,892	7,000	1,000	6,967	0,929	1,955	0,835
Barlineckie	5,190	0,633	2,551	0,994	3,000	0,298	16,049	0,799	1,460	0,453
Miedwie	5,667	1,000	0,954	0,000	3,000	0,298	66,564	0,080	0,885	0,009
Żelewo	4,267	0,000	2,183	0,740	4,000	0,474	33,750	0,547	2,018	0,884
Zdworskie	4,600	0,152	1,909	0,551	1,000	0,000	21,667	0,719	1,824	0,734
Łąckie Duże	5,200	0,641	1,486	0,258	5,000	0,649	44,882	0,388	2,359	1,000
Lucieńskie	5,250	0,682	1,987	0,605	4,000	0,474	45,387	0,381	0,868	0,000
Białe k. Gostynina	5,579	0,950	2,145	0,714	4,000	0,474	1,366	1,000	1,715	0,650
Wikaryjskie	5,333	0,750	1,849	0,509	6,000	0,825	8,654	0,905	1,828	0,737
Płaskie	5,211	0,650	1,695	0,403	3,000	0,298	56,140	0,228	1,691	0,632
Majcz Wielki	5,407	0,810	2,206	0,756	3,667	0,415	4,685	0,961	1,921	0,809
Kuc	5,333	0,750	2,776	1,000	2,333	0,181	19,068	0,756	1,970	0,846
Jegocin	5,688	1,000	2,487	0,950	7,000	1,000	1,316	1,000	2,233	1,000
Kortowskie	5,367	0,777	2,034	0,637	3,000	0,298	21,738	0,718	1,404	0,410
Stryjewskie	5,190	0,633	1,227	0,080	3,500	0,386	17,538	0,778	1,241	0,284
Purda	5,522	0,903	2,052	0,649	9,000	1,000	21,271	0,725	1,803	0,718
Ławki	4,913	0,407	1,104	0,000	2,250	0,167	80,268	0,000	1,060	0,145
Kiersztanowskie	5,200	0,641	1,809	0,482	4,000	0,474	50,442	0,309	1,695	0,635
Lubowo (Lubiatowskie)	4,333	0,000	1,130	0,013	2,000	0,123	65,611	0,093	0,957	0,065

Tabela 6. Wartości multimetriksa LMI wyliczonego ze średniej ważonej (opcja 1) oraz ze średniej arytmetycznej (opcja 2) metryksów składowych (wyróżniono jeziora uwzględnione przy wyznaczaniu warunków referencyjnych)

Jezioro	LMI – opcja 1	LMI – opcja 2
Śremskie	0,746	0,768
Krępsko Długie	0,579	0,592
Zamkowe	0,070	0,088
Drawsko	0,512	0,533
Lubie	0,542	0,565
Dąbie Wielkie	0,372	0,440
Solecko	0,788	0,798
Morzycko	0,300	0,283
Kiełbiczne	0,917	0,916
Barlineckie	0,636	0,686
Miedwie	0,277	0,341
Żelewo	0,529	0,483
Zdworskie	0,431	0,408
Łąckie Duże	0,587	0,548
Lucieńskie	0,428	0,490
Białe k. Gostynina	0,757	0,779
Wikaryjskie	0,745	0,712
Płaskie	0,442	0,466
Majcz Wielki	0,750	0,760
Kuc	0,707	0,755
Jegocin	0,990	0,986
Kortowskie	0,568	0,608
Stryjewskie	0,432	0,411
Purda	0,799	0,793
Ławki	0,144	0,161
Kiersztanowskie	0,508	0,523
Lubowo (Lubiatowskie)	0,059	0,044

Wyznaczenie wartości referencyjnej multimetriksa LMI

Zastosowano dwie metody wyznaczenia referencyjnej wartości LMI. Jak już zaznaczono wcześniej, na etapie planowania kampanii terenowej i selekcji jezior do badań zwracano szczególną uwagę na to, by wybrane jeziora reprezentowały pełne spektrum jakości wód/nasilenia presji. Wśród tych zbiorników wskazano, oczywiście, jeziora odznaczające się minimalną presją antropogeniczną. Zastosowano przy tym kryteria dla jezior referencyjnych przyjęte wcześniej w pan-europejskim ćwiczeniu interkalibracyjnym (Soszka et al. 2008, Technical Report 2009). Do takich jezior należą: Głębokie koło Międzyrzecza, Białe koło Gostynina, Wikaryjskie, Jegocin, które nie są odbiornikami ścieków, mają zlewnie w

przewadze zalesione i słabo zaludnione, nie są intensywnie wykorzystywane na potrzeby turystyki i odznaczają się wysoką jakością wód. Na wstępnym etapie obróbki danych odrzucono wyniki z Jeziora Głębokiego koło Międzyrzecza, ponieważ uznano je za niereprezentatywne. W tej sytuacji i tak skromna pula jezior, wskazanych jako referencyjne, uległa dalszemu ograniczeniu, co sprawia, że wartość referencyjna wyznaczona metodą przestrzenną (zwaną też „*best of existing*”) obciążona byłaby dużą dozą niepewności. Dlatego do puli stanowisk referencyjnych dołączono kilka, spośród badanych jezior, które odznaczają się stosunkowo niską presją i wysokim stanem ekologicznym na podstawie innych elementów biologicznych. Były to następujące jeziora: Kiełbiczne, Purda i Majcz Wielki. Z wartości multimetrika LMI, wyliczonego dla wymienionych 6 jezior, wyznaczono percentyl 75. Przyjęto, że określa on wartość referencyjną, w sytuacji, gdy danych ze stanowisk potencjalnie referencyjnych jest niewiele i nie wszystkie ściśle spełniają kryteria. Wyznaczona w ten sposób wartość referencyjna, dla obu rozważanych opcji wyliczania LMI, jest bardzo podobna i wynosi 0,888 w przypadku średniej ważonej oraz 0,885 w przypadku średniej arytmetycznej. Niezależnie od tego, równolegle, zastosowano inną metodę wyznaczania referencyjnej wartości LMI, polegającej na wyliczeniu percentyla 95 z całej puli danych (a nie tylko ze stanowisk referencyjnych). Taka metoda stosowana jest często w pracach amerykańskich (np. US EPA 2002,) w sytuacji, gdy jest bardzo dużo stanowisk, ale brakuje danych do wskazania wśród nich stanowisk referencyjnych. Wyznaczone w powyższy sposób wartości referencyjne LMI są zdumiewająco podobne do wyznaczonych w pierwszym podejściu. Referencyjne EQR multimetrika LMI wyniosło 0,882 dla średniej ważonej oraz 0,880 dla średniej arytmetycznej.

Wyznaczenie granic klas stanu ekologicznego

W celu wyznaczenia granic klas stanu ekologicznego zastosowano procedurę przyjętą w projekcie WISER (Miler et al. 2012), a wcześniej w procesie interkalibracji metod oceny rzek na podstawie bezkręgowców bentosowych (Erba et al. 2009) i bazującą na Wytycznych CIS (CIS WFD 2003). Wartość graniczna dla stanu H/G odpowiada percentylowi 25 z wartości multimetrika LMI w grupie jezior referencyjnych. Granice klas G/M, M/P i P/B ustalono jako, odpowiednio, 75%, 50% i 25% wartości granicznej H-G.

Wyznaczone w powyższy sposób wartości referencyjne oraz graniczne dla klas stanu ekologicznego, dla dwóch opcji wyliczania LMI przedstawia tabela 7.

Tabela 7. Graniczne wartości klas stanu ekologicznego jezior na podstawie multimetriksa LMI

Granica klas stanu	Wartość LMI opcja 1	Wartość LMI opcja 2
Wartość referencyjna (perc. 75 z wartości LMI w jeziorach referencyjnych)	0,888	0,885
Wartość referencyjna (perc. 95 z wartości LMI w całej puli danych)	0,882	0,880
H/G (perc. 25 z wartości LMI w jeziorach referencyjnych)	0,752	0,764
G/M (75% wartości granicznej dla stanu H/G)	0,564	0,573
M/P (50% wartości granicznej dla stanu H/G)	0,376	0,382
P/B (25% wartości granicznej dla stanu H/G)	0,188	0,191

Na podstawie powyżej określonych zakresów wartości LMI przeprowadzono klasyfikację stanu ekologicznego badanych jezior (tabela 8). Obie opcje wyliczania wartości multimetriksa skutkują bardzo podobnymi wynikami oceny jezior. Ocena stanu ekologicznego jezior na podstawie litoralnej fauny bezkręgowej jest bardzo podobna do obrazu, jaki dają inne elementy biologiczne (por. tabela 1).

Tabela 8. Klasyfikacja stanu ekologicznego badanych jezior na podstawie makrofauny bezkręgowej (barwne oznaczenia klas zgodne z RDW; czerwoną czcionką zaznaczono wartości indeksu dla jezior uznanych za referencyjne)

Jezioro	LMI - opcja 1	LMI - opcja 2
Śremskie	0,746	0,768
Krępsko Długie	0,579	0,592
Zamkowe	0,070	0,088
Drawsko	0,512	0,533
Lubie	0,542	0,565
Dąbie Wielkie	0,372	0,440
Solecko	0,788	0,798
Morzycko	0,300	0,283
Kiełbicz	0,917	0,916
Barlineckie	0,636	0,686
Miedwie	0,277	0,341
Żelewo	0,529	0,483
Zdworskie	0,431	0,408
Łąckie Duże	0,587	0,548
Lucieńskie	0,428	0,490

Jezioro	LMI - opcja 1	LMI - opcja 2
Białe k. Gostynina	0,757	0,779
Wikaryjskie	0,745	0,712
Płaskie	0,442	0,466
Majcz Wielki	0,750	0,760
Kuc	0,707	0,755
Jegocin	0,990	0,986
Kortowskie	0,568	0,608
Stryjewskie	0,432	0,411
Purda	0,799	0,793
Ławki	0,144	0,161
Kiersztanowskie	0,508	0,523
Lubowo (Lubiatowskie)	0,059	0,044

W celu ostatecznego wyboru sposobu wyprowadzania wartości multimetrika LMI, i co za tym idzie ostatecznych zakresów wartości LMI dla poszczególnych granic klas stanu, rozważono wyniki korelacji pomiędzy wartościami multimetrika (w dwóch wersjach) z nasileniem presji (Tabela 9).

Tabela 9. Wyniki korelacji porządku rang Spearmana pomiędzy czynnikami presji, a multimetriksem LMI wyliczonym na dwa sposoby (wyróżnione korelacje są istotne przy $p < 0,05$).

Wartość LMI	Kumulatywny wskaźnik presji	Tereny rolne (%) w zlewni	TP [mgP/l]	Chł [μg/l]
LMI – opcja 1 (śr ważona)	-0,65	-0,49	-0,48	-0,68
LMI – opcja 2 (śr. arytmetyczna)	-0,70	-0,48	-0,43	-0,71

Współczynniki korelacji okazały się być w obu przypadkach bardzo do siebie zbliżone. Proponuje się więc, aby indeks multimetryczny LMI był **ŚREDNIĄ ARYTMETYCZNĄ** metryków składowych, ponieważ takie wyliczenie jest prostsze. **Tym samym, podstawą klasyfikacji stanu ekologicznego jezior na podstawie makrofauny bezkręgowej są następujące zakresy wartości LMI:**

Stan bardzo dobry	>0,764
Stan dobry	0,763 – 0,573
Stan umiarkowany	0,572 – 0,382
Stan słaby	0,381 – 0,191
Stan zły	<0,191

Dyskusja wyników

Przedstawiona propozycja multimetrycznego indeksu do oceny stanu ekologicznego jezior, opartego na bezkręgowcach litoralnych, musi zostać zweryfikowana na niezależnej bazie danych. Jak już podkreślano cały materiał do analiz stanowiły dane z zaledwie 28 stanowisk/jezior (a w praktyce z 27). Należy także podkreślić, że proponowana metoda prezentuje wyłącznie ocenę stanu stanowiska badawczego, a nie całego jeziora. Makrofauna bezkręgowca w litoralu podlega wpływom lokalnym, związanym ze sposobem zagospodarowania terenów przybrzeżnych (piśmiennictwo w Soszka et al. 2012). Jeśli różne odcinki linii brzegowej sąsiadują z obszarami w różny sposób zagospodarowanymi, to presja na zespoły makrofauny i ich charakterystyka jest różna na różnych stanowiskach. Podobna sytuacja ma miejsce w przypadku fitobentosu, który oddaje dobrze lokalny charakter stanowiska litoralnego badanego jeziora, a często jego wskazania znacznie odbiegają od diagnozy stanu opartej na innych elementach biologicznych, które mają charakter „integracyjny” i pozwalają na ocenę całego jeziora (fitoplankton badany na głębozku, czy też makrofity badane na reprezentatywnej liczbie transektów wokół całego jeziora). W celu określenia procedury oceny stanu jeziora na podstawie fauny bezkręgowcej należy zebrać odpowiedni materiał z wielu stanowisk na każdym jeziorze, a nie tylko z jednego stanowiska. Odpowiednim do oceny stanu całego jeziora na podstawie makrofauny bezkręgowcej wydaje się podejście zastosowane przez Puscha et al. (2012) w projekcie WISER (http://www.wiser.eu/download/WISER-CommonMetric_CB_Lake_Benthic_Fauna.pdf).

Próby makrobezkręgowców z jezior pobierane były z kilka stanowisk, odpowiadających zróżnicowaniu linii brzegowej pod względem modyfikacji morfologicznych. Ocena uzyskana na każdym ze stanowisk przeważona była przez udział w linii brzegowej każdego z wyróżnionych i opróbowanych odcinków, charakteryzujących się określonym typem modyfikacji linii brzegowej. Sprawdzenie funkcjonalności takiego podejścia i przygotowanie wytycznych do oceny całego jeziora dla wojewódzkich inspektoratów ochrony środowiska wymaga zebrania i przeanalizowania materiałów z wielu jezior, z których każde badane być powinno na kilku stanowiskach.

Rzadko podnoszoną w literaturze kwestią jest stosowanie w ocenie jezior niektórych wskaźników opracowanych oryginalnie dla rzek. Przegląd stosowanych metod oceny jezior, przedstawiony w pracy, jak również piśmiennictwo pokazują, że np. BMWP i ASPT wykorzystywane są bardzo często również do oceny wód stojących. Wydaje się, że zawartość

tabeli standardowej do wyliczania metriksa powinna być jednak szczegółowo przeanalizowana pod kątem adekwatności uwzględnianych taksonów do oceny jezior. Powinni to zrobić specjaliści od poszczególnych grup makrofauny, których w kraju nie brakuje. W przypadku wspomnianego BMWP, a także polskiej modyfikacji tego metriksa, uderza np. brak w tabeli standardowej rodziny Phryganeidae (Trichoptera). W wodach płynących chruściki te spotykane są rzadko. Generalnie są to gatunki typowe dla wód stojących różnego typu od dużych jezior po małe błotniste zbiorniki. Co prawda spotyka się je czasem w wolno płynących rzekach lub kanałach wśród roślin, z fragmentów, których budują domki. Nie należą one jednak do gatunków reofilnych i z tego względu w ocenie rzek mają niewielkie znaczenie (i nie są uwzględniane w tabeli standardowej). Inaczej jest w przypadku jezior, w których rodzina ta odgrywa istotną rolę i powinna być uwzględniona. Trudno założyć, że sytuacja taka nie powtarza się w przypadku innych grup fauny bezkręgowej.

Dobór testowanych w pracy metriksów determinowany był, w dużym stopniu, przyjętym poziomem oznaczeń taksonomicznych, który jest możliwy do osiągnięcia w rutynowym monitoringu jezior w Polsce. W momencie, gdy kompetencje wojewódzkich inspektoratów ochrony środowiska w zakresie oznaczania makrobezkręgowców wzrosną i możliwe będzie oznaczanie do wyższego poziomu taksonomicznego, metoda oceny powinna być udoskonalona i ewentualnie wzbogacona np. o metriksy oparte na grupach funkcjonalnych bezkręgowców.

Piśmiennictwo

Birk S., Strackbein J., Hering D. 2010. WISER methods database. Version: March 2011. Dostępny online: <http://www.wiser.eu/results/method-database/>. Ostatni dostęp: Listopad 2012.

Blocksome K.A., Kurtenbach J.P., Klemm D.J., Fulk F.A., Cormier S.M. 2002. Environ. Monit. Assess., 77: 311-333.

Böhmer J. 2012. Results of CB-GIG Lake Benthic Fauna Intercalibration. Prezentacja przedstawiona na posiedzeniu Grupy Roboczej ECOSTAT, Ispra 21 marca 2012.

Brauns M., Gücker B., Wagner C., Garcia X-F., Walz N., Pusch M. 2011. Human lakeshore development alters the structure and trophic basis of littoral food webs. Journal of Applied Ecology, 48: 916-925.

CIS WFD. 2003. Guidance on establishing reference conditions and ecological status class boundaries for inland surface waters. CIS Working Group 2.3 – REFCOND.

Donahue I., Donahue L.A., Aimin B.N., Irvine K. 2009. Assessment of eutrophication pressure on lakes using littoral invertebrates. *Hydrobiologia* 633: 105-122.

Erba S., Furse M.T., Balestrini R., Christodoulides A., Ofenböck T., van de Bund W., Wasson J-G., Buffagni A. 2009. The validation of common European class boundaries for river benthic macroinvertebrates to facilitate the intercalibration process of the Water Framework Directive *Hydrobiologia* 633: 17-31.

Gołub M. 2010. Ocena stanu ekologicznego jezior na podstawie makrobezkręgowców bentosowych zgodna z wymaganiami Ramowej Dyrektywy wodnej – przegląd rozwiązań metodycznych w Europie. *Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych* 45:30-45.

Hering D., Feld C.K., Moog O., Ofenböck T. 2006. Cook book for the development of a multimetric Index for biological condition of aquatic ecosystems: experience from the European AQEM and STAR Project and relative initiatives. *Hydrobiologia*, 566:311-324.

Hill M. O. 1973. Diversity and Evenness: A Unifying Notation and Its Consequences. *Ecology*, 54: 427-432.

Jeppesen, E., Nørges, P., Davidson, T.A., Haberman, J., Nørges, T., Blank, K., Lauridsen, T. L., Sondergaard, M., Sayer, C., Laugaste, R., Johansson L.S., Bjerring, R., Amsinck, S.L., 2011. Zooplankton as indicators in lakes: a scientific-based plea for including zooplankton in the ecological quality assessment of lakes according to the European Water Framework Directive (WFD). *Hydrobiologia* 676: 279–297.

Kappes H., Sundermann A., Haase P. 2011. Distant land use affects terrestrial and aquatic habitats of high naturalness. *Biodivers. Conserv.* 20: 2297-2309.

Kołodziejczyk A. 1984. Occurrence of Gastropoda in the lake littoral and their role in the production and transformation of detritus. II Ecological activity of snails. *Ekol. Pol.* 32: 469-492.

Kornijów R. 1988. Distribution of zoobenthos in littoral of two lakes differing in trophic. *Pol. Arch. Hydrobiol.* 35: 185-195.

Kownacki A., Soszka H., Kudelska D., Fleituch T. 2004. Bioassessment of Polish rivers based on macroinvertebrates. *Materiały z 11th Magdeburg Seminar on Waters in Central and Eastern Europe: Assessment, Protection, Management. 18-22 October 2004, UFZ Centre for Environmental Research Leipzig-Halle. Walter Geller et al. (Eds.) str. 250-251.*

Kutyła S. 2012. Naturalne i antropogeniczne wahania poziomu wody w jeziorach - rozpoznanie skali zjawiska w Polsce. Instytut Ochrony Środowiska – Państwowy Instytut Badawczy, Warszawa. Maszynopis.

Lunde K., Resh V.H. 2012. Development and validation of a macroinvertebrate index of biotic integrity (IBI) for assessing urban impacts to Northern California freshwater wetlands. *Environ. Monit. Assess.*, 184: 3653-3674.

Miler O., Pusch M., Pilotko F., Solimini A., McGoff E., Sandin L., Clarke R. 2012. Assessment of ecological effects of hydromorphological lake shore alterations and water level fluctuations using benthic macroinvertebrates. WISER Project, Deliverable D3.3-4, 44 pp.

Soszka H., Kolada A., Gołub M., Cydzik D., 2008. Establishing reference conditions for Polish lakes – first results. *Oceanological and Hydrobiological Studies* 37/3: 105-110.

Soszka H., Pasztaleniec A., Koprowska K., Kolada A., Ochocka A. 2012. Wpływ przekształceń hydromorfologicznych jezior na zespoły organizmów wodnych – przegląd piśmiennictwa. *Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych*. 51: 24-52.
CIS Guidance document 2003

Technical Report 2009. Water Framework Directive intercalibration technical report. Part 2: Lakes. [ed. S. Poikane]. Luxemburg: Office for Official Publications of the European Communities EUR 23838 EN/2, 174 pp.

Verdonschot R.C.M., Keizer-Vlek H.E., Verdonschot P.F.M. 2012. development of a multimetric index based on macroinvertebrates for drainage ditch networks in agricultural areas. *Ecological Indicators*. 13: 232-242.

US EPA. 1998. Lake and reservoir bioassessment and biocriteria. Technical guidance document. EPA 841-B-98-007. US EPA, Washington, DC.

US EPA. 2002. Methods for evaluating wetland condition: Developing an Invertebrate Index of Biological Integrity for wetlands. Office of Water, U.S. Environmental Protection Agency. Washington, DC. EPA-822-R-02-019.

Występowanie makrobezkręgowców w 28 jeziorach objętych badaniami

Grupa taksono - miczna	Rodzina																												
		Zdvorskie	Łąkie Duże	Lucieńskie	Białe k. Gostynina	Wikaryjskie	Płaskie	Majcz Wielki	Kuc	Jegocin	Kortowskie	Stryjwskie	Purda	Ławki	Kierstanowskie	Śremskie	Głębokie k. Miedzyrzecza	Kępsko Długie	Zamkowe	Drawsko	Lubie	Dąbie Wielkie	Solecko	Morzycko	Kielbice	Barlineckie	Miedwie	Żelewo Łobiatowskie, Morawy	
		20001	20002	20007	20010	20030	20120	30168	30174	30265	30404	30412	30446	30467	30507	10292	10378	10574	10636	10684	10717	10726	10876	10983	11000	11025	11034	11045	10867
Bivalvia	DREISSENIDAE	0	0	20	72	0	0	55	4	1	110	1	150	0	74	82	7	0	0	63	24	18	7	10	2	17	1	5	0
Bivalvia	SPHAERIIDAE	0	0	0	15	1	0	1	0	0	114	0	5	23	5	26	6	18	0	4	16	10	3	0	22	3	6	0	0
Bivalvia	UNIONIDAE	1	0	1	0	0	1	0	0	0	17	1	2	0	3	2	0	2	0	2	0	2	0	0	0	0	1	0	0
Coelenterata	HYDRIDAE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Coleoptera	[Ord:Coleoptera]	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
Coleoptera	CHRYSOMELIDAE	0	0	0	0	0	0	0	1	0	4	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Coleoptera	ELMIDAE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	128	4	0	9	0	3	0	1	0	0
Coleoptera	GYRINIDAE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0
Coleoptera	HALIPLIDAE	1	0	0	14	0	0	1	0	0	3	0	0	1	0	2	0	0	0	6	4	0	0	0	5	4	0	0	0
Coleoptera	HYDRAENIDAE	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Collembola	[Ord:Collembola]	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0
Crustacea	[Kl:Crustacea]	0	0	8	0	0	0	2	1	0	4	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Crustacea	ASELLIDAE	6	8	0	0	108	4	63	24	6	38	19	2	23	6	8	0	0	0	10	182	33	46	4	54	39	0	13	0
Crustacea	GAMBARIDAE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	2	0	0	0	0	0
Crustacea	GAMMARIDAE	0	0	11	14	14	0	54	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	52	74	1	1	24	0	0	11	37	0
Diptera	CERATOPOGONIDAE	1	0	0	2	0	1	2	6	0	61	5	0	17	4	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Diptera	CHIRONOMIDAE	11	57	123	3	18	159	29	37	1	521	146	77	1237	281	27	0	40	203	125	17	178	23	676	17	38	434	81	145
Diptera	CULICIDAE	0	0	0	0	0	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Diptera	EPHYDRIDAE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Diptera	LIMONIIDAE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Diptera	SCIOMYZIDAE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Diptera	TABANIDAE	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Grupa taksonomiczna	Rodzina	Zdorskie	Łąckie Duże	Lucieńskie	Białe k. Gostynina	Wikaryjskie	Płaskie	Majcz Wielki	Kuc	Jegocin	Kortowskie	Stryjewskie	Purda	Ławki	Kierzanowski	Śremskie	Głębokie k. Miedzyrzecza	Kępско Długie	Zamkowe	Drawsko	Lubie	Dąbie Wielkie	Solecko	Morzycko	Kielbice	Barlineckie	Miedwie	Żelewo	Łubowo (Łubratowski, Morawy)
		20001	20002	20007	20010	20030	20120	30168	30174	30265	30404	30412	30446	30467	30507	10292	10378	10574	10636	10684	10717	10726	10876	10983	11000	11025	11034	11045	10867
Diptera	TIPULIDAE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Ephemeroptera	BAETIDAE	0	2	2	3	0	0	34	4	0	12	6	0	4	1	1	0	0	6	0	10	0	5	16	16	4	0	30	0
Ephemeroptera	CAENIDAE	19	27	15	51	23	27	301	28	2	1230	593	41	43	101	49	3	92	12	27	6	1	3	0	6	2	1	1	36
Ephemeroptera	EPHEMERIDAE	0	0	0	2	0	0	1	0	0	2	0	0	0	0	0	0	2	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ephemeroptera	LEPTOPHLEBIIDAE	0	0	0	0	0	0	19	0	2	0	2	12	1	0	0	0	2	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Ephemeroptera	SIPHONURIDAE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	5	0	0	0
Gastropoda	ACROLOXIDAE	0	0	0	1	4	0	4	3	0	4	14	3	0	0	2	0	0	0	0	2	0	0	0	6	0	0	0	0
Gastropoda	BITHYNIIDAE	0	0	0	2	0	7	1	6	7	23	1	0	31	0	8	0	0	0	12	4	4	0	20	1	26	2	0	0
Gastropoda	HYDROBIIDAE	0	0	6	124	1	0	0	0	0	19	0	2	2	3	30	0	98	0	11	56	6	4	48	0	0	9	0	0
Gastropoda	LYMNAEIDAE	0	1	1	0	0	1	2	0	18	3	0	0	2	2	4	1	2	0	5	1	0	0	2	0	0	0	7	0
Gastropoda	NERITIDAE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	16	0	12	0	6	0	0	10	0	0	0	1	3	4	0	9	0	0	0
Gastropoda	PHYSIDAE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Gastropoda	PLANORBIDAE	0	0	0	29	0	4	7	5	0	2	4	1	24	2	16	0	0	0	6	4	0	0	12	10	1	0	1	0
Gastropoda	VALVATIDAE	0	1	2	0	0	0	0	4	0	3	1	0	33	1	3	1	0	0	5	2	0	0	0	0	2	0	0	0
Gastropoda	VIVIPARIDAE	0	0	0	0	0	1	1	5	1	66	0	2	0	2	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Heteroptera	APHELOCHEIRIDAE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	11	0	0	0	0	0	0	0
Heteroptera	CORIXIDAE	0	0	38	0	1	0	0	0	0	41	0	0	0	0	0	0	0	0	7	0	0	0	8	0	0	2	6	4
Heteroptera	GERRIDAE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0
Heteroptera	NEPIDAE	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hirudinea	ERPOBDELLIDAE	0	0	0	0	0	3	14	6	9	34	5	2	5	8	3	1	0	5	19	34	24	4	8	5	35	0	2	2
Hirudinea	GLOSSIPHONIIDAE	2	1	0	0	1	1	2	32	1	19	14	3	13	8	2	0	4	22	7	32	11	0	28	7	0	1	3	0
Hirudinea	PISCICOLIDAE	0	0	3	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	5	0	2	0	1	0	0	1	0	0	0
Hydrachnidia	[Ph:Hydrachnidia]	13	0	22	1	11	1	15	13	7	86	14	6	16	16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Lepidoptera	PYRALIDAE	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0
Megaloptera	SIALIDAE	0	0	0	4	1	18	4	0	6	4	4	8	9	1	4	1	0	0	1	0	0	3	4	0	20	4	8	0

Grupa taksono - miczna	Rodzina																													
		Zdwojskie	Łąckie Duże	Lucieńskie	Białe k. Gostynina	Wikaryjskie	Płaskie	Majcz Wielki	Kuc	Jegocin	Kortowskie	Stryjewskie	Purda	Ławki	Kierzanowskie	Śremskie	Głębokie k. Miedzyrzecza	Kępско Długie	Zamkowe	Drawsko	Lubie	Dąbie Wielkie	Solecko	Morzycko	Kielbice	Barlineckie	Miedwie	Żelewo	Lubowo (turbatowskie, Morawy)	
		20001	20002	20007	20010	20030	20120	30168	30174	30265	30404	30412	30446	30467	30507	10292	10378	10574	10636	10684	10717	10726	10876	10983	11000	11025	11034	11045	10867	
Nematoda	[Kl:Nematoda]	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	2	10	
Nematomorpha	[Kl:Nematomorpha]	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Odonata	[UOrd:Zygoptera]	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Odonata	AESHNIDAE	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Odonata	COENAGRIONIDAE	0	1	3	2	5	2	4	14	2	26	6	1	17	6	2	0	0	4	0	2	0	0	2	0	4	0	0	0	
Odonata	CORDULIIDAE	0	0	0	0	1	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	
Odonata	LESTIDAE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	
Odonata	LIBELLULIDAE	0	0	0	0	0	0	3	3	0	2	0	1	1	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	
Odonata	PLATYCNEMIDIDAE	0	0	0	0	0	3	3	0	0	11	2	4	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Oligochaeta	[Kl:Oligochaeta]	1	0	8	5	2	36	0	14	0	136	1	3	39	5	24	7	2	47	115	26	31	12	16	59	16	174	17	2	
Planipennia	SISYRIDAE	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	20	
Trichoptera	ECNOMIDAE	3	0	1	1	0	1	12	10	3	1	8	6	2	8	1	0	0	0	0	2	0	0	2	0	1	0	0	2	
Trichoptera	HYDROPTILIDAE	0	0	1	0	0	0	0	0	0	10	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Trichoptera	LEPTOCERIDAE	0	27	0	5	5	1	26	7	6	16	5	2	2	6	4	1	6	0	0	0	2	0	0	1	1	2	0	0	
Trichoptera	LIMNEPHILIDAE	0	1	0	0	2	0	2	1	1	1	0	4	3	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	18	0	0	0	0	
Trichoptera	MOLANNIDAE	0	0	0	5	3	7	7	1	1	38	0	2	0	7	1	0	0	0	0	0	0	3	2	2	0	3	0	0	
Trichoptera	PHRYGANEIDAE	0	1	0	1	1	4	3	0	2	2	1	1	8	2	0	0	0	0	0	0	0	1	2	0	0	0	11	0	
Trichoptera	POLYCENTROPODIDAE	1	0	0	0	3	1	4	3	0	0	0	1	2	2	1	0	0	1	13	0	1	4	14	1	5	0	14	0	
Trichoptera	PSYCHOMYIIDAE	0	0	0	7	0	0	3	0	0	0	0	7	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Turbellaria	[Kl:Turbellaria]	0	0	1	0	2	0	0	1	0	2	0	2	0	0	18	0	2	0	28	0	0	8	0	2	7	0	0	0	

Wartości 25 metryków opartych na makrofaunie bezkręgowej analizowanych we wstępnym etapie pracy

Metryki	Zdorskie	Łąckie Duże	Lucińskie	Białe k. Gostynina	Wikaryjskie	Płaskie	Majcz Wielki	Kuc	Jegocin	Kortowskie	Stryjewskie	Purda	Ławki	Kiersztanowskie	Śremskie	Krępsko Długie	Zamkowe	Drawsko	Lubie	Dąbie Wielkie	Solecko	Morzycko	Kielbice	Barlineckie	Miedwie	Żelewo	Lubowo (Lubiatowskie)
	20001	20002	20007	20010	20030	20120	30168	30174	30265	30404	30412	30446	30467	30507	10292	10574	10636	10684	10717	10726	10876	10983	11000	11025	11034	11045	10867
Liczba taksonów	12	11	22	24	21	23	34	27	18	37	27	28	32	28	28	14	13	24	24	22	21	22	23	24	15	18	8
BMWP	42	58	74	98	101	109	169	104	95	162	108	138	119	117	126	70	37	82	91	83	96	92	92	105	65	64	26
ASPT	4,67	5,27	4,63	5,77	5,61	5,45	6,04	5,20	5,94	5,40	5,14	5,75	5,17	5,09	5,04	5,39	4,11	4,32	4,33	5,19	5,33	4,84	5,11	5,00	5,00	4,27	4,33
BMWP-PL	46	52	84	106	80	99	146	112	91	161	109	127	113	130	125	71	46	105	115	90	96	103	100	109	85	64	26
ASPT-PL	4,60	5,20	5,25	5,58	5,33	5,21	5,41	5,33	5,69	5,37	5,19	5,52	4,91	5,20	5,21	5,46	4,60	4,77	5,00	5,29	5,33	4,90	5,56	5,19	5,67	4,27	4,33
Różnorodność (Simpson-Index)	0,81 8	0,70 9	0,75 8	0,81 7	0,70 4	0,66	0,77 7	0,92	0,90 1	0,74 3	0,496	0,76 8	0,37 3	0,70 2	0,89	0,75	0,55	0,87 3	0,82 4	0,70 4	0,85 8	0,44	0,87	0,9	0,49	0,83 3	0,53 5
Różnorodność (Shannon-Wiener-Index)	1,90 9	1,48 6	1,98 7	2,14 5	1,84 9	1,69 5	2,20 6	2,78	2,48 7	2,03 4	1,227	2,05 2	1,10 4	1,80 9	2,56	1,68	1,28	2,38 9	2,21 5	1,83 8	2,40 7	1,23 6	2,4	2,55	0,95	2,18 3	1,13
Różnorodność (Margalef Index)	2,68 7	2,06 4	3,74 9	3,89 7	3,74 7	3,89 2	5,05 6	4,76	3,92 5	4,56	3,847	4,58 3	4,21 4	4,26 1	4,64	2,31	2,09	3,55	3,69 2	3,59 7	4,01 9	3,08 3	4	4,19	2,16	3,10 2	1,29 7
Równocенność	0,76 8	0,62	0,64 3	0,67 5	0,60 7	0,54 1	0,62 5	0,84	0,86	0,56 3	0,372	0,61 6	0,31 9	0,54 3	0,77	0,64	0,5	0,75 2	0,69 7	0,59 5	0,79 1	0,4	0,77	0,8	0,35	0,75 5	0,54 3
Gastropoda [%]	0,00	1,58	3,32	42,6 2	2,40	4,56	2,20	9,75	34,2 1	5,07	2,32	5,53	5,88	2,83	18,8 1	39,5 0	0,00	5,99	13,7 8	3,21	4,83	9,47	6,97	15,6 4	1,69	3,75	0,00
Bivalvia [%]	1,67	0,00	7,75	23,7 7	0,48	0,35	8,20	1,70	1,32	8,99	0,23	43,3 7	1,47	14,5 1	32,8 4	7,12	0,00	10,6 0	7,87	8,75	6,90	1,10	9,84	8,23	1,23	2,08	0,00
Oligochaeta [%]	1,67	0,00	2,95	1,37	0,96	12,6 3	0,00	5,93	0,00	5,07	0,12	0,83	2,49	0,89	7,16	0,71	15,0 2	17,6 7	5,12	9,04	8,28	1,76	24,1 8	6,58	26,6 9	7,08	0,91
Hirudinea [%]	3,33	0,79	1,11	0,00	0,48	1,40	2,34	16,5 3	13,1 6	1,98	2,32	1,38	1,15	2,83	1,79	1,42	10,2 2	3,99	13,3 9	10,2 0	3,45	3,97	4,92	14,8 2	0,15	2,08	0,91
Crustacea [%]	10,0 0	6,30	7,01	3,83	58,6 5	1,40	17,4 2	10,5 9	7,90	1,57	2,32	0,55	1,53	1,24	2,69	0,00	0,00	9,68	50,5 9	10,2 0	33,1 0	3,30	22,1 3	16,0 5	1,69	20,8 3	0,00
Ephemeroptera [%]	31,6 7	22,8 4	6,27	15,3 0	11,0 6	9,47	51,9 8	13,5 6	5,26	46,3 8	69,80	14,6 4	3,07	18,0 5	14,9 3	34,1 6	5,75	4,46	3,15	0,29	6,21	1,76	9,43	4,53	0,15	12,9 2	16,2 9
Trichoptera [%]	6,67	22,8 4	0,74	5,19	6,73	4,91	8,35	9,32	17,1 1	2,54	1,74	6,35	1,15	4,96	2,09	2,14	0,32	2,00	0,79	0,88	5,52	2,20	9,02	2,88	0,77	10,4 2	0,91

Metriks	Zdrowskie	Łąckie Duże	Lucieńskie	Białe k. Gostynina	Wikaryjskie	Płaskie	Majcz Wielki	Kuc	Jegocin	Kortowskie	Stryjewskie	Purda	Ławki	Kiersztanowskie	Śremskie	Krępsko Długie	Zamkowe	Drawsko	Lubie	Dąbie Wielkie	Solecko	Morzycko	Kiełbicz	Barlineckie	Miedwie	Żelewo	Lubowo (Lubiatowskie)
	20001	20002	20007	20010	20030	20120	30168	30174	30265	30404	30412	30446	30467	30507	10292	10574	10636	10684	10717	10726	10876	10983	11000	11025	11034	11045	10867
Log_Trichoptera %	1,82	2,36	0,87	1,72	1,83	1,69	1,92	1,97	2,23	1,40	1,24	1,80	1,06	1,70	1,32	1,33	0,50	1,30	0,90	0,94	1,74	1,34	1,96	1,46	0,88	2,02	0,96
Diptera [%]	21,67	44,88	45,39	1,37	8,65	56,14	4,69	19,07	1,32	21,74	17,54	21,27	80,27	50,44	8,06	14,24	66,77	19,20	3,35	51,90	15,86	74,45	6,97	16,05	66,56	33,75	65,61
EPT-Taxa [%]	38,33	45,67	7,01	20,49	17,79	14,39	60,32	22,88	22,37	48,92	71,55	20,99	4,22	23,01	17,02	36,30	6,07	6,45	3,94	1,17	11,72	3,97	18,44	7,41	0,92	23,33	17,20
EPT/OL [%]	23,00	nc	2,38	15,00	18,50	1,14	nc	3,86	nc	9,65	616,00	25,33	1,69	26,00	2,38	51,00	0,40	0,37	0,77	0,13	1,42	2,25	0,76	1,13	0,03	3,29	19,00
Hololimniczne [%]	38,33	8,66	31,37	71,86	69,23	20,70	32,36	50,42	65,79	25,95	9,06	53,87	13,60	25,13	68,66	49,47	25,56	52,54	90,75	41,69	62,07	19,60	69,26	64,61	31,44	36,67	6,34
EPT-Taxa	3	5	4	8	6	6	11	7	7	9	7	9	9	8	6	4	3	3	4	3	6	5	7	6	3	4	2
EPT/Diptera	1,00	5,00	4,00	4,00	6,00	3,00	3,67	2,33	7,00	3,00	3,50	9,00	2,25	4,00	6,00	4,00	1,00	3,00	4,00	3,00	6,00	5,00	7,00	3,00	3,00	4,00	2,00
EPTCBO (Eph., Ple., Tri., Col., Bivalv., Odo.)	5	6	8	13	9	10	19	11	9	17	11	15	14	13	13	6	5	8	9	8	10	8	11	11	7	5	2
ETO	3	6	6	10	8	9	16	9	8	12	9	12	11	10	9	4	4	3	5	4	8	6	7	9	3	4	2
Takson dominujący [%]	0,32	0,45	0,46	0,34	0,52	0,56	0,44	0,17	0,24	0,46	0,69	0,41	0,79	0,50	0,25	0,35	0,65	0,20	0,36	0,52	0,32	0,74	0,24	0,16	0,67	0,34	0,66