

Małgorzata Gołub*

**OCENA STANU EKOLOGICZNEGO JEZIOR NA PODSTAWIE
MAKROBEZKRĘGOWCÓW BENTOSOWYCH ZGODNA
Z WYMAGANIAMI RAMOWEJ DYREKTYWY WODNEJ – PRZEGLĄD
ROZWIĄZAŃ METODYCZNYCH W EUROPIE**

**ECOLOGICAL ASSESSMENT OF LAKES BASED ON BENTHIC
MACROINVERTEBRATES ACCORDING TO THE WATER FRAMEWORK
DIRECTIVE REQUIREMENTS – AN OVERVIEW OF EXISTING
METHODS IN EUROPE**

Słowa kluczowe: Ramowa Dyrektywa Wodna, ocena stanu ekologicznego, bezkręgowce bentosowe, jezioro.

Key words: Water Framework Directive, assessment of ecological status, benthic invertebrates, lake.

This study aimed at presenting both an overview of the European methods of lake assessment based on benthic macroinvertebrates according to the Water Framework Directive requirements and an approach to bioassessment of lakes used in Poland. The overview includes the methods used in five European countries: Belgium (Flanders), Sweden, Finland, Netherland, and United Kingdom. In addition, the procedure of selecting the biotic metrics based on chironomid pupal exuviae is presented. The overview can be further used in the development of a Polish method of lake assessment based on benthic invertebrates.

1. WPROWADZENIE

Ocena stanu ekologicznego ekosystemów jeziornych, zgodnie z zapisami Dyrektywy 2000/60/WE, zwanej Ramową Dyrektywą Wodną [EU 2000], powinna opierać się na elementach biologicznych takich jak fitoplankton, makrofity i fitobentos, makrobezkręgowce

* *Mgr Małgorzata Gołub – Zakład Metod Oceny i Monitoringu Wód, Instytut Ochrony Środowiska – Państwowy Instytut Badawczy, ul. Kolektorska 4, 01-692 Warszawa; tel.: 22 832 37 25; e-mail: mgolub@jos.edu.pl*

bentosowe oraz ichtiofauna. Elementy fizyczno-chemiczne i hydromorfologiczne w ocenie wód mają pełnić rolę wspomagającą. Ocena powinna uwzględniać specyfikę typów jezior, opisanych za pomocą charakterystycznych dla typów uwarunkowań abiotycznych i biotycznych ekosystemu, oraz odnosić się do specyficznych dla typu warunków referencyjnych, opisanych za pomocą charakterystycznych dla typów zbiorowisk grup organizmów wodnych w stanie naturalnym, przy braku presji antropogenicznej. Stopień odchylenia od warunków referencyjnych jest podstawą oceny jakości jezior i umożliwia ich klasyfikację pod względem jakości w zakresie od stanu bardzo dobrego, przez stan dobry, umiarkowany i słaby do stanu złego.

Metoda oceny jezior na podstawie makrobezkręgowców bentosowych, zgodnie z wymaganiami Ramowej Dyrektywy Wodnej, powinna zawierać takie kryteria jak skład i liczebność bezkręgowców bentosowych. Definicje normatywne zawarte w Ramowej Dyrektywie Wodnej nieznacznie poszerzają ich zakres o udział taksonów wrażliwych na zakłócenia oraz różnorodność taksonomiczną [EU 2000]. W przywołanej na wstępie dyrektywie nie określono, jakie grupy organizmów powinny być uwzględnione w metodyce, jak również stopnia dokładności oznaczeń taksonomicznych (rodzina, rodzaj, gatunek). Każdy kraj Unii Europejskiej zatem powinien sam odpowiedzieć na pytania, jakie presje istotnie wpływają na ich zasoby wodne i opracować własne rozwiązania metodyczne w zakresie optymalnej strefy poboru prób bentosu, wyboru odpowiednich do oceny różnych typów presji grup organizmów, poziomu oznaczeń taksonomicznych oraz miar (wskaźników) określających stan ekologiczny jeziora.

Makrobezkręgowce bentosowe są szeroko wykorzystywane w ocenie stanu ekologicznego rzek [patrz Rosenberg i Resh 1993; WFD Intercalibration 2007] i w znacznie mniejszym zakresie w ocenie jezior [Moss i in. 2003; Irvine i Donohue 2006]. Uważa się je za organizmy odpowiednie w monitoringu zmian środowiska ze względu na ich ubikwistyczne występowanie w różnorodnych typach ekosystemów wodnych, ogromne zróżnicowanie gatunkowe organizmów, względnie osiadły tryb życia i odpowiednio długie cykle życiowe [Hallawell 1986; Rosenberg i Resh 1993]. Zmiany w składzie zbiorowisk bezkręgowców bentosowych odzwierciedlają zatem między innymi wpływ różnorodnych stresorów antropogenicznych oddziałujących na ekosystemy wodne i pozwalają na wykrycie nawet krótkofalowych perturbacji w środowisku, często niemożliwych do wykrycia za pomocą tradycyjnej analizy fizyczno-chemicznej wód [Rosenberg i Resh 1993].

Makrobezkręgowce bentosowe są trudnym elementem biologicznym w ocenie stanu ekologicznego jezior. Wiąże się to – między innymi – z wysoką zmiennością sezonową oraz wysoką heterogenicznością podłoża w jeziorach [Sheffer 1998]. Różne strefy głębokościowe są zasiedlane przez odmienne zbiorowiska bentosu [Wiederholm 1980; Pieczyńska i in. 1998, Tarkowska-Kukuryk i Kornijów 2008], różnie zatem reagują na różnorakie presje oddziałujące na jezioro. Na przykład – fauna litoralna jest bardziej odpowiednia w ocenie zmian hydromorfologicznych jeziora, fauna profundalna zaś najsilniej odpowiada na deficy-

ty tlenowe wywołane nasileniem eutrofizacji [Solimini i in. 2006]. Na skład zbiorowisk bentosu nakłada się ponadto wpływ czynników biotycznych, takich jak konkurencja czy drapieżnictwo [Diehl 1992]. Wszystkie te czynniki razem powodują, że oddzielenie naturalnej zmienności zbiorowisk bentosu, od zmienności wywołanej wpływem czynników antropogenicznych jest niezwykle trudne.

Wymóg wdrożenia Ramowej Dyrektywy Wodnej w krajach Unii Europejskiej spowodował szersze zainteresowanie nad odpowiedzialnością makrobezkręgowców bentosowych na eutrofizację [Blocksom i in. 2001; Moss i in. 2003; Verneaux i in. 2004; Tolonen i Hamalainen 2010], przekształcenia hydromorfologiczne brzegów jezior [Brauns i in. 2007, Brauns i in. 2008], czy też zakwaszenie [Schartau i in. 2009]. W rezultacie w ostatnich latach opracowano wiele metod oceny stanu ekologicznego jezior oparte na tym elemencie biologicznym [Rossaro i in. 2007; Gabriels i in. 2010; Ruse 2010]. Analiza rozwiązań metodycznych zastosowanych w krajach Unii Europejskiej stanowi zatem znakomite źródło informacji dla badaczy zajmujących się opracowaniem metod oceny stanu ekologicznego na podstawie bentosu jeziornego w krajach, gdzie badania w tym zakresie są mniej zaawansowane.

Celem niniejszej pracy jest przegląd piśmiennictwa dotyczącego metod oceny jezior na podstawie makrobezkręgowców bentosowych opracowanych w krajach europejskich, w pełni zgodnych z wymaganiami postawionymi w Ramowej Dyrektywie Wodnej. Przegląd ograniczono do metod oceny stopnia eutrofizacji wód lub degradacji ogólnej. Następnie, na przykładzie analizy wylinek poczwarkowych Chironomidae zaprezentowano procedurę wyboru indeksów biotycznych spełniających wymogi zawarte w Ramowej Dyrektywie Wodnej, jako przykład prac prowadzonych nad opracowaniem polskiej metody oceny jezior opartych na bentosie jeziornym.

2. EUROPEJSKIE METODY OCENY JEZIOR NA PODSTAWIE MAKROBEZKRĘGOWCÓW BENTOSOWYCH

2.1. Uwagi ogólne

Przegląd metodyk oceny stanu ekologicznego jezior na podstawie bentosu jeziornego obejmuje metody, które zostały opracowane do oceny wpływu eutrofizacji lub ogólnej degradacji jezior oraz są oficjalnymi metodami stosowanymi w praktyce monitoringowej od roku 2009. Łącznie, pięć krajów europejskich opracowało własne, krajowe metody oceny jezior [Birk i in. 2010].

2.2. Belgia (Flandria)

Belgijska metoda oceny stanu ekologicznego jezior została opracowana w celu oceny wpływu degradacji ogólnej na jeziora [Gabriels i in. 2010]. Metoda opiera się na bezkrę-

gowcach litoralnych, pobieranych za pomocą metody kick-sampling przez okres 3–5 minut, z transektu 10 na 20 metrów. Jeśli stanowisko poboru jest umieszczone za głęboko i pobór prób jest niemożliwy, umieszcza się trzy sztuczne podłoża. Bezkręgowce oznaczane są z różną dokładnością, głównie do rangi rodzaju.

Metoda oceny opiera się na indeksie biotycznym MMIF (ang. *Multimetric Macroinvertebrate Index Flanders*). Stworzono listę taksonów możliwych do stwierdzenia w jeziorach belgijskich, którym przypisano wartości troficzne w zakresie od 10 (taksony bardzo wrażliwe na zanieczyszczenia) do 1 (taksony tolerujące zanieczyszczenia). Wartości troficzne zostały ustalone na podstawie przeglądu literatury, analizy istniejących danych oraz osądu eksperckiego [Gabriels i in. 2010].

Indeks MMIF składa się z pięciu cząstkowych indeksów biotycznych:

- 1) bogactwa taksonomicznego;
- 2) liczby taksonów należących do rzędów jętek (Ephemeroptera), widelnic (Plecoptera) i chruścików (Trichoptera), czyli EPT;
- 3) liczby innych niż ETP taksonów wrażliwych na zanieczyszczenia;
- 4) wskaźnika różnorodności taksonomicznej Shannona-Wienera oraz
- 5) średniej wartości troficznej dla wszystkich stwierdzonych taksonów.

Wartości referencyjne specyficzne dla danego typu abiotycznego jeziora (łącznie cztery typy jezior) są ustalone dla każdego indeksu biotycznego tworzącego wskaźnik multimetryczny MMIF.

Dla każdego typu jezior i dla każdego indeksu biotycznego wchodzącego w skład indeksu MMIF opracowano system punktacyjny, na podstawie którego nadawane są rangi w zakresie od zera do czterech (przy czym wartość równa cztery została przypisana wartościom metryksów zbliżonych do wartości referencyjnych), w zależności od stopnia odchylenia od stanu referencyjnego. Następnie punktacja pięciu składowych indeksu MMIF jest zsumowana w obrębie każdego typu abiotycznego jezior i podzielona przez 20 (maksymalną możliwą punktację) w celu otrzymania końcowej wartości indeksu MMIF, w zakresie od 0 dla złego stanu ekologicznego do 1 dla bardzo dobrego stanu ekologicznego. Założono, że indeks MMIF odpowiada wartościom wskaźnika jakości ekologicznej (WJE). Granice stanów ekologicznych jezior zostały ustalone na podstawie podziału WJE na równe interwały.

2.3. Szwecja

Szwecja wykorzystuje dwie metody oceny stanu ekologicznego jezior na podstawie makrobezkręgowców bentosowych:

- 1) na podstawie indeksu biotycznego ASPT (ang. *Average Score per Taxon*) oparty na bezkręgowcach litoralnych
oraz

2) na podstawie indeksu biotycznego BQI (ang. *Biotic Quality Index*) oparty na bezkręgowcach profundalnych.

Pierwsza metoda oceny – indeks biotyczny ASPT [Armitage i in. 1983], jest szeroko stosowana w monitoringu biologicznym rzek. W Szwecji indeks biotyczny został zaadoptowany do oceny stopnia degradacji ogólnej i/lub eutrofizacji jezior. Bezkręgowce pobierane są z podłoża kamienistego za pomocą metody kick-sampling, przez 20 sekund oraz z podłoża o długości 1 m. Próby pobierane są jednokrotnie w czasie sezonu wegetacyjnego, w okresie między wrześniem a listopadem. Bezkręgowce oznaczane są do rangi gatunku/grupy gatunków, przy czym ocena odbywa się na podstawie taksonów zgrupowanych w randze rodziny.

Indeks ASPT polega na przypisaniu wartości troficznej taksonu dla rodzin uwzględnionych przez Armitage i in. [1983]. Rodzinom o wysokiej wartości indykacyjnej przyznaje się najwyższe wartości troficzne.

Wartości indeksu ASPT wylicza się na podstawie wzoru:

$$\text{ASPT} = \frac{\sum \text{wartości troficznych taksonów}}{\text{liczba taksonów}}$$

Współczynnik jakości ekologicznej (WJE) jest następnie wyliczany jako iloraz stwierdzonej na badanym jeziorze wartości indeksu ASPT i wartości referencyjnej indeksu ASPT. Wartości referencyjne specyficzne dla typu zostały wyznaczone na podstawie ponad 300 miejsc wyselekcjonowanych na podstawie kryteriów presji. Rozrzut wartości WJE podzielono na równe przedziały klas, w celu uzyskania pięciu klas stanu ekologicznego [Birk i in. 2010].

Druga metoda oceny odnosi się do oceny jezior na podstawie makrobezkręgowców profundalnych, pobieranych jednokrotnie w ciągu sezonu wegetacyjnego, w okresie pomiędzy wrześniem a listopadem. Opiera się ona na 12 taksonach, głównie gatunkach z rodziny ochotkowatych (Chironomidae), którym przypisane są rangi odpowiadające tolerancji taksonu na niskie stężenia tlenu przy dnie jeziora [Wiederholm 1980]. Wskaźnik biotyczny Benthic Quality Indeks (BQI) wylicza się na podstawie wzoru:

$$\text{BQI} = \frac{\sum \text{ranga tolerancji taksonu } k_1 \times \text{liczba osobników } k_1}{\text{całkowita liczebność osobników}}$$

gdzie:

$k_1 = 5$ dla *Heterotrissocladius subpilosus* (Kieff.),

$k_1 = 4$ dla *Paracladopelma* spp., *Micropsectra* spp., *Heterotanytarsus apicalis* (Kieff.),

Heterotrissocladius grimshawi (Edw.), *Heterotrissocladius marcidus* (Walker), *Heterotrissocladius maeaeri* (Brundin),

$k_1 = 3$ dla *Sergentia coracina* (Zett.), *Tanytarsus* spp., *Stictochironomus* spp.,

$k_1 = 2$ dla *Chironomus anthracinus* (Zett.),

$k_1 = 1$ dla *Chironomus plumosus* L.,

$k_1 = 0$ w razie braku taksonów w próbie.

Wskaźnik jakości ekologicznej jest wyliczany jako iloraz wartości indeksu BQI stwierdzonej na ocenianym jeziorze i wartości referencyjnej indeksu BQI. Wartości referencyjne dla jezior są ustalone na podstawie 110 jezior referencyjnych, w odniesieniu do których zastosowano kryteria presji przy wyznaczenia warunków referencyjnych specyficznych dla typu. Rozrzut wartości WJE podzielono na równe przedziały klas, w celu uzyskania pięciu klas stanu ekologicznego [Birk i in. 2010].

2.4. Finlandia

Metoda oceny jezior w Finlandii opiera się, podobnie jak w Szwecji, na indeksie BQI [Wiederholm 1980], przy czym wartości referencyjne specyficzne dla jeziora uzyskano za pomocą badań paleolimnologicznych [Jyväsjärvi i in. 2009]. Wartości graniczne dla stanów ekologicznych ustalone są dla wartości WJE bardzo dobry/dobry – 0,75; dobry/umiarkowany – 0,60; umiarkowany/słaby – 0,30; oraz słaby/zły – 0,10.

2.5. Holandia

Metoda oceny stanu ekologicznego jezior opiera się na podstawie bezkręgowców litoralnych, zbieranych za pomocą różnorodnych czerpaczy ze wszystkich stwierdzonych siedlisk, z łącznej powierzchni 0,045 m². Bezkręgowce oznaczane są do rangi gatunku. Próby pobierane są w okresie od kwietnia do czerwca. Metoda została opracowana w celu oceny wpływu degradacji ogólnej na jeziora.

Ocena stanu ekologicznego odbywa się na podstawie wartości WJE, wyliczanej za pomocą następującego wzoru:

$$WJE = \frac{\left[200 \left(\frac{KM\%}{KM_{max}} \right) + (100 - DN\%) + (KM\% + DP\%) \right]}{400}$$

gdzie:

KM% – względna liczba gatunków stwierdzonych w próbie;

KM_{max} – maksymalna teoretyczna liczba gatunków w stanie referencyjnym;

DM% – względna liczebność dominujących taksonów tolerujących zanieczyszczenia;

DP% – względna liczebność dominujących taksonów wrażliwych na zanieczyszczenia.

Wartości graniczne oceny stanów ekologicznych na podstawie WJE zostały wyznaczone na podstawie osądu eksperckiego. Szczegółowe informacje znajdują się w materiałach niepublikowanych (Knoben i in.) oraz w bazie projektu WISER [Birk i in. 2010].

2.6. Wielka Brytania

Ocena stanu ekologicznego brytyjskich jezior odbywa się na podstawie wylinek poczwarkowych Chironomidae (ang. *Chironomid Pupal Exuvial Technique*, CPET). Próbę bentosu stanowi liczba wylinek poczwarkowych zintegrowana przestrzennie (ze wszystkich występujących siedlisk) oraz czasowo (z czterokrotnego w trakcie sezonu wegetacyjnego poboru, w okresie od kwietnia do października). Próbę stanowi 800 wylinek losowo wybranych w laboratorium. Wyniki oznaczane są albo do gatunku, albo do rangi rodzaju/grup gatunków według klucza Wilson i Ruse [2005]. Dane w randze rodzaju/grup gatunków są wykorzystywane do oceny stanu ekologicznego jezior, zgodnie z wymogami określonymi w Ramowej Dyrektywie Wodnej.

Metoda oceny stanu ekologicznego jezior opiera się na wyliczeniu wartości średniej indeksu CPET dla wszystkich taksonów stwierdzonych w próbie na podstawie wzoru:

$$\text{średnia wartość indeksu CPET} = \frac{\sum \text{wartości troficznych taksonów}}{\text{całkowita liczebność taksonów}}$$

Każdemu taksonowi przypisana zostaje wartość troficzna [Ruse 2010; WFD UK 2010] opracowana na podstawie wielowymiarowej Kanonicznej Analizy Korespondencji, z uwzględnieniem danych biologicznych i środowiskowych. W Wielkiej Brytanii stosuje się specyficzne dla jeziora – a nie specyficzne dla typu – wartości referencyjne dla każdego z jezior. Za pomocą modelu predykcyjnego, z wykorzystaniem wybranych cech fizycznych jeziora i zlewni, określa się wartości referencyjne indeksu biotycznego CPET, specyficzne dla danego jeziora. Wzór pozwalający na wyliczenie wartości referencyjnych jest następujący:

$$\begin{aligned} \text{Wartość referencyjna indeksu CPET} &= -1,13 - (0,357 \log_{10} P_{\text{jez.}}) \\ &= (0,455 \log_{10} G_{\text{sr.}}) + (0,376 \log_{10} W) + (0,364 \log_{10} P_{\text{zlew.}}) \end{aligned}$$

gdzie:

$P_{\text{jez.}}$ – powierzchnia jeziora [ha];

$G_{\text{sr.}}$ – głębokość średnia jeziora [m];

W – wymiana wód [dzień];

$P_{\text{zlew.}}$ – powierzchnia zlewni jeziora bez uwzględnienia powierzchni jeziora [ha].

Postawę oceny stanu ekologicznego jezior stanowi wskaźnik jakości ekologicznej (WJE_{CPET}), wyliczany za pomocą następującego wzoru:

$$WJE_{CPET} = \frac{2 - (\text{wartość obserwowana} + 1)}{2 - (\text{wartość referencyjna} + 1)}$$

Granice dla stanu ekologicznego bardzo dobry i dobry oraz dobry i umiarkowany zostały ustanowione w miejscu przecięcia się krzywych reprezentujących częstotliwość występowania gatunków wrażliwych na eutrofizację oraz taksonów tolerancyjnych na eutrofizację. Granice stanów ekologicznych ustalono dla danych w randze gatunku, za pomocą następującego równania regresji:

$$WJE_{\text{rodzaj}} = 0,1854 + 0,8105 WJE_{\text{gatunek}}$$

Wyliczone wartości graniczne są następnie eksploatowane w odniesieniu do danych w randze rodzaju. Granica stanów bardzo dobry/dobry odpowiada wartości $WJE = 0,773$; granica dobry/umiarkowany wartości $WJE = 0,639$; granica umiarkowany/słaby wartości $WJE = 0,485$; a granica słaby/zły wartości $= 0,356$.

3. PRACE NAD METODĄ OCENY JEZIOR NA PODSTAWIE MAKROBEZKRĘGOWCÓW BENTOSOWYCH W POLSCE – WSTĘPNE WYNIKI

3.1. Zasady oceny jezior

W ocenie stanu ekologicznego wód jeziornych w Polsce nie uwzględnia się obecnie metody oceny stanu ekologicznego opartej na bentosie litoralnym [Rozporządzenie Ministra Środowiska... 2008]. W Zakładzie Metod Oceny i Monitoringu Wód Instytutu Ochrony Środowiska – Państwowego Instytutu Badawczego w Warszawie testowana jest możliwość wykorzystania bentosu litoralnego, bentosu profundalnego oraz zintegrowanych prób wylinek poczwarkowych Chironomidae w ocenie wód polskich jezior. Najbardziej obiecujące wyniki uzyskano wykorzystując wyniki poczwarkowe Chironomidae, stąd na ich przykładzie, zaprezentowana zostanie procedura wyboru indeksów biotycznych zgodna z wymaganiami określonymi w Ramowej Dyrektywie Wodnej.

W ocenie stanu ekologicznego przyjęto podejście *a priori*, to znaczy podejście, w którym w typach jezior homogennych pod względem uwarunkowań abiotycznych i biotycznych definiuje się specyficzne dla typu warunki referencyjne, które następnie stanowią punkt odniesienia w ocenie stanu ekologicznego [Barbour i in. 1999]. Do oceny zastosowano system kilku indeksów biotycznych (ang. *multimetric approach*, tutaj nazwany systemem multimetrycznym), odzwierciedlających różnorodne aspekty zbiorowisk bentosu jeziornego i jednocześnie wykazujących kierunkowe zmiany wraz z nasileniem presji antropogenicznej [He-

ring i in. 2006]. Poszczególne etapy wyboru odpowiednich indeksów biotycznych do systemu multimetrycznego obejmują:

- 1) wyliczenie indeksów biotycznych potencjalnie odpowiednich w ocenie wybranego typu jezior;
- 2) określenie miar gradientu presji;
- 3) korelacja indeksów biotycznych ze wskaźnikami presji;
- 4) ostateczny wybór indeksów biotycznych uwzględniających wymagane w Ramowej Dyrektywie Wodnej miary zbiorowisk bentosu jeziornego;
- 5) wyliczenie wskaźnika jakości ekologicznej (WJE);
- 6) określenie specyficznych dla typu warunków referencyjnych;
- 7) ustalenie wartości granicznych dla klas stanu ekologicznego na podstawie zmodyfikowanych podejść [Barbour i in. 1999; Hering i in. 2006].

Podejście *a priori* i system multimetryczny zostały wykorzystane w krajowych metodach oceny stanu ekologicznego na podstawie makrofitów [Ciecierska i in. 2010] i fitoplanktonu [Hutorowicz i Pasztaleniec 2010].

W niniejszej pracy, poszczególne etapy tworzenia systemu multimetrycznego zostaną pokazane na przykładzie jezior w typie abiotycznym 5a według Kolada i in. [2005], czyli jezior stratyfikowanych, położonych na Nizinach Wschodniobałtycko-Białoruskich, o małym współczynniku Schindlera i wodach wysokowapiennych. Jeziora reprezentowały szeroki gradient trofii wód – eutrofizacja została uznana za największe zagrożenie wód jeziornych Polski [Maciejewski i in. 2006].

3.2. Wyliczenie indeksów biotycznych potencjalnie odpowiednich w ocenie wybranego typu jezior

W Ramowej Dyrektywie Wodnej (RDW) określono, jakie miary zbiorowisk bentosu jeziornego powinny być uwzględnione w ocenie stanu ekologicznego jezior. W tabeli 1 i zaprezentowano przykładowe wskaźniki biotyczne, których użyteczność w ocenie jezior głębokich stratyfikowanych była testowana. Niektóre wskaźniki reprezentują więcej niż jedną cechę zbiorowisk bentosu jeziornego. Przykładowo: indeks CPET [Ruse 2010] reprezentuje wszystkie wymagane w Ramowej Dyrektywie Wodnej miary zbiorowisk bentosu. Należy zwrócić uwagę, że pomimo narzucenia przez przywołaną dyrektywę minimalnych wymogów dotyczących metod oceny stanu ekologicznego, państwo członkowskie Unii Europejskiej może pominąć w ocenie niektóre miary, jeśli istnieją ku temu udokumentowane empirycznie przesłanki. Podobna zasada obowiązuje przy włączeniu w system multimetryczny innych miar, na przykład grup funkcjonalnych.

Tabela 1. Wybrane indeksy biotyczne oparte na wynikach poczwarkowych Chironomidae odzwierciedlające trzy aspekty występowania zbiorowisk bentosu wymagane w Ramowej Dyrektywie Wodnej wraz z potencjalną reakcją tych wskaźników na nasilenie eutrofizacji

Table 1. Selected biotic metrics based on chironomid pupal exuviae representing three aspects of macroinvertebrate communities in accordance to Water Framework Directive requirement, and their potential response to eutrophication

Cecha zbiorowiska	Potencjalny indeks biotyczny	Przewidywana reakcja na presję
Skład i liczebność taksonomiczna	<ul style="list-style-type: none"> • udział procentowy Orthocladinae • liczebność Chironomini • całkowita liczebność 	<ul style="list-style-type: none"> • spadek • wzrost • wzrost
Różnorodność taksonomiczna	<ul style="list-style-type: none"> • liczba taksonów • wskaźnik różnorodności Shannona-Wienera • wskaźnik równocенności Pielou 	<ul style="list-style-type: none"> • wzrost/spadek • wzrost/spadek • wzrost
Wrażliwość/tolerancja na presję	<ul style="list-style-type: none"> • indeks CPET [Ruse 2010] • udział procentowy taksonów o wartości troficznej $< -0,6$ [Ruse 2010] 	<ul style="list-style-type: none"> • wzrost • spadek

3.3. Określenie miar gradientu presji

W celu określenia odpowiedzi zbiorowiska bentosu jeziornego, wyrażonej numerycznie w postaci indeksu(ów) biotycznych, należy wydzielić jeziora reprezentujące szeroki gradient presji od jezior referencyjnych (minimalnie poddanych presji antropogenicznej) i jezior silnie zdegradowanych. W Polsce zaadaptowano kryteria wyboru jezior referencyjnych przyjęte w ćwiczeniu interkalibracyjnym [WFD Intercalibration 2009]:

- 1) formy pokrycia terenu w zlewni (brak terenów zurbanizowanych, niska gęstość zaludnienia, wysoki udział lasów i terenów podmokłych, brak zabudowań wiejskich w bezpośrednim kontakcie z linią brzegową jeziora);
- 2) jezioro w niskim stopniu użytkowane rekreacyjnie;
- 3) brak punktowych źródeł zanieczyszczeń;
- 4) wysoka jakość wody według Systemu Oceny Jakości Jezior [Kudelska i in. 1997].

Do selekcji jezior wykorzystano Systemy Informacji Geograficznej (GIS) oraz cyfrową mapę użytkowania terenu. Na tej podstawie wyselekcjonowano cztery jeziora potencjalnie referencyjne:

- 1) Białe Wigierskie,
- 2) Busznica,
- 3) Długie Wigierskie,
- 4) Jegocin.

Wyliczone dla wymienionych jezior wartości indeksów biotycznych będą stanowiły w późniejszych etapach punkty odniesienia (tzw. wartości referencyjne) stosowane do określenia stopnia odchylenia stanu ekologicznego jezior od jezior minimalnie przekształconych antropogenicznie. Rozrzuty wartości podstawowych wskaźników eutrofizacji wód odpowiednio w jeziorach referencyjnych i jeziorach pod wpływem presji przedstawiono w tabeli 2.

Tabela 2. Wartości podstawowych parametrów eutrofizacji wód w jeziorach poddanych minimalnej presji antropogenicznej oraz w jeziorach pod wpływem presji; wartości stanowią średnie arytmetyczne i jedno odchylenie standardowe; w nawiasach podane są wartości minimalne i maksymalne

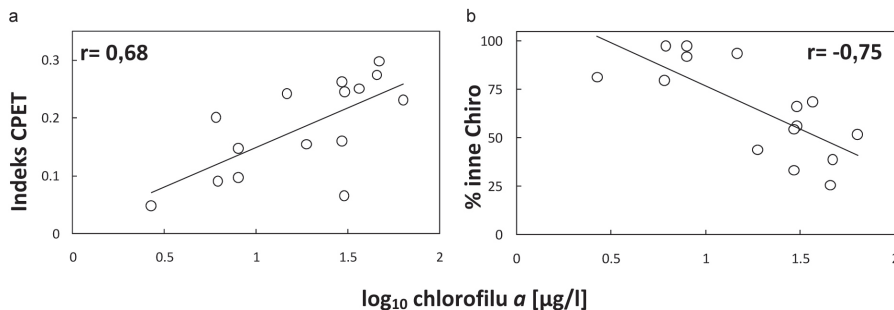
Table 2. Main eutrophication indicators in reference and impacted lakes. Values represent arithmetic means and one standard deviation. Minimal and maximal values are given in brackets

Wskaźnik	Jeziora referencyjne	Jeziora pod wpływem presji
Fosfor całkowity [mg/l]	0,018±0,003 (0,014–0,022)	0,036±0,015 (0,019–0,065)
Azot całkowity [mg/l]	0,78±0,26 (0,61–1,17)	0,88±0,22 (0,62–1,42)
Chlorofil a [µg/l]	2,4±0,9 (1,5–3,8)	9,9 ± 0,9 (3,8–40,8)

3.4. Korelacja indeksów biotycznych ze wskaźnikami presji

Etap ten jest niezwykle istotny w procesie opracowywania systemu multimetrycznego, ponieważ pozwala określić, które indeksy biotyczne kierunkowo odpowiadają na nasilenie presji (a tym samym są wiarygodnymi miarami w ocenie stopnia odchylenia ekosystemu od warunków referencyjnych), a które należy wykluczyć z dalszej analizy.

Na rysunku 1 przedstawiono reakcję dwóch przykładowych indeksów biotycznych na wzrost koncentracji chlorofilu a (jako miary stopnia eutrofizacji).



Rys. 1. Korelacja rang Spearmana pomiędzy wskaźnikiem eutrofizacji wyrażonym logarytmem chlorofilu a oraz a) indeksem CPET [Ruse 2010] i b) udziałem procentowym taksonów nienależących do plemienia Chironomini w próbach letnich (% inne Chiro), w jeziorach w typie 5a; istotność statystyczna współczynnika korelacji ustalona na poziomie $p < 0,05$

Fig. 1. Spearman correlation coefficient between logarithm of chlorophyll a (as a eutrophication indicator) and: a) CPET index [Ruse 2010]; b) proportion of taxa other than Chironomini tribe in summer samples (% inne Chiro) in lakes representing 5a abiotic type. Coefficient of correlation is statistically significantly at $p < 0,05$

3.5. Wyliczenie wskaźnika jakości ekologicznej

Wskaźnik Jakości Ekologicznej (WJE) wylicza się normalizując wartości indeksów biotycznych, tzn. wyskalowując je do skali 0 (dla złego stanu ekologicznego) oraz 1 (dla stanu referencyjnego). Wyskalowane w ten sposób indeksy biotyczne, niezależnie od skali początkowej, wnoszą tę samą liczbę informacji do systemu multimetrycznego. Należy zwrócić uwagę, czy wartości wyselekcjonowanych wskaźników biotycznych wzrastają wraz z nasileniem presji (tj. indeks CPET), czy też maleją wraz z nasileniem presji (tj. indeks % inne Chiro). Wówczas należy podzielić wartości indeksów odpowiednio przez 5 percentyl i 95 percentyl pełnego zakresu wartości indeksów [Barbour i in. 1999]. Dodatkowo, w celu nadania jednolitego kierunku odpowiedzi wskaźnika biotycznego na presję (malejącego wraz z nasileniem presji), w przypadku wskaźnika indeksu CPET znormalizowane wartości indeksu należy odjąć od jedności. Wyliczony w ten sposób WJE stanowi podstawę oceny stanu ekologicznego jezior. Alternatywną metodę normalizacji indeksów biotycznych prezentuje Hering i in. [2006].

3.6. Określenie specyficznych dla typu warunków referencyjnych

Na podstawie rozrzutu wartości wyselekcjonowanych indeksów biotycznych z puli jezior potencjalnie referencyjnych wylicza się odpowiednie miary statystyczne, na przykład medianę lub 75 percentyl. Buffagni i in. [2005] wymienia jakie statystyki powinny być uwzględnione przy wyznaczaniu wartości referencyjnych; w zależności od dostępności danych z jezior referencyjnych należy zastępować mniej lub bardziej restrykcyjne statystyki. W tabeli 3 zamieszczono wartości referencyjne wskaźników biotycznych, indeksu CPET i indeksu % inne Chiro.

3.7. Ustalenie wartości granicznych dla klas stanu ekologicznego

Granice stanów ekologicznych wylicza się na podstawie pełnego zakresu wskaźnika jakości ekologicznej w odniesieniu do wartości referencyjnych. Podobnie jak przy określeniu specyficznych dla typu warunków referencyjnych, granice stanów stanowią odpowiednią miarę statystyczną. Granica pomiędzy stanem ekologicznym bardzo dobry i dobry (BD/D) dla obu indeksów biotycznych opartych na wylinkach poczwarkowych Chironomidae stanowi 25 percentyl z rozrzutu wartości wskaźnika jakości ekologicznej w jeziorach w stanie referencyjnym, granica zaś pomiędzy stanem ekologicznym dobry i umiarkowany (D/U) stanowi 1/4 pozostałego zakresu WJE (tab. 3). Granica stanu D/U jest szczególnie istotna, ponieważ jeziora reprezentujące stan ekologiczny poniżej dobrego powinny zostać poddane działaniom naprawczym w celu poprawy ich stanu ekologicznego.

Tabela 3. Wartości wskaźnika jakości ekologicznej w stanie referencyjne, bardzo dobrym oraz dobrym stanie ekologicznym wód dla dwóch indeksów biotycznych opartych na wylinkach poczwarkowych Chironomidae

Table 3. Values of Ecological Quality Ratio for two biotic metrics based on chironomid pupal exuviae in lakes representing reference, very good, and good ecological status, respectively

Indeks biotyczny	Wartość referencyjna (mediana)	Granica	
		bardzo dobry/dobry	dobry/umiarkowany
Indeks CPET	0,70	0,56	0,43
Indeks % inne Chiro	0,84	0,67	0,53

Wszystkie wymienione etapy procedury opracowania systemu multimetrycznego zgodnie z wymaganiami Ramowej Dyrektywy Wodnej powinny zostać powtórzone dla pozostałych 12 typów abiotycznych jezior w Polsce [Kolada i in. 2005]. Ponadto, w kolejnych etapach prac metodą oceny stanu ekologicznego jezior na podstawie wylinek poczwarkowych Chironomidae, należy ustalić sposób łączenia poszczególnych indeksów w jeden system multimetryczny (np. średnia arytmetyczna lub średnia ważona) oraz przeprowadzić analizę ryzyka błędnego zaklasyfikowania do danej klasy stanu ekologicznego. Prace nad opracowaniem pełnej metody oceny stanu ekologicznego jezior na podstawie wylinek poczwarkowych Chironomidae są nadal prowadzone.

4. WNIOSKI

Na podstawie wyników dotychczasowych prac dotyczących metodyki oceny stanu jezior można sformułować następujące wnioski:

- 1) przegląd stosowanych w krajach europejskich rozwiązań metodycznych zakresie oceny stanu jezior na podstawie makrobezkręgowców bentosowych może być wykorzystany przy opracowaniu krajowej metody oceny, uwzględniającej uwarunkowania polskie;
- 2) wstępne wyniki wskazują na duży potencjał wykorzystania indeksów biotycznych opartych na wylinkach poczwarkowych Chironomidae w ocenie wpływu eutrofizacji na jeziora w Polsce.

Dane oraz wyniki wykorzystane w tym artykule zostały zebrane w ramach projektu badawczo-rozwojowego Nr R12 032 01 pt. „Biologiczna metoda oceny jakości jezior na podstawie wylinek poczwarek CHIRONOMIDAE – testowanie użyteczności brytyjskiej metody Chironomid Pupal Exuvial Technique (CPET) w warunkach polskich” sfinansowanego przez Ministerstwo Nauki i Szkolnictwa Wyższego oraz prac prowadzonych w latach 2007–2009 w ramach działalności statutowej IOŚ finansowanej z dotacji Ministerstwa Nauki i Szkolnictwa Wyższego.

PIŚMIENNICTWO I AKTY PRAWNE

- ARMITAGE P.D., MOSS D., WRIGHT J.F., FURSE M.T. 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-waters. *Water Research* 17: 333–347.
- BARBOUR M.T., GERRITSEN J., SNYDER B.D., STRIBLING J.B. 1999. Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish. Second Edition. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency. Office of Water, Washington D.C.
- BIRK S., STRACKBEIN J., HERING D. 2010. WISER methods database. Version: September 2010. Dostępny online: <http://www.wiser.eu/>. Ostatni dostęp: Październik 2010.
- BLOCKSOM K.A., KURTENBACH J.P., KLEMM D.J., FULK F.A., CORMIER S.M. 2002. Development and evaluation of the Lake Macroinvertebrate Integrity Index (LMII) for New Jersey Lakes and Reservoirs. *Environmental Monitoring and Assessment* 77: 311–333.
- BRAUNS M., GARCIA X.F., PUSCH M.T. 2008. Potential effects of water-level fluctuations on littoral invertebrates in lowland lakes. *Hydrobiologia* 613: 5–12.
- BRAUNS M., GARCIA X.F., WALZ N., PUSCH M.T. 2007. Effects of human shoreline development on littoral macroinvertebrates in lowland lakes. *Journal of Applied Ecology* 44: 1138–1144.
- BUFFAGNIA A., ERBAS S., BIRK S., CAZZOLA M., FELD C., OFTENBÖCK T., MURRAY-BLIGH J., FURSE M.T., CLARKE R., HERING D., SOSZKA H., BUND W. 2005. Towards European Inter-calibration for the Water Framework Directive: Procedures and examples for different river types from the E.C. Project STAR, 11th STAR deliverable. STAR Contact No. EVK1-CT 2001-00089. Quad. Ist. Ric. Acque 123, Rzym (Włochy), IRSA: 460.
- CIECIERSKA H., KOLADA A., SOSZKA H., GOŁUB M. 2010. A method for macrophyte-based assessment of the ecological status of lakes, developed and implemented for the purpose of environmental protection in Poland. Dostępne online: http://www.balwois.com/balwois/administration/full_paper/ffp-1502.pdf; Ostatni dostęp: Wrzesień 2010.
- DIEHL S. 1992. Fish predation and benthic community structure – the role of omnivory and habitat complexity. *Ecology* 73: 1646–1661.
- Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 Oct. 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy.** OJEC L 327/1 of 22.12.2000 EU (2000).
- GABRIELS W., LOCK K., PAUW de N., GOETHALS P.L.M. 2010. Multimetric Macroinvertebrate Index Flanders (MMIF) for biological assessment of rivers and lakes in Flanders (Belgium). *Limnologica* 40: 199–207.
- HALLAWELL J.M. 1986. Biological indicators of freshwater pollution and environmental management. Elsevier, Nowy Jork. W: Rosenberg, D. M. i V. H. Resh (red). *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman & Hall, Nowy Jork.

- HUTOROWICZ A., PASZTALENIEC A. 2009. Opracowanie metodyki oceny stanu ekologicznego jezior w oparciu o fitoplankton. Instytut Ochrony Środowiska, Warszawa. (maszynopis).
- IRVINE K., DONOHUE I. 2006. A review of the use of the littoral invertebrate communities of lakes for ecological classification. Report for North-South Shared Aquatic Resource Project. Dostępne online: (www.tcd.ie/zoology/research/freshwater/publications.php). Ostatni dostęp: Grudzień 2007.
- JYVÄSJÄRVI J., NYBLOM J., HÄMÄLÄINEN I. 2009. Palaeolimnological validation of estimated reference values for a lake profundal macroinvertebrate metric (Benthic Quality Index). *Journal of Paleolimnology* 44 (1): 253–264.
- KOLADA A., SOSZKA H., CYDZIK D., GOLUB M. 2005. Abiotic typology of Polish lakes. *Limnologica* 35: 145–150.
- KUDELSKA D., SOSZKA H., CYDZIK D. 1997. Polish practice in lake quality assessment, W: P.J. Boon i D.W. Howell (red.) *Freshwater Quality: Defining the Indefinable?*. Stationery Office Books, Edynburg.
- MACIEJEWSKI M., WALCZUKIEWICZ T., ŁASUT E. i in. 2006. Opracowanie analizy presji i wpływów zanieczyszczeń antropogenicznych w szczegółowym ujęciu jednolitych części wód powierzchniowych i podziemnych dla potrzeb opracowania programów działań i planów gospodarowania wodami. Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej, Państwowy Instytut Geologiczny, Instytut Ochrony Środowiska, Kraków (maszynopis). *Scottish Natural Heritage*: 149–54.
- Method of lake assessment based on Chironomid Pupal Exuvial Technique.** 2010. Dostępne online: <http://www.wfduk.org>
- MOSS B., STEPHEN D., ALVAREZ C., BECARES E. i in. 2003. The determination of ecological status in shallow lakes – a tested system (ECOFAME) for implementation of the European Water Framework Directive. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 13: 507–549.
- PIECZYŃSKA E., KOŁODZIEJCZYK A., RYBAK J.I. 1998. The responses of littoral invertebrates to eutrophication-linked changes in plant communities. *Hydrobiologia* 391: 9–21.
- ROSENBERG D.M., RESH V.H. 1993. *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman & Hall, Nowy Jork.
- ROSSARO B., MARZIALI L., CARDOSO A.C., SOLIMINI A., FREE G., GIACCHINI R. 2007. A biotic index using benthic macroinvertebrates for Italian lakes. *Ecological Indicators* 7: 412–429.
- RUSE L. 2010. Classification of nutrient impact on lakes using the chironomid pupal exuvial technique. *Ecological Indicators* 10: 594–601.
- SCHARTAU A.K., MOE S.J., SANDIN L., MCFARLAND B., RADDUM G.G. 2008. Macroinvertebrate indicators of lake acidification: analysis of monitoring data from UK, Norway and Sweden. *Aquatic Ecology* 42: 293–305.

- SCHEFFER M. 1998. Ecology of shallow lakes. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- SOLIMINI A.G., FREE G., DONOHUE I., IRVINE K., PUSCH M. i in. 2006. Using benthic macroinvertebrates to assess ecological status of lakes. Current knowledge and way forward to support WFD implementation. European Commission Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability. Ispra, Włochy.
- TARKOWSKA-KUKURYK M., KORNIJÓW R. 2008. Influence of spatial distribution of submerged macrophytes on Chironomidae assemblages in shallow lakes. Polish Journal of Ecology 56(4): 569–579.
- TOLONEN K.T., HAMALAINEN H. 2010. Comparison of sampling methods and habitat types for detecting impacts on lake littoral macroinvertebrate assemblages along a gradient of human disturbance. Fundamental and Applied Limnology 176: 43–59.
- VERNEAUX V., VERNEAUX J., SCHMITT A., LOVY C., LAMPERT J.C. 2004. The Lake Biotic Index (LBI): an applied method for assessing the biological quality of lakes using macrobenthos; the Lake Chalain (French Jura) as an example. Ann. Limnol. 40(1): 1–9.
- Water Framework Directive Intercalibration Technical Report. Part 1: Rivers. Section 2 Benthic macroinvertebrates.** 2007. European Commission, Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability. JRC Scientific and Technical Reports, Ispra (maszynopis).
- Water Framework Directive Intercalibration Technical Report. Part 2: Lakes.** 2009. European Commission, Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability. JRC Scientific and Technical Reports, Ispra (maszynopis).
- WIEDERHOLM T. 1980. Use of benthos in lake monitoring. Journal of the Water Pollution Control Federation 52: 537–547.
- WILSON R.S., RUSE L.P. 2005. A guide to the identification of genera of chironomid pupal exuviae and their use in monitoring lotic and lentic fresh waters. Freshwater Biological Association.