

Piotr Panek



WSKAŹNIKI BIOTYCZNE STOSOWANE W MONITORINGU WÓD OD CZASU IMPLEMENTACJI W POLSCE RAMOWEJ DYREKTYWY WODNEJ

Biotic indices used in Poland since the implementation of Water Framework Directive

ABSTRAKT: Praca przedstawia przegląd stosowanych w Polsce wskaźników oceny jakości wód ze szczególnym uwzględnieniem wskaźników biotycznych. W czasie przed implementacją Ramowej Dyrektywy Wodnej kryterium biologiczne sprowadzało się do czystości sanitarnej. RDW przewiduje, że do oceny jakości wód stosowane są wskaźniki elementów biologicznych: fitoplanktonu, fitobentosu i makrofitów, zoobentosu i ichtiofauny. Dwa ostatnie elementy w obecnie obowiązującym rozporządzeniu ministra środowiska nie są jeszcze uwzględniane i trwają prace nad ich opracowaniem. Stan fitoplanktonu oceniany jest przez ilość chlorofilu a, stan fitobentosu przez wskaźniki okrzemkowe, a stan makrofitów przez indeksy MIR i ESMI.

SŁOWA KLUCZOWE: jakość wód, wskaźniki biotyczne, MIR, ESMI, wskaźniki okrzemkowe, CPTE, BMWP-PL, Ramowa Dyrektywa Wodna

ABSTRACT: The paper presents a brief review of water quality assessment in Poland with the focus on biotic indices. Before the implementation of Water Framework Directive biological criteria referred just to sanitary purity. According to WFD, water quality assessment should involve indices of biological elements: phytoplankton, phytobenthos and macrophytes, zoobenthos and ichthyofauna. The latter two elements have not been specified in the current ordinance of ministry of environment yet and are still being prepared. Phytoplankton state is indicated by chlorophyll a level, phytobenthos by diatom indices, and macrophytes by MIR and ESMI indices.

KEYWORDS: water quality, biotic indices, MIR, ESMI, diatom indices, CPTE, BMWP-PL, Water Framework Directive

Wstęp

Jakość wody była przedmiotem regulacji od zarania cywilizacji, nabierając nierzadko wymiaru religijnego, we współczesnym natomiast prawodawstwie kwestie jakości wody też zajmują ważne miejsce. W polskim prawie pojawiły się w roku 1922, a więc nie-

mal od razu po odzyskaniu niepodległości. Przez większość czasu dostrzegano przede wszystkim użytkowe funkcje wody, a jej jakość z takiej perspektywy sprowadzano do czystości. Czysta woda nadaje się do picia, mycia, produkcji i rekreacji, jak również w wielu kulturach do zabiegów rytualnych. Inne jej parametry są poboczne. Przyjęcie

takiego podejścia oznacza zatem, że prze-filtrowana i zdezynfekowana woda płynąca rurociągiem jest lepsza od wody płynącej w naturalnym cieku, niosącej w sobie rozmaite obiekty chemiczne, fizyczne i biologiczne. Wyrazem takiej utylitarnej, antropocentrycznej perspektywy obowiązującej w polskim (i nie tylko) porządku prawnym przez cały XX w. był system trzech klas czystości wód (z nieformalną dodatkową kategorią wód pozaklasowych), podczas gdy inne systemy klasyfikacji wód, związane z ich biologią, miały zastosowanie w nauce, ale słabo wiązały się z praktyką (Kolada 2006, Szoszkiewicz et al. 2010, Panek 2011). Przełomem stało się przyjęcie Ramowej Dyrektywy Wodnej (O.J. EU L 327), która stwierdza, że woda jest nie tylko zasobem, ale jest też elementem ekosystemów i jej jakość należy oceniać również ze względu na jej rolę ekologiczną. Z tej perspektywy oceniana jest nie tyle sama woda, ile właśnie ekosystemy wodne – cieki i zbiorniki wody powierzchniowej i podziemnej. Oczywiście, na potrzeby użytkowe wciąż obowiązują odpowiednie normy czystości chemicznej lub sanitarnej, ale podstawowa klasyfikacja wód dzieli je na pięć klas jakości, które odpowiadają już nie czystości, lecz stanowi ekologicznemu.

Klasyfikacja jakości wód w Polsce przed implementacją RDW

W latach 1970-2004 w Polsce obowiązywał system trzech klas czystości wód powierzchniowych. Od lat 90. XX wieku wprowadzono ponadto klasy czystości wód podziemnych. Zgodnie z nazwą, systemy te określały czystość wody rozumianej jako zasób dla ludzi i ich gospodarki. Normy, jakie musiały spełniać wody poszczególnych klas były definiowane przy użyciu kilkudziesięciu kryteriów, z których wszystkie dają się zmierzyć laboratoryjnie – bądź w laboratorium chemicznym, bądź w mikrobiologicznym. Najgorzej oceniony parametr przesądzał o ocenie ogólnej, a więc ze względu na dużą

ich liczbę, stan ogólny danego odcinka cieku lub zbiornika bardzo często wypadal poza klasy (Podgajniak 1998).

Analiza chemiczna, fizyczna lub mikrobiologiczna pozwala na ocenę stosunkowo prostych czynników, jak stężenie danej substancji, temperatura, barwa, przezroczystość czy zagęszczenie mikroorganizmów. Tymczasem w ekologicznej ocenie jakości wód naturalnych od dawna za dwie podstawowe cechy uważane są trofia i saprobia. Pierwsza określa żywność i produktywność wody, a druga stopień zanieczyszczenia materią organiczną. Samą żywność można oszacować na podstawie stężenia rozpuszczonych biogenów (azotu, fosforu, potasu itp.), ale szacunki te będą zawsze obarczone błędem, gdyż nie każda postać występowania danego pierwiastka jest równie przyswajalna, a więc równie przekładająca się na produktywność. Nawet rozdzielenie postaci (np. azot azotanowy, azotynowy, amonowy, organiczny, Kjeldahla) nie jest satysfakcjonującym rozwiązaniem, gdyż na produktywność mają wpływ również inne czynniki, jak dostępność innych biogenów czy światła (które w wodzie, w odróżnieniu od środowisk lądowych, jest zasobem wyczerpywalnym), temperatura, interakcje z innymi organizmami itp. (Lampert i Sommer 2001). Dlatego oprócz czynników fizyczno-chemicznych, do oceny trofii stosuje się również parametr uwzględniający ilość fitoplanktonu – ilość chlorofilu *a*. Ta forma chlorofilu występuje u wszystkich organizmów fotosyntetyzujących (od bakterii, w tym sinic, przez protisty, po rośliny) i daje się wyznaczyć metodami laboratoryjnymi. Kolejnym, związanym z tym parametrem jest przejrzystość wody zależna od ilości żyjących w niej drobnych organizmów, ich szczątków i wydzielin, mierzona np. widzialnością krążka Secchiego. Powszechnie przyjętym wskaźnikiem łączącym kilka parametrów jest indeks stanu troficznego TSI Carlsona (Carlson 1977), na który składają się trzy wzory (ryc. 1). Tak więc nawet ten parametr został sprowadzony do czystości – ilość biogenów w końcu

ma pewne przełożenie na jakość zdrowotną wody pitnej (niektóre postacie azotu są toksyczne), a ilość zawiesiny (żywej lub nie) i zapach będące pochodną żyzności na jej wartość estetyczną.

Inżynieria laboratoryjna zna przykłady metod, które po przyjęciu pewnych założeń mają umożliwić określenie stanu troficznego wyłącznie metodami chemicznymi. Taką metodą jest np. wyznaczenie integralnego wskaźnika stanu troficznego wód ITS (Neverova-Dziopak 2006) (ryc. 2).

Również saprobia (saprobowość) jest w tym ujęciu rozpatrywana przede wszystkim jako parametr jakości wody pitnej, przemysłowej i rekreacyjnej, a nie stanu ekosystemu. Zanieczyszczenie materią organiczną jednak nie zawsze daje się łatwo ująć w parametry fizyczno-chemiczne. Mała przejrzystość jest często jej wynikiem, ale może być też skutkiem dużej produktywności lub występowania zawiesiny mineralnej lub humusowej. Duża ilość węgla organicznego może wystąpić w zbiorniku polisaprobowym albo polihumusowym. Ten drugi też zawiera wodę mało przydatną człowiekowi, ale nie jest ona

zanieczyszczona, lecz jest to stan naturalny. Dlatego też laboratoryjne metody badania saprobie najczęściej sprowadzają się do badania zużycia tlenu (chemiczne zapotrzebowanie na tlen, biologiczne zapotrzebowanie na tlen), ale większość badań utlenialności może być zafałszowana występowaniem innych, nieorganicznych lub humusowych, związków zredukowanych. Dlatego badania saprobie dużo bardziej uwzględniają ekologiczną rolę wody jako siedliska dla organizmów o różnej wrażliwości na zanieczyszczenia organiczne, używane do wyznaczenia indeksu saprobow.

Te dwa wskaźniki stanu ekologicznego jezior jednak są o wiele bardziej złożone, niż da się to określić w laboratoriach. Stan ten o wiele lepiej odzwierciedlają biocenozy zasiedlające wody, co znalazło swój wyraz w opracowaniu rozmaitych metod bioindykacyjnych. U podstaw tych metod jest wiedza o tolerancji ekologicznej organizmów (metoda autekologiczna), czy jeszcze lepiej – zespołów organizmów (metoda synekologiczna), które są w stanie rozwijać się pomyślnie tylko w określonych warunkach (Kłosowski 2006).

$$TSI(SD) = 60 - 14,41 \ln(SD)$$

$$TSI(CHL) = 9,81 \ln(CHL) + 30,6$$

$$TSI(TP) = 14,42 \ln(TP) + 4,15$$

Ryc. 1. Wskaźniki stanu troficznego TSI Carlsona, SD – widzialność krążka Secchiego, CHL – ilość chlorofilu a, TP – ilość fosforu całkowitego.

Fig. 1. Carlson's trophic state indices (TSI), SD – Secchi disk transparency, CHL – chlorophyll a level, TP – total phosphorus level.

$$ITS = \sum pH_i / n + a (100 - \sum [O_2\%] / n)$$

Ryc. 2. Integralny wskaźnik stanu troficznego ITS, pH_i – pH w czasie t, O₂% – ilość rozpuszczonego tlenu w czasie t, a – współczynnik empiryczny, n – liczba pomiarów w czasie t.

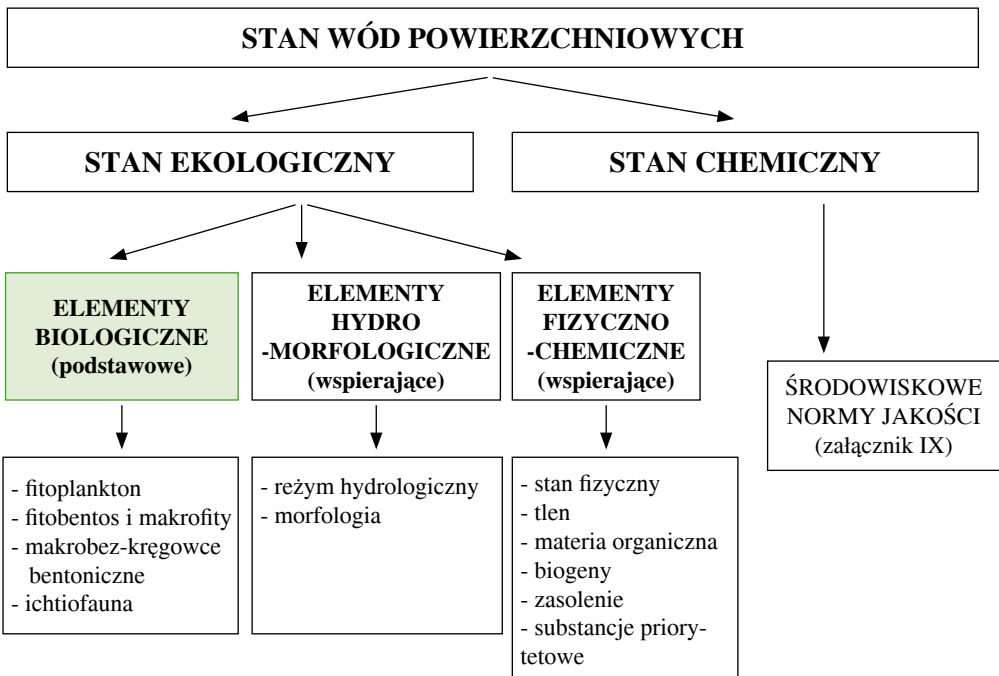
Fig. 2. Integral trophic state index (ITS), pH_i – pH at time t, O₂% – dissolved oxygen at time t, a – empirical coefficient, n – number of measurements at time t.

Wskaźniki stanu wód według Ramowej Dyrektywy Wodnej stosowane w Polsce

Próby opierania się podczas oceny stanu wód wyłącznie na metodach laboratoryjnych nadal znajdują swoich zwolenników, a metody biologiczne są przez nich uważane za pomocnicze (Kowalewski 2009), ale Ramowa Dyrektywa Wodna (RDW) przedstawia sprawę odwrotnie. Stan wód jest również określany przez liczny zestaw parametrów, wśród których wysoki poziom pewnych substancji chemicznych może zdecydować o niskiej ocenie. Jednak stan chemiczny jest równoważnym poziomem oceny, co stan ekologiczny, podczas którego wyznaczania czynniki fizyczno-chemiczne i morfologiczne mają jedynie rolę uzupełniającą wobec czynników biologicznych. Jest to w stosunku do dotychczasowego podejścia

zmiana rewolucyjna, gdyż odwraca perspektywę, z której woda była widziana jako zasób, w którym przy okazji mogą występować organizmy, zwykle traktowane jako nieistotne, groźne (np. chorobotwórcze) lub użyteczne gospodarczo (wody pierwszoklasowe były definiowane jako nadające się m.in. do hodowli ryb łososiowatych), na taką, z której woda jawi się biotopem dla biocenoz, z którego zasobów przy okazji może korzystać człowiek, pod pewnymi warunkami. Schemat parametrów branych pod uwagę przy ocenie stanu wód według RDW przedstawia rycina 3.

Stan biologiczny według RDW wyznaczany jest przez stan (ilościowy i jakościowy) następujących grup organizmów: fitoplanktonu (drobnych glonów unoszonych w toni wodnej), fitobentosu (niewielkich glonów związanych z elementami stałymi ekosystemu), makrofitów (roślin tkankowych i



Ryc. 3. Schemat elementów branych pod uwagę przy ocenie stanu wód powierzchniowych wg RDW.

Fig. 3. Scheme of elements involved in the assessment of ecological status for surface water according to Water Framework Directive.

dużych glonów), zoobentosu (niewielkich zwierząt związanych z elementami stałymi) i ryb. Wszystkie te grupy są również uwzględniane w polskim prawie (Dz.U. 2008 nr 162 poz. 1008), choć nie wszystkie wskaźniki są już opracowane. Oczywiście, nie sposób jest ocenić stan całej biocenozy danego typu w badanym jeziorze czy cieku, dlatego stan ww. grup organizmów jest określany przy użyciu reprezentatywnych wskaźników.

Stan fitoplanktonu jako wyraz stanu ekologicznego był badany przez cały XX wiek, co zaskutkowało opracowaniem szeregu współczynników planktonowych, dzięki którym można określić różne parametry wód, od odczynu i zasolenia poczynając, na stanie troficznym kończąc. Niektóre współczynniki są mocno uproszczone, inne zaś bardziej złożone. Jednym z nich jest współczynnik złożony Nygaarda, który uwzględnia liczbę stwierdzonych gatunków typowych dla wód eutroficznych (sinice, zielenice z dawniej wyróżnianego rzędu chlorokokowców, okrzemki z wyróżnianego dawniej rzędu *Centrales*, eugleniny) w stosunku do typowych dla wód oligotroficznych (desmidie). Różne wartości tego wskaźnika wskazują stan od dystrofii po polisaprobność (Półtoracka 1969). Na potrzeby monitoringu wód dla wyznaczania klas jakości na zlecenie Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska przygotowano dwa opracowania (Hutorowicz 2004, Hutorowicz 2005). Dzięki nim można określić biomasę fitoplanktonu przy użyciu metod mikroskopowych. Metoda ta stosowana jest w fykologii od wielu lat (Kałużowska 1975), a opracowania Hutorowicza miały ją przenieść z zastosowań naukowych do zastosowań praktycznych. Jest ona dość wymagająca, a w obowiązującym obecnie rozporządzeniu ministra środowiska jednak nie zdecydowano się na nią, lecz za miarę stanu fitoplanktonu przyjęto ilość chlorofilu a. W tym ujęciu zatracono informacje o zróżnicowaniu ekologicznym tego zespołu organizmów i wszystkie glony planktonowe traktuje się jako świadczące o dużej trofii.

Pewnym wyjściem pośrednim może być zastosowanie wskaźników opartych zarówno na ilości chlorofilu, jak i na uproszczonych wskaźnikach planktonowych uwzględniających udział biomasy sinic w ogólnej biomasy fitoplanktonu, jak wskaźnik PMPL (Hutorowicz et al. 2011).

Podobnie jak fitoplankton, fitobentos tworzony jest przez wiele grup organizmów o różnej pozycji systematycznej. W odróżnieniu jednak od poprzedniego zespołu, stan fitobentosu powszechnie określa się jedynie na podstawie wycinka tej grup, mianowicie okrzemek. Grupa ta ma szereg zalet jako organizmy wskaźnikowe, wśród których jedną z ważniejszych jest obecność krzemionkowej skorupki, która nie ulega łatwemu zniszczeniu przy przenoszeniu z natury do laboratorium, a jej ornamentacja pozwala na stosunkowo łatwą (przy odpowiednim sprzęcie) identyfikację gatunków. Jakiś czas temu w Niemczech i Austrii opracowano wskaźniki okrzemkowe pozwalające określić stan troficzny i saprobii wód, jak również wskaźnik obfitości gatunków referencyjnych. Kombinacja tych trzech wskaźników daje jeden multimetryczny wskaźnik stanu ekologicznego (Picińska-Fałtynowicz et al. 2006). U podstaw wyznaczania tych indeksów jest wyróżnienie typów cieków i zbiorników tak, aby charakteryzowały się one swoistą florą okrzemkową, a następnie określenie, które gatunki dla danego typu są referencyjne, a które degradacyjne. Referencyjne taksony to takie, które występują w danym typie cieku lub zbiornika w stanie naturalnym, niezaburzonym i są w nim pożądane, podczas gdy degradacyjne to takie, które w danym typie występują w razie zaburzenia jego naturalności i są w nim niepożądane. W odróżnieniu od klasycznego indeksu saprobii, gdzie dany takson po umieszczeniu na skali tolerancji wobec saprobii był zgodnie ze swoim miejscem w większym lub mniejszym stopniu pożądany lub niepożądany, w tym systemie taksony nie mają uniwersalnej oceny, ale niektóre mogą być referencyjne dla jed-

nego typu wód, a degradacyjne dla innego. Przykładowo, pewne gatunki są pożądane w jeziorach niestratyfikowanych, a niepożądane w jeziorach stratyfikowanych, pewne gatunki są rodzime w Sudetach, a obce w Karpatach lub odwrotnie itd. Adaptacja systemu ustalonego w krajach niemieckojęzycznych dla warunków polskich była ułatwiona dzięki temu, że zachodnia część Polski leży w tym samym ekoregionie, co Niemcy.

Multimetryczny wskaźnik stanu ekologicznego dla rzek (IO) lub jezior (IOJ) ob-

licza się według wzoru przedstawionego na rycinie 4 (Picińska-Fałtynowicz et al. 2006). Są one tak skonstruowane, by dla stanu najbardziej zdegradowanego przyjmowały wartość 0, a dla stanu najbardziej naturalnego – wartość 1. Aby tak się działo, składające się na niego wskaźniki należy zestandaryzować zgodnie z wzorami na rycinie 5. Same wskaźniki szczegółowe (trofi, saprobii i obfitości gatunków referencyjnych) przedstawiono na rycinach 6, 7 i 8. Warto zauważyć, że w przypadku jezior nie wyznacza się saprobii.

$$IO = \frac{Z_{TI} + Z_{SI} + GR}{3}$$

$$IOJ = \frac{Z_{TJ} + Z_{pGR}}{2}$$

Ryc. 4. Multimetryczny wskaźnik stanu ekologicznego dla potoków i rzek (IO) oraz multimetryczny wskaźnik stanu ekologicznego dla jezior (IOJ).

Fig. 4. Multimetric diatom index for assessment of ecological status of rivers and streams (IO) and lakes (IOJ).

$$Z_{TI} = 1 - (0,25TI)$$

$$Z_{TJ} = 1 - (0,25(TJ - 1))$$

$$Z_{SI} = 1 - (0,33(SI - 1))$$

$$Z_{pGR} = 0,5(pGR + 1)$$

Ryc. 5. Sposób standaryzacji wskaźników trofi, saprobii i obfitości gatunków referencyjnych.

Fig. 5. Standardisation of trophic, saprobic and relative abundance of representative species indices.

$$TI = \frac{\sum_{i=1}^n T_i \cdot wT_i \cdot L_i}{\sum_{i=1}^n wT_i \cdot L_i}$$

$$TJ = \frac{\sum_{i=1}^n TJ_i \cdot wTJ_i \cdot L_i}{\sum_{i=1}^n wTJ_i \cdot L_i}$$

Ryc. 6. Wskaźnik okrzemkowy trofi potoków i rzek TI (Rott et al.) oraz jezior TJ (Hofman), n – liczba gatunków branych pod uwagę w badaniu, Ti, TJi – wartość wrażliwości na stan troficzny taksonu i (odpowiadający jego optimum ekologicznemu), wTi, wTJi – współczynnik wagowy taksonu i (zależny od jego tolerancji ekologicznej), Li – względna obfitość taksonu i (liczba osobników taksonu i podzielona przez liczbę wszystkich zidentyfikowanych osobników).

Fig. 6. Diatom index of trophic state for streams and rivers TI (Rott et al.) and lakes TJ (Hofman), n – number of involved species, Ti, TJi – value of sensitivity (optimum) of i-taxon, wTi, wTJi – value of weight (tolerance) of i-taxon, Li – relative abundance of i-taxon (number of i-taxon individuals divided by the number of all identified individuals).

$$SI = \frac{\sum_{i=1}^n S_i \cdot wS_i \cdot L_i}{\sum_{i=1}^n wS_i \cdot L_i}$$

Ryc. 7. Wskaźnik okrzemkowy saprobii potoków i rzek SI (Rott et al.), n – liczba gatunków branych pod uwagę w badaniu, S_i – wartość wrażliwości na zanieczyszczenia organiczne taksonu i, wS_i – współczynnik wagowy taksonu i (zależny od jego tolerancji ekologicznej), L_i – względna obfitość taksonu i (liczba osobników taksonu i podzielona przez liczbę wszystkich zidentyfikowanych osobników).

Fig. 7. Diatom index of saprobic state for streams and rivers SI (Rott et al.), n – number of involved species, T_i , TJ_i – value of sensitivity (optimum) of i-taxon, wT_i , wTJ_i – value of weight (tolerance) of i-taxon, L_i – relative abundance of i-taxon (number of i-taxon individuals divided by the number of all identified individuals).

$$GR = \sum_{i=1}^n tR_i$$

$$pGR_I = \frac{NB - (NC + ND)}{NB + NC + ND}$$

$$pGR_{II} = \frac{(NB + NC) - ND}{NB + NC + ND}$$

Ryc. 8. Wskaźnik okrzemkowy obfitości gatunków referencyjnych potoków i rzek GR (Schaumburg et al.) oraz jezior stratyfikowanych pGRI i niestratyfikowanych pGRII, tR_i – liczba osobników taksonu referencyjnego i podzielona przez liczbę wszystkich zidentyfikowanych osobników (względna obfitość), NB – liczba taksonów referencyjnych I i II grupy jezior, NC – liczba taksonów referencyjnych II grupy jezior, a degradacyjnych I grupy jezior, ND – liczba taksonów degradacyjnych dla obu grup jezior.

Fig. 8. Diatom index of relative abundance of representative species for rivers and streams GR (Schaumburg et al.), stratified lakes pGRI and non-stratified lakes pGRII, tR_i – number of reference i-species individuals divided by the number of all identified individuals (relative abundance), NB – number of taxa referential for both groups of lakes, NC – number of taxa referential for II group of lakes and degradational for I group of lakes, ND – number of taxa degradational for both groups of lakes.

Podobną strukturę matematyczną ma wskaźnik dotyczący kolejnego elementu biologicznego, tj. makrofitów występujących w ciekach (ryc. 9). Podobnie jak w przypadku okrzemek, makrofitom przypisano w nim odpowiednie wagi w zależności od ich reprezentatywności dla danego typu ciek, przez co niektóre ubikwistyczne gatunki nie są w nim w ogóle uwzględniane. Jego obliczenie jest składnikiem procedu-

ry zwanej makrofitową metodą oceny rzek (MMOR) (Szoszkievicz et al. 2006). Nieco inaczej natomiast wygląda metoda oceny stanu makrofitów w jeziorach (makrofitowy indeks stanu ekologicznego, ESMI) (Ciecierska et al. 2006). Podobnie jak w poprzednich metodach przed wyznaczeniem wskaźnika liczbowego należy przeprowadzić odpowiednie przygotowania metodyczne. W przypadku makrofitowej oceny jezior polega

$$\text{MIR} = \frac{\sum_{i=1}^n L_i \cdot W_i \cdot P_i}{\sum_{i=1}^n W_i \cdot P_i} \cdot 10$$

Ryc. 9. Makrofitowy Indeks Rzeczny potoków i rzek MIR (Szoszkiewicz et al.), n – liczba gatunków branych pod uwagę w badaniu, L_i – wartość wskaźnikowa taksonu i, W_i – współczynnik wagi taksonu i (zależny od jego tolerancji ekologicznej), P_i – współczynnik pokrycia taksonu i.

Fig. 9. River Macrophyte Index for rivers and streams MIR (Szoszkiewicz et al.), n – number of involved species, L_i – value of sensitivity of i-taxon, wT_i , wT_j – value of weight of i-taxon, P_i – coverage coefficient of i-taxon.

$$\text{MLT} = \left(\frac{T_{\min}}{2} + \frac{P - P_{\min}}{P_{\min}} \right) \times \frac{L}{\sqrt{\pi \times P}}$$

Ryc. 10. Minimalna liczba transektów, T_{\min} – minimalna liczba transektów dla jeziora z danej klasy wielkości, P – powierzchnia jeziora (km^2), P_{\min} – dolna granica danej klasy wielkości jeziora (km^2), L – długość linii brzegowej (km).

Fig. 10. Minimal number of transects, T_{\min} – minimal number of transects for each size class, P – surface of lake (km^2), P_{\min} – down limit of given size class of lake (km^2), L – shoreline length (km).

$$\text{ESMI} = 1 - \exp\left(-\frac{H}{H_{\max}} \cdot Z \cdot \exp\left(\frac{N}{P}\right)\right)$$

$$H = -\sum \frac{n_i}{N} \ln \frac{n_i}{N}$$

$$H_{\max} = \ln S$$

$$Z = N / \text{izob. } 2.5$$

Ryc. 11. Makrofitowy Indeks Stanu Ekologicznego ESMI, H – wskaźnik zróżnicowania fitocentycznego, H_{\max} – maksymalne zróżnicowanie fitocentyczne, Z – wskaźnik zasiedlenia, N – całkowita powierzchnia fitolitoralu (100%), P – powierzchnia jeziora (km^2), n_i – średnie pokrycie i-tego zbiorowiska w fitolitoralu, S – liczba zbiorowisk fitolitoralu.

Fig 11. Ecological State Macrophyte Index, H – phytocentic diversity index, H_{\max} – maximum value of the phytocentic diversity index, Z – colonisation index, N – phytolittoral area (100%), P – lake surface (km^2), n_i – mean coverage of i-community in phytolittoral, S – number of plant communities of phytolittoral.

ona m.in. na wyznaczeniu reprezentatywnej liczby transektów badawczych. Teoretycznie można byłoby wykonać tzw. sigma-zdjęcie, czyli zbadać roślinność całego zbiornika, co w przypadku większych jezior byłoby jednak zbyt pracochłonne, więc minimalną liczbę transektów wyznacza się wg wzoru podanego na rycinie 10. W odróżnieniu od innych wskaźników, ESMI nie uwzględnia taksonów, lecz syntaksony, czyli zbiorowiska roślinne. W przypadku hydrobotaniki ta różnica jednak ma nieduże znaczenie, gdyż rośliny wodne mają tendencję do tworzenia niemal jednogatunkowych zbiorowisk, więc stopień pokrycia danego zbiorowiska roślinnego jest bliski stopniowi pokrycia jego dominującego gatunku (Tomaszewicz 1979). Wskaźnik ten oparty jest na pochodzącym z końca XX wieku wskaźniku synantropizacji (Kolada 2008) i nie uwzględnia indykacyjnej roli poszczególnych syntaksonów, za to w jego składowych parametrach znajduje się wskaźnik zróżnicowania fitocenotycznego oparty na wskaźniku Shannona i wskaźniki związane z relacjami fitolitoralu i morfologii misy jeziornej.

Planowane wskaźniki jakości wód

Obowiązujące w 2011 r. rozporządzenie ministra środowiska dotyczące oceny jakości wód zaznacza, że docelowo uwzględniane będą wskaźniki wszystkich elementów biologicznych wymienionych w RDW, jednak jeszcze nie wszystkie są zatwierdzone. Niektóre z już obowiązujących wskaźników mają ograniczony zakres stosowania, np. ESMI nie może być obecnie używany do oceny jezior dystroficznych (humotroficznych) czy lobeliowych (miękkowodnych). Nie opracowano jeszcze

ostatecznie wskaźników oceniających stan makrofitów (makroglonów i okrytonasiennych) wód morskich. Rozważane są różne wskaźniki opisujące stan biocenoz makrobezkręgowców bentonicznych. Wśród nich największe prawdopodobieństwo przyjęcia mają: polski indeks biotyczny (BMWP-PL) (Gorzeli i Kornijów 2004) i ocena jezior na podstawie wylinek ochotkowatych (CPET) (Gołub 2010). Obie metody są adaptowanymi do polskich warunków metodami stosowanymi na Wyspach Brytyjskich. Indeks BMWP-PL jest oparty na wskaźniku biological monitoring working party i jest sumą punktów, które przyporządkowano poszczególnym taksonom (najczęściej rodzinom) bezkręgowców. Im dany takson jest bardziej wrażliwy na zaburzenia, tym wyższą ma notę, podnosząc sumę. Tabelę taksonów wraz z ich punktacją przedstawia rycina 12 (Kownacki i Soszka 2004). Z kolei indeks CPET obliczany jest zgodnie ze wzorami przedstawionymi na rycinie 13. Od kilku lat opracowywane są również metody indykacyjnego wykorzystania stanu ichtiofauny. Prawdopodobnie zgodnie z europejską tendencją będzie to przystosowana do polskich warunków metoda EFI+ czyli ocena na podstawie rozszerzonego europejskiego wskaźnika ichtiologicznego (Prus et al. 2009). Wskaźnik ten, będący modyfikacją wskaźnika integralności biotycznej IBI, oblicza się przy pomocy specjalistycznego oprogramowania FAME, w którym uwzględniane są liczne kryteria: struktura według gildii troficznych (wszystkożerne, owadożerne), miejsc rozrodu (litofilne, fitofilne), wrażliwości, wędrowności i in., a także warunki geologiczne, klimatyczne itp. (FAME Consortium 2004). Być może te wskaźniki zostaną przyjęte w następnym rozporządzeniu ministra środowiska.

Takson nadrzędny	Rodzina	Punktacja
jętki	Ameletidae	10
chruściki	Glossosomatidae, Molannidae, Beraeidae, Odontoceridae, Leptoceridae	
muchówki	Blephariceridae, Thaumaleidae	
jętki	Behningiidae	9
widelnice	Taeniopterygidae	
ważki	Cordulegastriidae	
chruściki	Goeridae, Lepidostomatidae	8
skorupiaki	Astacidae	
jętki	Oligoneuriidae, Heptageniidae (rodzaje <i>Epeorus</i> i <i>Rhithrogena</i>)	
widelnice	Capniidae, Perlidae, Chloroperlidae	8
chruściki	Philopotamidae	
muchówki	Athericidae	
jętki	Siphonuridae, Leptophlebiidae, Potamanthidae, Ephemerellidae, Ephemeridae, Caenidae	7
widelnice	Perlodidae, Leucridae	
ważki	Calopterygidae, Gomphidae	
chruściki	Rhyacophilidae, Brachycentridae, Sericostomatidae, Limnephilidae	7
chrząszcze	Elmidae	
pluskwiaki	Aphelocheiridae	
ślimaki	Viviparidae	6
małże	Unionidae, Dreissenidae	
pijawki	Piscicolidae	
skorupiaki	Gammaridae, Corophiidae	6
jętki	Baetidae, Heptageniidae (z wyjątkiem rodzajów <i>Epeorus</i> i <i>Rhithrogena</i>)	
widelnice	Nemouridae	
ważki	Platycnemididae, Coenagrionidae	6
chruściki	Hydroptilidae, Polycentropodidae	
muchówki	Limoniidae, Simuliidae, Empididae	
ślimaki	Neritidae, Bithyniidae	5
skorupiaki	Cambaridae	
chruściki	Hydropsychidae, Psychomyiidae	
chrząszcze	Dytiscidae, Gyrinidae, Haliplidae, Hydrophilidae	5
pluskwiaki	Mesoveliidae, Nepidae, Naucoridae, Notonectidae, Pleidae, Corixidae, Veliidae	
muchówki	Tipulidae	
ślimaki	Hydrobiidae	4
muchówki	Ceratopogonidae	
ślimaki	Valvatidae, Planorbidae	
małże	Sphaeriidae	3
pijawki	Glossiphoniidae, Hirudinidae, Erpobdellidae	
skorupiaki	Asellidae	
wielkoskrzydłe	Sialidae	3
muchówki	Chironomidae	
ślimaki	Ancyllidae, Lymnaeidae, Physidae	
skąposzczety	Oligochaeta (wszystkie rodziny)	2
muchówki	Culicidae	
muchówki	Syrphidae, Psychodidae	1

Ryc. 12. Punktacja taksonów zoobentosu w systemie BMWP-PL.

Fig. 12. Ranking of taxa according to BMWP-PL.

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

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

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

Ryc. 13. Wskaźnik jakości ekologicznej CPET, Pjez – powierzchnia jeziora (ha), Głśr – średnia głębokość jeziora (m), W – czas wymiany wód (dzień), Pzlew – powierzchnia zlewni (bez pow. jeziora) (ha).

Fig. 13. Chironomid Pupal Exuvial Technique index, Pjez – surface of lake (ha), Głśr – mean lake depth (m), W – water turnover period (day), Pzlew – surface of catchment excluding lake surface (ha).

Podsumowanie

Implementowanie przez Polskę regulacji z Ramowej Dyrektywy Wodnej zrewolucjonizowało polskie prawo dotyczące jakości wód. Kwestie czystości wody zostały przekazane resortowi zdrowia, podczas gdy resort środowiska objął nadzorem kompleksową jakość ekologiczną wód wraz z ich zbiornikami i zlewniami. Najlepszym wskaźnikiem tego stanu nie są więc parametry fizykochemiczne, lecz kondycja biocenozy. Obecnie trwa wciąż ustalanie liczbowych wskaźników, które mogą służyć do oceny tejże. Wskaźniki takie muszą być kompromisem między podejściem naukowców, którzy skrupulatnie badają ekofizjologiczne relacje organizmów i ich środowiska a podejściem inspektorów, którzy potrzebują parametrów łatwych do pomiaru. Trudno wszak oczekiwać od inspektorów środowiska perfekcyjnej umiejętności rozpoznawania setek gatunków z odległych grup systematycznych i prowadzenia długookresowych badań. Wskaźniki biotyczne przyjęte w obecnej wersji rozporządzenia ministra środowiska nie są pod

tym względem jednorodne. Fitoplankton jest traktowany jak jednolita masa, której stan mierzony jest jedynie ilością chlorofilu a. Makrofity jeziorne również nie są szczegółowo specyfikowane, a do oceny ich stanu określa się zróżnicowanie ich zbiorowisk. Z kolei do oceny stanu makrofitów rzecznych i fitobentosu nie używa się wszystkich taksonów, a jedynie te, które mają specyficzne własności indykacyjne. O ile jednak wskaźnikowe makrofity należą do wszystkich grup systematycznych, o tyle do oceny fitobentosu wybrano tylko przedstawicieli jednego taksonu – okrzemek. Nie wiadomo jeszcze, który z tych modeli zostanie wybrany do oceny stanu zoobentosu – może będzie to wskaźnik przekrojowy (BMWP-PL), a może jako przedstawiciele wybrane będą ochotkowane. Zupełnie odmienny będzie zapewne wskaźnik stanu biocenozy ryb. Całkiem możliwe jest również, że obecnie zatwierdzone wskaźniki zostaną jeszcze zmodyfikowane albo zastąpione innymi (np. w przypadku fitoplanktonu). Tak czy inaczej jednak wskaźniki biotyczne stały się kluczowym środkiem do oceny stanu wód.

LITERATURA

- CARLSSON R. E. 1977. A trophic state index for lakes. *Limnol. Oceanogr.* 22(2): 361–369.
- CIECIERSKA H., KOLADA A., SOSZKA H., GOŁUB M. 2006. Opracowanie metody badań terenowych makrofitów na potrzeby rutynowego monitoringu wód oraz metoda oceny i klasyfikacji stanu ekologicznego wód na podstawie makrofitów. T. II – Jeziora. Ministerstwo Środowiska, Warszawa.
- FAME CONSORTIUM 2004. Manual for the application of the European Fish Index - EFI. A fish-based method to assess the ecological status of European rivers in support of the Water Framework Directive. Version 1.1, January 2005. Bruksela.
- GOŁUB M. 2010. Ocena stanu ekologicznego jezior na podstawie makrobezkręgowców bentosowych zgodna z wymaganiami Ramowej Dyrektywy Wodnej – przegląd rozwiązań metodycznych w Europie. *Ochr. Środ. i Zas. Nat.* 45: 30-45.
- GORZEL M., KORNIJÓW R. 2004. Biologiczne metody oceny jakości wód rzecznych. *Kosmos.* 53(2 (263)): 183-191.
- HUTOROWICZ A. 2004. Metoda poboru prób i analiza ilościowo-jakościowa fitoplanktonu w jeziorach. GIOŚ, Olsztyn.
- HUTOROWICZ A. 2006. Opracowanie standardowych objętości komórek do szacowania biomasy wybranych taksonów glonów planktonowych wraz z określeniem sposobu pomiarów i szacowania. GIOŚ, Olsztyn.
- HUTOROWICZ A., NAPIÓRKOWSKA-KRZEBIETKE A., PASZTALENIEC A., HUTOROWICZ J., SOLHEIM A.L., SKJELBRED B. 2011. Jeziora – fitoplankton. Materiały Konferencji „deWELopment”, Warszawa
- KADŁUBOWSKA J. Z. 1975. *Zarys algologii*. PWN, Warszawa.
- KŁOSOWSKI S. 2006. Metody identyfikacji zbiorowisk i analizy ich amplitudy ekologicznej. In: SZMEJA J. Przewodnik do badań roślinności wodnej. Wyd. UG, Gdańsk.
- KOLADA A. 2006. Wykorzystanie makrofitów w ocenie jakości jezior w Europie w świetle wymogów Ramowej Dyrektywy Wodnej – przegląd zagadnienia. *Ochr. Środ. i Zas. Nat.* 37: 24-42.
- KOWALEWSKI Z. 2006. Metody oceny stanu troficznego wód powierzchniowych. Materiały Krakowskiej Konferencji Młodych Uczonych (T. IV): 343–351
- KOWNACKI A. i SOSZKA H. 2004. Wytyczne do oceny stanu rzek na podstawie makrobezkręgowców oraz do pobierania prób makrobezkręgowców w jeziorach. Warszawa.
- LAMPERT W. i SOMMER U. 2001. *Ekologia wód śródlądowych*. PWN, Warszawa.
- NEVEROVA-DZIOPAK E. 2006. Empirical model of eutrophication on example of Nevsky Estuary. *Ecol. Chem. Eng.*, 13(3-4): 197-206.
- PANEK P. 2011. Przyrodniczy i inżynierowie, czyli ocena jakości wody w Polsce. *Przegl. Przyr.* 22(1): 3–9.
- PICIŃSKA-FAŁTYNOWICZ J., BŁACHUTA J., KOTOWICZ J., MAZUREK M., RAWA W. 2006. Wybór jednolitych części wód rzecznych i jeziornych do oceny stanu ekologicznego na podstawie fitobentosu wraz z rekomendacją metodyki poboru i analizy prób. IMGW, Wrocław.
- PODGAJNIAK T. (Ed.). 1998. *Agenda 21 : Sprawozdanie z realizacji w Polsce w latach 1992-1998*. Narodowa Fundacja Ochrony Środowiska, Warszawa.
- PÓŁTORACKA J. 1969. Współczynniki fitoplanktonowe jako metoda określania stopnia troficzności środowisk wodnych. *Ekol. Pol.* B, 15(4): 119-128.
- PRUS P., WIŚNIEWOLSKI W., SZLAKOWSKI J., BORZĘCKA I., BURAS P., BŁACHUTA J., DĘBOWSKI P., JELONEK M., KLICH M., KUKUŁA K., LIGIĘZA J., PRZYBYLSKI M., RADTKE G., WITKOWSKI A., ŻUREK R. 2009. Rozwój ogólnoeuropejskiej metody oceny stanu ekologicznego rzek na podstawie ichtiofauny – Europejski Wskaźnik Ichtologiczny (EFI+). *Nauka Przyr. Technol.* 3: 1–16.

- SZOSZKIEWICZ K., ZBIERSKA J., JUSIK S., ZGOŁA T. 2006. Opracowanie podstaw metodycznych dla monitoringu biologicznego wód powierzchniowych w zakresie makrofitów i pilotowe ich zastosowanie dla części wód reprezentujących wybrane kategorie i typy. Etap I-II (w zakresie rzek). Ministerstwo Środowiska, Warszawa-Poznań-Olsztyn.
- SZOSZKIEWICZ K., ZBIERSKA J., JUSIK S., ZGOŁA T. 2010. Makrofitowa Metoda Oceny Rzek : Podręcznik metodyczny do oceny i klasyfikacji stanu ekologicznego wód płynących w oparciu o rośliny wodne. Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań.
- TOMASZEWICZ H. 1979. Roślinność wodna i szuwarowa Polski: (klasy: Lemnetea, Charetea, Potamogetonetea, Phragmitetea) wg stanu zbadania na rok 1975. Wyd. UW, Warszawa.

Summary

In 20th century water quality assessment used in Poland focused on the utility value of water and neglected its ecological role. Water quality was classified by purity classes and biological criteria meant just sanitary conditions. It changed with the implementation of WFD, as water quality assessment should now involve indices of biological elements such as phytoplankton, phytobenthos and macrophytes, zoobenthos and ichtyofauna. The current ordinance of ministry of environment on water quality refers to these elements. Phytoplankton state is indicated by chlorophyll a level, although some other indices were considered. Phytobenthos is assessed with diatom indices (IO and IOJ). Macrophytes state is evaluated with indices of MIR for rivers and ESMI for lakes. Indices for zoobenthos and ichtyofauna are still under preparation and are not specified in the current ordinance. Fish state is going to be assessed with EFI+ index, while two indices for zoobenthos are still considered – BMWP-PL or CPET.

Adres autora:

Piotr Panek
Zakład Ekologii Roślin i Ochrony Środowiska
Uniwersytet Warszawski
Al. Ujazdowskie 4
00-478 Warszawa
e-mail: p.panek@uw.edu.pl