

SESJA II  
**MONITORING, OCENA STANU EKOSYSTEMÓW**

---

OCENA JAKOŚCI WÓD W POLSCE W ŚWIETLE WYMAGAŃ UNIJNYCH\*

HANNA SOSZKA

Instytut Ochrony Środowiska  
ul. Kolektorska 4, 01-692 Warszawa, e-mail: hasoszka@ios.edu.pl

Przyjęta w 2000 r. Ramowa Dyrektywa Wodna (RDW) uchodzi za najważniejszy i bardzo nowoczesny dokument, ustalający normy wspólnotowego działania w dziedzinie polityki wodnej. Wdrażanie zapisów RDW, dotyczących oceny i klasyfikacji wód, stanowi duże wyzwanie dla wszystkich krajów UE. Dyrektywa promuje bowiem całkiem nowe podejście do zagadnienia, wprowadzając wymóg oceny stanu ekologicznego oraz stanu chemicznego, które składają się na ogólny obraz stanu wód powierzchniowych. Stan ekologiczny jest wyrazem jakości struktury i funkcjonowania ekosystemu wodnego, a oceniany jest przez pryzmat odchylenia od tzw. warunków referencyjnych, czyli zbliżonych do naturalnych. Podstawą oceny stanu ekologicznego są tzw. elementy biologiczne, czyli zespoły organizmów zasiedlających wody, takie jak: fitoplankton, makrofity i fitobentos, makrobezkręgowce bentosowe i ryby. Wraz z wejściem w życie RDW kraje UE stanęły przed koniecznością opracowania, do końca 2006 r., biologicznych metod oceny wód, odwołujących się do warunków referencyjnych. Kraje z długą tradycją monitoringu biologicznego (Niemcy, Austria, Wielka Brytania), dysponujące wieloletnimi zbiorami danych oraz funkcjonującymi od lat, tradycyjnymi sposobami biologicznej oceny wód, miały zadanie ułatwione. W krajach tych również od końca lat 90. XX w. uruchamiane były liczne projekty naukowe, mające na celu opracowanie nowych metod oceny zgodnych z RDW lub adaptację do nowych wymogów metod dotychczas stosowanych. W krajach, w których monitoring biologiczny prowadzony był w ograniczonym zakresie, jak to miało miejsce w Polsce, opracowywanie biologicznych metod oceny zgodnych z RDW oraz ich wdrażanie do monitoringu jest mocno opóźnione. Brak bowiem jednolitych w skali kraju baz danych biologicznych, a przede wszystkim wystarczających naukowych podstaw do opracowania systemów klasyfikacyjnych opierających się na dobrej znajomości (w kategoriach ilościowych) reakcji zespołów organizmów na różne typy presji. Szersze włączenie się środowiska naukowego do tych prac mogłoby znacznie przyspieszyć wdrażanie w Polsce zgodnych z RDW metod oceny wód.

---

\* referat wprowadzający

## PROBLEMY DEGRADACJI RZEK W POLSCE\*

MAŁGORZATA KŁONOWSKA-OLEJNIK<sup>1</sup>, ARTUR RADECKI-PAWLIK<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Instytut Nauk o Środowisku, Uniwersytet Jagielloński  
Gronostajowa 7, 30-387 Kraków, e-mail: uxklonow@cyf-kr.edu.pl

<sup>2</sup>Katedra Inżynierii Wodnej, Uniwersytet Rolniczy  
Al. Mickiewicza 24/28, 30-059 Kraków, e-mail: rradeck@cyf-kr.edu.pl

Degradacja wód płynących związana jest ściśle z działalnością człowieka, który żyjąc od wieków w dolinach rzek, systematycznie je przekształcał. Już Arystoteles opisywał zanieczyszczenie wód spowodowane ściekami organicznymi („muł ma barwę białą, wyrastają z niego małe, czerwone nici”). O tamtych czasów stan cieków bardzo się pogorszył, i to nie tylko przez ich nadmierną eutrofizację i zrzut w różnym stopniu oczyszczonych ścieków. Szczególnie w ostatnim stuleciu człowiek wywarł duży wpływ na morfologię systemów rzecznych. Życie w bezpośrednim sąsiedztwie cieków wymusza ich regulację, a często też meliorację terenów przyległych, co z kolei powoduje degradację tych ekosystemów. Cele regulacji to przede wszystkim: ochrona przed powodzią, ograniczenie erozji, poprawa warunków żeglugowych, zapewnienie właściwej eksploatacji ujęć i zrzutów wody. W ostatnim czasie wielu ekologów apeluje do całkowitego porzucenia prac z zakresu utrzymania koryt rzecznych, lub wręcz do niszczenia i rozbierania istniejących budowli wodnych. Jest to bardzo często działanie nie do końca przemyślane, trudno bowiem zrezygnować na przykład z ochrony brzegów w rejonie mostów i dróg, pozbawiać miast ochrony przeciwpowodziowej, albo zrezygnować z retencji wodnej przez rozbiórkę zbiorników zaporowych. Różne budowle regulacyjne przyczyniają się równocześnie do degradacji cieków, powodując m.in. skracanie biegu cieków, zmiany warunków przepływu, struktury dna i brzegów, przegrodzenie korytarza ekologicznego cieku. Jednocześnie w ostatnich latach obserwuje się znaczne nasilenie procesów erozyjnych, zwłaszcza pogłębiania się koryt cieków. Są one spowodowane brakiem równowagi między zdolnością transportową rzek a dostawą rumowiska do ich koryt. Regulacja cieków często prowadzi do zwiększenia możliwości transportu rumowiska. Z kolei zmiany zagospodarowania i użytkowania zlewni powodują znaczne zmniejszenie dostawy rumowiska do koryt. Dodatkowo rabunkowa eksploatacja rumowiska z koryt powoduje duże braki materiału w dnach koryt. Niszczenie naturalnego obrukowania dna i struktury osadów powoduje łatwiejsze wchodzenie rumowiska do transportu. Efektem jest wcinanie się koryt cieków, często do podłoża skalnego. Innym bardzo niekorzystnym zjawiskiem jest

---

\* referat wprowadzający

zmniejszenie się objętości przepływów wody, co powoduje wysychanie koryt cieków. Jest to efekt niekontrolowanego poboru wody z cieków do celów gospodarczych (ujęcia wody) i przemysłowych (elektrownie wodne). Za stan taki w pewnym sensie odpowiada brak dobrej (mającej uzasadnienie w pomiarach dla określonych typów cieków) metody określania przepływu nienaruszalnego, czyli takiego, przy którym zachowane są podstawowe cele ekologiczne cieku. Wszystkie te aspekty i niejednokrotnie sprzeczności muszą znaleźć rozwiązanie w rozsądnie prowadzonej polityce utrzymania koryt rzek i potoków, wypracowanej wspólnie przez środowiska przyrodników i hydrotechników. Być może potrzebne są też zmiany w ustawodawstwie. Działania takie są już podejmowane w Polsce, na razie jednak na niewielką skalę. Wymagania Ramowej Dyrektywy Wodnej UE powinny te prace zintensyfikować i nakierować na problemy priorytetowe, tj. zapewnienie odpowiednich zasobów czystej wody, ochronę przeciwpowodziową oraz ochronę ekosystemów rzecznych.

---

**METODA OCENY I KLASYFIKACJI STANU EKOLOGICZNEGO JEZIOR  
NA PODSTAWIE MAKROFITÓW**HANNA CIECIERSKA<sup>1</sup>, AGNIESZKA KOLADA<sup>2</sup>, HANNA SOSZKA<sup>2</sup>, MAŁGORZATA GOLUB<sup>2</sup><sup>1</sup>Katedra Botaniki i Ochrony Przyrody, Uniwersytet Warmińsko-Mazurski  
plac Łódzki 1, 10-727 Olsztyn – Kortowo, e-mail: makrof@uwm.edu.pl<sup>2</sup>Zakład Metod Oceny i Monitoringu, Instytut Ochrony Środowiska  
ul. Kolektorska 4, 01-692 Warszawa, e-mail: akolada@ios.edu.pl

Metodę oceny stanu ekologicznego jezior z wykorzystaniem makrofitów, zgodną z zaleceniami Ramowej Dyrektywy Wodnej UE (2000) opracowano na podstawie 156 jezior polskich większych od 1 ha, w tym 78 większych od 50 ha. Pod względem zróżnicowania roślinności i parametrów abiotycznych wszystkie te jeziora zostały zgrupowane w czterech typach makrofitowych: I – jeziora o wodach miękkich, tzw. lobeliowe, II – jeziora o wodach bogatych w wapń, tzw. ramienicowe głębokie, III – jeziora o wodach bogatych w wapń, tzw. ramienicowe płytkie, IV – jeziora łączyńsko-włodawskie. Dla II i III typu zaproponowano odrębną klasyfikację stanu ekologicznego. Metodę oceny stanu ekologicznego na podstawie makrofitów oparto na multimetriksie (Makrofitowy Indeks Stanu Ekologicznego – ESMI), który został skonstruowany ze wskaźników, uwzględniających skład taksonomiczny (wskaźnik zróżnicowania fitocenotycznego H wg Shannona-Weavera) i obfitość makrofitów (wskaźnik zasiedlenia Z – według zmodyfikowanej metody Rejewskiego 1981). Zakres wartości multimetriksu ESMI zawiera się pomiędzy 1 (bardzo dobry stan ekologiczny), a 0 (zły stan) – dzięki czemu spełnia wymóg stawiany przez RDW w stosunku do współczynników biotycznych określających stan ekologiczny wód. Zarówno poszczególne wskaźniki wchodzące w skład ESMI, jak i sam kumulatywny indeks, wyraźnie i w sposób kierunkowy reagują na presję człowieka. Jako główny przejaw antropopresji przyjęto proces eutrofizacji, dlatego uzyskane wyniki klasyfikacji weryfikowano różnymi wskaźnikami trofii. Granice klas klasyfikacji opartej na makrofitach zostały ustalone metodami statystycznymi na podstawie rozrzutu wartości ESMI. Wartości tych klas będą ostatecznie weryfikowane z granicami stosowanymi w systemach oceny innych krajów europejskich w paneuropejskim ćwiczeniu interkalibracyjnym. Jako metoda badania makrofitów w terenie opracowano, rekomendowaną przez RDW metodę opartą na transektach. Wiarygodność wyników oceny według tej metody została potwierdzona w badaniu pilotowym, przeprowadzonym w 2006 r. na 13 jeziorach. Analiza większego materiału z obszaru całej Polski może wskazać, że układy roślinne wykazują pewne zróżnicowanie geograficzne lub też różnicują się ze względu na inne parametry, nieuwzględnione w obecnej typologii makrofitowej, co będzie stanowiło podstawę uszczegółowienia typologii biotycznej oraz wyrafinowania obecnej klasyfikacji jezior polskich.

NA ILE ZGODNE SĄ OCENY JAKOŚCI WÓD RZECZNYCH  
DOKONANE W OPARCIU O ZOOBENTOS, ANALIZY  
FIZYCZNO-CHEMICZNE I HYDROMORFOLOGICZNE?

MAŁGORZATA GORZEL, RYSZARD KORNIJÓW

Katedra Hydrobiologii, Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie  
ul. Dobrzańskiego 37, 20-262 Lublin,  
e-mail: malgorzata.gorzela@up.lublin.pl, ryszard.kornijow@up.lublin.pl

Badania przeprowadzono w pięciu IV-rzędowych dopływach Bystrzycy o różnym stopniu uregulowania koryta rzecznej, a także o różnym stopniu zanieczyszczenia ich wód, w latach 2003–2004. Analizy fizyczno-chemiczne wody obejmowały wskaźniki: fizyczne, tlenowe, biogenne, zasolenie, mikrobiologiczne, a także metale ciężkie. Makrobentos pobierano aparatem rurowym o powierzchni chwytnej 12,6 cm<sup>2</sup>, płukano w siatce bentosowej o średnicy oczek 0,25 mm. Na każdym stanowisku jednorazowo pobierano po 5 prób złożonych z 6 rdzeni osadów dennych. Biologiczną ocenę jakości wód przeprowadzono na podstawie analizy zgrupowań makrobentosu, stosując wskaźniki: BMWP-PL, PBI, bioróżnorodności d i Oligochaeta/Chironomidae (O/CH). Oceny hydromorfologicznej dokonano, opierając się na metodzie indeksowej Ogłęckiego i Pawłata oraz waloryzacji ekomorfologicznej Ilnickiego i Lewandowskiego.

Na większości badanych stanowisk, szczególnie o średnim stopniu zanieczyszczenia, oceny biologiczna i chemiczna dały zróżnicowane wyniki. Jedyne w przypadku rzek silnie zanieczyszczonych wyniki obu analiz były zbieżne. Ocena biologiczna bardzo dobrze korespondowała natomiast ze stopniem uregulowania; na większości badanych stanowisk wartości zastosowanych indeksów (BMWP-PL, PBI, d, O/CH) były wyższe (wskazując na lepszą jakość wód) na odcinkach o niewielkim stopniu przekształcenia koryta rzecznej i zdecydowanie niższe na stanowiskach uregulowanych. Stopień przekształcenia antropogenicznego badanych odcinków rzek nie korespondował z kolei z fizyczno-chemiczną oceną jakości wód. Większość odcinków niezależnie od stopnia uregulowania prowadziła wody zadowalającej jakości.

Wyniki prezentowanej pracy dowodzą, iż aby w pełni zobrazować stan ekologiczny rzek niezbędne jest prowadzenie równoległych analiz biologicznych, fizyczno-chemicznych i hydromorfologicznych. Ich wyniki bowiem w większości przypadków nie korespondują ze sobą.

---

SYNTETYCZNE WSKAŹNIKI HYDROMORFOLOGICZNE  
W METODZIE RIVER HABITAT SURVEY JAKO PARAMETRY  
WSPIERAJĄCE OCENĘ STANU EKOLOGICZNEGO RZEK

SZYMON JUSIK, KRZYSZTOF SZOSKIEWICZ

Katedra Ekologii i Ochrony Środowiska, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu  
ul. Wojska Polskiego 28, 60-637 Poznań, e-mail: jusz@up.poznan.pl

Klasyfikacja ekologiczna rzek według Ramowej Dyrektywy Wodnej uwzględnia ocenę stanu hydromorfologicznego jako elementu uzupełniającego parametry biologiczne. Brytyjska metoda River Habitat Survey (RHS) jest obecnie szeroko stosowaną metodą oceny warunków hydromorfologicznych rzek, wykorzystywaną w wielu krajach Europy, w tym także w Polsce. Jej walorem jest m.in. możliwość przedstawiania stanu środowiska w formie syntetycznych wskaźników hydromorfologicznych. Najszerzej stosowane są dwa takie indeksy. Pierwszy z nich, Habitat Quality Assessment (HQA), jest wskaźnikiem naturalności siedliska, który oddaje różnorodność naturalnych elementów morfologicznych cieków oraz doliny rzecznej. Drugi wskaźnik, Habitat Modification Score (HMS), określa sumaryczny stopień antropogenicznych zmian w hydromorfologii rzek. Indeksy HMS i HQA zostały przystosowane na potrzeby Ramowej Dyrektywy Wodnej i mogą być z powodzeniem stosowane jako parametry wspomagające ocenę stanu ekologicznego rzek. W Katedrze Ekologii i Ochrony Środowiska Uniwersytetu Przyrodniczego w Poznaniu opracowano modyfikację wskaźnika HMS, zwiększającą jego przydatność w ocenie stanu ekologicznego rzek. Opiera się ona głównie na zmianie zasad punktowania modyfikacji brzegów i dna koryta, m.in. różne rodzaje umocnień otrzymują różną liczbę punktów cząstkowych HMS, w zależności od tego, jaki jest ich wpływ na organizmy wodne. W latach 2002–2008 przeprowadzono badania na ponad 380 stanowiskach zlokalizowanych w 215 rzekach na terenie całej Polski. Określono ich stan ekologiczny Makrofitową Metodą Oceny Rzek oraz stan hydromorfologiczny metodą River Habitat Survey. Obliczone wartości indeksów HQA i HMS pozwoliły zaklasyfikować przebadane stanowiska do pięciu klas stanu hydromorfologicznego. Wskaźniki te były istotnie skorelowane z makrofitowymi indeksami stanu ekologicznego (MIR, MTR, IBMR) oraz wybranymi parametrami fizyko-chemicznymi wody. Syntetyczne wskaźniki hydromorfologiczne okazały się szczególnie przydatne w ustalaniu warunków referencyjnych poszczególnych typów wód płynących oraz w rozróżnieniu bardzo dobrego od dobrego stanu ekologicznego.

---

## CZYSTOŚĆ WÓD JEZIOR W PÓŁNOCNO-WSCHODNIEJ CZĘŚCI BORÓW TUCHOLSKICH

EWA KILAŃCZYK<sup>1</sup>, JAN CZEPAS<sup>2</sup>, KRZYSZTOF GWOŹDZIŃSKI<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Zakład Mikrobiologii, Uniwersytet Świętokrzyski, 25-406 Kielce

<sup>2</sup>Katedra Biofizyki Molekularnej Uniwersytet Łódzki, 90-237 Łódź  
e-mail: kgwozdz@biol.uni.lodz.pl

W 2008 r. dokonano oceny jakości wód siedmiu jezior położonych na terenie nadleśnictwa Kaliska w części północno-wschodniej Borów Tucholskich. Były to jeziora: Borzechowskie, Niedackie, Ocypel, Czechowskie, Wygonin, Struga i Wielkie. Określono profile termiczno-tlenowe oraz parametry fizykochemiczne stosowane w podstawowym monitoringu wód takie jak: ChZT, utlenialność, BZT<sub>5</sub>, azot amonowy, azotanowy i całkowity, fosforany oraz fosfor całkowity, chlorofil, przejrzystość wód, odczyn, stężenie jonów siarczanowych i chlorkowych oraz stan sanitarny. Próby wody pobierane były zaraz po zejściu lodu oraz w czasie stagnacji letniej na dwóch stanowiskach Jeziora Borzechowskiego oraz po jednym stanowisku w pozostałych jeziorach w miejscach największej głębokości. Wody jeziora Niedackiego charakteryzowały się najniższymi wartościami ChZT (5,4 mg O<sub>2</sub> dm<sup>-3</sup>) oraz najniższą utlenialnością (2,73 mg O<sub>2</sub> dm<sup>-3</sup>) niż wody innych jezior oraz Jeziora Borzechowskiego odpowiednio 7,5 mg O<sub>2</sub> dm<sup>-3</sup> i 4,7 mg O<sub>2</sub> dm<sup>-3</sup>. Najwyższą przejrzystość wód obserwowano w wodach jeziora Niedackiego i Wygonin najniższą w wodach jezior Ocypel, Wielkie, Struga. Najniższe przewodnictwo elektrolityczne obserwowano w jeziorze Wygonin (< 200 μS cm<sup>-1</sup>) oraz Niedackim (350 μS cm<sup>-1</sup>). Przewodnictwo w wodach pozostałych jezior oscylowało wokół < 400 μS cm<sup>-1</sup>. Odczyn wód jezior wynosił powyżej pH 7,3, a w jeziorze Wielkim pH 8,3. Najlepszym stanem pod względem sanitarnym charakteryzowały się jeziora: Niedackie i Czechowskie (I klasa), pozostałe były w III klasie. Pozostałe wskaźniki fizykochemiczne również były niskie i pozwoliły na sklasyfikowanie wód tego jeziora Niedackiego do I klasy czystości. Wody jezior Borzechowskiego i Czechowskiego zostały sklasyfikowane pod względem parametrów fizykochemicznych do II klasy czystości. Wody pozostałych jezior: Wygonin, Ocypel, Struga i Wielkie były bogate w pierwiastki biogenne, charakteryzowały się wysokim wskaźnikiem BZT<sub>5</sub>, dużym stężeniem chlorofilu i suchej masy sestonu, słabym natlenieniem hypolimnionów (w przypadku jezior stratyfikowanych) i zostały zaliczone do III klasy czystości. Na przykładzie badanych jezior dość wyraźnie widać postępującą eutrofizację wód, do której przyczyniają się budowane w okolicy ośrodki wypoczynkowe. Tak stało się w przypadku jeziora Ocypel, którego wody są w III klasie czystości, a jego los podzieli wkrótce jezioro Borzechowskie, które jest również silnie eksploatowane pod względem turystycznym.

---

## IDENTYFIKACJA JEZIOR REFERENCYJNYCH NA PODSTAWIE ANALIZY KRYTERIÓW PRESJI

AGNIESZKA KOLADA

Instytut Ochrony Środowiska  
ul. Kolektorska 4, 01-692 Warszawa

Zgodnie ze współczesnym podejściem do oceny wód, promowanym przez Ramową Dyrektywę Wodną (EC 2000), stan ekosystemów wodnych (stan ekologiczny) określany jest przez porównanie stanu istniejącego ze stanem oczekiwanym w warunkach niezaburzonych na skutek działalności człowieka, czyli w warunkach referencyjnych. Stan referencyjny charakteryzuje się nieprzekształconą strukturą i prawidłowym funkcjonowaniem zespołów organizmów wodnych. Jedną z metod ustalania warunków referencyjnych jest tzw. metoda przestrzenna, czyli analiza danych biologicznych z istniejących stanowisk, niepodanych lub poddanych jedynie znikomej presji antropogenicznej. W metodzie tej właściwe ustalenie warunków odniesienia jest silnie uzależnione od wyboru stanowisk, które będą stanowiły podstawę opracowania charakterystyki elementów biologicznych. Celem pracy było przedstawienie różnych metod wyboru stanowisk referencyjnych oraz porównanie wyników uzyskanych przy ich zastosowaniu. Identyfikacji jezior referencyjnych dokonano na podstawie wyników badań 84 nizinnych jezior polskich, obejmujących szerokie spektrum uwarunkowań morfometrycznych, hydrograficznych i zlewniowych, jakości wód oraz oddziałujących presji. Określenia stopnia nasilenia presji antropogenicznej dokonano na podstawie wybranych parametrów presji, jak zagospodarowanie zlewni całkowitej, wielkość punktowych źródeł zanieczyszczeń, liczba miast i wsi w zlewni bezpośredniej oraz presja turystyczna. Przetestowano trzy metody: – prosty system punktacyjny, tzw. kumulatywny wskaźnik presji (KWP), wyrażający sumę punktów przypisanych wszystkim analizowanym parametrom presji oddziałujących na jeziora; – metodę aglomeracyjną (analiza skupień metodą Warda z zastosowaniem euklidesowej miary odległości), gdzie jako zmienne charakteryzujące jezioro wykorzystano wybrane parametry presji; – metodę wielowymiarową (analiza kanonicznej korespondencji CCA, umożliwiającą badanie zależności pomiędzy presją oddziałującą na ekosystem a strukturą zespołów biologicznych), gdzie jako zmienne środowiskowe przyjęto wybrane parametry presji, a jako zmienne charakteryzujące jezioro – skład syntaksonomiczny roślinności wodnej i szuwarowej. Na podstawie trzech przedstawionych metod wybrano 11 jezior spełniających kryteria ekosystemów referencyjnych, przy czym wyniki uzyskane przy zastosowaniu poszczególnych metod były bardzo zbliżone. Najprostszą, najbardziej zgrubną, a także najbardziej subiektywną metodą był kumulatywny wskaźnik presji (KWP). Znacznie bardziej obiektywną metodą okazała się analiza skupień, dzięki której możliwe było wydzielenie grup jezior o podobnej charakterystyce presji. Analiza kanonicznej korespondencji, która obok parametrów presji, uwzględniała także zmienność zespołów organizmów wodnych, pozwala uzyskać najbardziej wiarygodny obraz warunków referencyjnych. Warto podkreślić, że pomimo znacznego obiektywizmu technik wielowymiarowych, w każdej z testowanych metod niezbędne okazało się zastosowanie dodatkowo opinii eksperckiej. Z tego względu, przy wyborze stanowisk



referencyjnych zalecane jest zastosowanie więcej niż jednej metody, z wykorzystaniem także wiedzy eksperckiej. Dopiero analiza danych biologicznych z właściwie wybranych stanowisk referencyjnych może być podstawą do opracowania warunków odniesienia do oceny stanu ekologicznego.

## MEANDRY WDRAŻANIA RAMOWEJ DYREKTYWY WODNEJ UE W POLSCE CO DALEJ Z INDEKSEM MAKROBEZKRĘGOWCÓW?

ANDRZEJ KOWNACKI

Zakład Biologii Wód im. Karola Starmacha, Instytut Ochrony Przyrody PAN  
al. A. Mickiewicza 33, 31-120 Kraków, e-mail: kownacki@iop.krakow.pl

Przystąpienie do Unii Europejskiej zobowiązało Polskę do przyjęcia ustaw unijnych w tym również „Ramowej Dyrektywy Wodnej UE” i zmianę krajowego prawodawstwa. W odróżnieniu od polskiego prawa preferującego ocenę jakości wód powierzchniowych na podstawie parametrów chemicznych, Dyrektywa kładzie nacisk na ocenę biologiczną. Jednym z elementów, na którym opiera się ocena wód, są makrobezkręgowce bentosowe. Jeszcze przed przystąpieniem Polski do UE prowadzono szeroko zakrojone badania mające na celu opracowanie polskiej metody oceny i klasyfikacji rzek na podstawie makrobezkręgowców. Wyniki tych badań zostały wykorzystane w Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 11 lutego 2004 r. w sprawie klasyfikacji wód powierzchniowych i podziemnych (Dz.U. 32, poz. 284). Zgodnie z tym rozporządzeniem przeprowadzono klasyfikacje wielu rzek polskich, uwzględniając również makrobezkręgowce. Klasyfikacja oparta na makrobezkręgowcach wykazała stosunkowo dużą zbieżność z oceną uzyskaną na podstawie wskaźnika okrzemkowego (OMIDIA), były natomiast istotne różnice w porównaniu z oceną chemiczną. W ramach wspólnej strategii wdrażania RWD przeprowadzono interkalibracje wyników oceny rzek m.in. uzyskanych na podstawie metod opartych na faunie bentosowej. Metoda polska (BMWP-PL weryfikowane przez wskaźnik bioróżnorodności Margalefa) zastosowana do małych rzek nizinnych została pozytywnie zinterkalibrowana (Commisson decision of 30 October 2008). Wcześniej jednak wyszło kolejne Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 20 sierpnia 2008 w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych (Dz. U. 162, poz. 1008), które nie rekomenduje żadnej metody oceny rzek na podstawie makrobezkręgowców. W tej sytuacji realizacja założeń RDW i ustawy sejmowej „Polityka ekologiczna państwa w latach 2009–2012 z perspektywą do roku 1916” z 22 maja 2009, które nakazują osiągnięcie do końca 2015 r. dobrego stanu chemicznego i ekologicznego wód powierzchniowych, stają pod znakiem zapytania.

FITOPLANKTON – ELEMENT OCENY STANU EKOLOGICZNEGO JEZIOR  
ZLEWNI RZEKI WELAGNIESZKA NAPIÓRKOWSKA-KRZEBIETKE<sup>1</sup>, AGNIESZKA PASZTALENIEC<sup>2</sup>,  
ANDRZEJ HUTOROWICZ<sup>1</sup><sup>1</sup>Instytut Rybactwa Śródlądowego  
ul. Oczapowskiego 10, 10-719 Olsztyn, e-mail: akrzebietke@infish.com.pl, ahut@infish.com.pl<sup>2</sup>Instytut Ochrony Środowiska  
ul. Kolektorska 4, 01-692 Warszawa, e-mail: paszta@ios.edu.pl

Prezentowane wstępne wyniki są efektem badań prowadzonych w zlewni nizinnej rzeki Wel (Polska Centralna) o powierzchni 791 km<sup>2</sup>, w ramach polsko-norweskiego projektu DeWELopment, pt. „Rozwój i walidacja metod zintegrowanej oceny stanu ekologicznego rzek i jezior na potrzeby planów gospodarowania wodami w dorzeczu”. Zostaną wykorzystane do pełnej i zintegrowanej oceny stanu ekologicznego wód powierzchniowych, zgodnej z wymogami Dyrektywy Parlamentu Europejskiego 2000/60/WE tzw. Ramowej Dyrektywy Wodnej (RDW). Badano 10 przepływowych jezior o powierzchni od 52,72 do 584,73 ha i głębokości maksymalnej od 5,2 do 34,7 m, które należą do trzech różnych typów abiotycznych polskich jezior nizinnych: Dąbrowa Wielka (stratyfikowane, niski współczynnik Schindlera), Dąbrowa Mała, Rumian, Grądy, Lidzbarskie, Kiełpińskie (stratyfikowane, wysoki współczynnik Schindlera) oraz Tarczyńskie, Zarybinek, Hartowieckie i Zwiniarz (niestratyfikowane, wysoki współczynnik Schindlera). Badane zbiorniki poddane są zróżnicowanej antropopresji. Są bezpośrednim lub pośrednim odbiornikiem ścieków, które odprowadzane są do rzeki Wel z oczyszczalni miejskich w Lidzbarku Welskim, Dąbrównie i Rybnie, z ferm hodowlanych, mleczarni, gorzelni itp. W 2005 r. woda w rzece należała głównie do III klasy, jedynie w okolicach Lidzbarka Welskiego do IV klasy czystości. Od kwietnia 2009 r. prowadzone są ilościowe i jakościowe badania algologiczne, które będą trwać do końca sezonu wegetacyjnego. Zintegrowane próby wody są pobierane w odstępach miesięcznych, z warstwy eufotycznej (cyrkulacja wiosenna i jesienna) lub z epilimnionu (stagnacja letnia). Równoległe prowadzone są badania fizyczno-chemiczne wody (SD, pH, przewodność elektrolityczna, zasadowość, natlenienie, koncentracja związków azotu i fosforu) oraz oznaczane stężenie chlorofilu *a* i fikocyjaniny. Wiosną biomasa glonów planktonowych w badanych jeziorach mieściła się w zakresie od około 7 do 28 mg dm<sup>-3</sup>. Największą biomasę fitoplanktonu zanotowano w jeziorach Lidzbarskim, Dąbrowa Mała i Grądy, które są poddane największej antropopresji, natomiast najmniejszą w jeziorze Kiełpińskim (zlewnia leśna) i Hartowieckim. Dominowały głównie okrzemki (*Cyclotella*, *Stephanodiscus*, *Fragilaria*, *Asterionella*), kryptofity (*Cryptomonas*, *Rhodomonas*) i dinofity (*Gymnodinium*, *Peridinium*). Zróżnicowanie biomasy odpowiadało zróżnicowaniu wartości koncentracji chlorofilu *a* od 19 µg dm<sup>-3</sup> (Kiełpińskie) do 60 µg dm<sup>-3</sup> (Dąbrowa Mała). Biomasa sinic w jeziorach nie przekraczała 6% biomasy ogólnej, a zanotowane wartości fikocyjaniny (mierzone jako liczba komórek w 1 cm<sup>3</sup>) wahały się od 160 do 3400 komórek cm<sup>-3</sup>. Rozwojowi fitoplanktonu sprzyjały korzystne warunki środowiskowe: temperatura wody do 11,5°C, zawartość azotu ogólnego do 1,64 mg N dm<sup>-3</sup> i fosforu ogólnego do 0,097 mg P dm<sup>-3</sup>. Duża biomasa fitoplanktonu powodowała dobre natlenienie (od 15 do 23 mg O<sub>2</sub> dm<sup>-3</sup>) i stosunkowo małą przezroczystość wody (SD mieściło się w granicach 0,9–1,6 m).

---

## TESTOWANIE FITOPLANKTONOWYCH METOD OCENY STANU EKOLOGICZNEGO WÓD JEZIOR

AGNIESZKA PASZTALENIEC

Instytut Ochrony Środowiska, Zakład Metod Oceny i Monitoringu Wód,  
ul. Kolektorska 4, 01-692 Warszawa, e-mail: paszta@ios.edu.pl

Zbiorowisko glonów planktonowych jest jednym z pięciu zespołów organizmów (obok makrofitów, fitobentosu, makrobezkręgowców i ryb), będących elementem oceny stanu ekologicznego wód powierzchniowych w Ramowej Dyrektywie Wodnej (RDW) (2000/60/EC, EU, 2000). Według RDW metoda oceny i klasyfikacji wód musi uwzględniać takie aspekty fitoplanktonu jak: skład taksonomiczny, obfitość (liczebność, biomasa koncentracja chlorofilu *a*) oraz częstotliwość i intensywność występowania zakwitów. Metody oceny, uwzględniające wymienione powyżej parametry, są w trakcie opracowywania lub też są już stosowane przez niektóre kraje Unii Europejskiej. Prezentacja jest próbą oceny stanu ekologicznego wybranych jezior Polski, za pomocą metod stosowanych do oceny nizinnych jezior węgierskich i niemieckich, w celu porównania sposobów oceny znacznie różniących się podejściem metodologicznym. Metody testowano, opierając się na danych fitoplanktonowych uzyskanych w trakcie badań jednorocznych (kwiecień – wrzesień) czterech jezior płytkich (średnia głębokość 1,6–4,6 m) Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego oraz trzech jezior głębokich (śr. gł. 6,1–10,1 m) położonych na terenie Welskiego Parku Krajobrazowego. Zintegrowane próby wody pobierano z warstwy eufotycznej lub z epilimnionu, w najgłębszym miejscu zbiornika. Według wymogów metody węgierskiej, strukturę fitoplanktonu przedstawiono za pomocą udziałów procentowych grup funkcjonalnych w biomase ogólnej, a na tej podstawie, uwzględniając zróżnicowaną typologię jezior, obliczono służący ocenie stanu ekologicznego indeks Q. Niemiecki indeks PSI (Phyto-See-Index) jest wskaźnikiem wieloparametrycznym obligatoryjnie zawierającym metryki: „biomasa”, „klasy glonów” oraz wskaźnik PTSI (Phytoplankton-Taxa-Seen-Index), oparte na danych o biomacie gatunków i grup taksonomicznych, koncentracji chlorofilu *a*, obecności gatunków indykatorowych oraz wartościach parametrów fizykochemicznych (przezroczystość wody – SD, koncentracja związków azotu i fosforu – TN, TP). Wyniki wskazują na duże zróżnicowanie stanu ekologicznego pomiędzy badanymi jeziorami. Mimo iż wszystkie badane zbiorniki zaliczane są do eutroficznych, zastosowane metody klasyfikują je w szerokim zakresie, od dobrego, poprzez umiarkowany i słaby do złego stanu ekologicznego. Wydaje się, że obie metody są wiarygodne w ocenie stanu ekologicznego nizinnych jezior Polski, przy czym kluczowe znaczenie ma właściwe umieszczenie jeziora w odpowiadającym mu typie abiotycznym oraz prawidłowe analizy taksonomiczne, przede wszystkim gatunków dominujących.

Badania częściowo finansowane przez Polsko-Norweski Fundusz Badań Naukowych w ramach projektu DeWELopment nt. „Rozwój i walidacja metod zintegrowanej oceny stanu ekologicznego wód i jezior na potrzeby planów gospodarowania wodami w dorzeczu”

---

**OCENA HYDROMORFOLOGICZNA JEZIOR W POLSCE Z WYKORZYSTANIEM  
BRYTYJSKIEJ METODY LAKE HABITAT SURVEY (LHS)****KRZYSZTOF SKOCKI, HANNA SOSZKA, MAŁGORZATA GOŁUB, AGNIESZKA KOLADA**Instytut Ochrony Środowiska, Zakład Metod Oceny i Monitoringu Wód  
ul. Kolektorska 4, 01-692 Warszawa, e-mail: krzysztof.skocki@ios.edu.pl

Ocena stanu ekologicznego wód powierzchniowych, zgodnie z Ramową Dyrektywą Wodną, wymaga określenia środowiska abiotycznego jezior oraz rzek. Ocena hydromorfologiczna, jako metoda wspierająca, obejmuje warunki morfologiczne oraz reżim hydrologiczny. Metoda Lake Habitat Survey (LHS) przygotowana w Wielkiej Brytanii (John Rowan), ciągle udoskonalana, została przyjęta do testowania w wielu krajach Europy. Metoda obejmuje badania terenowe jezior na 10 równomiernie rozmieszczonych poligonach badawczych (Hab-Ploty, HP), oraz obserwację całej linii brzegowej jeziora, jak również cech (także presji) oddziałujących na całe jezioro. Poligon HP obejmuje litoral, brzeg i strefę nadbrzeżną. Metoda LHS była testowana w Polsce od 2006 r. w ramach projektu finansowanego przez Ministerstwo Nauki i Szkolnictwa Wyższego. W metodzie LHS rejestrowane są cechy występujące w następujących strefach: litoral, strefa brzegowa oraz strefa nadbrzeżna (dwie strefy: 15 i 50 m od grzbietu skarpy). Presje antropogeniczne są rejestrowane w obrębie całego Hab-Plotu (np. zabudowa, drogi i koleje, campingi, porty, grunty orne). Dla całego jeziora rejestrowane są także parametry linii brzegowej. Dodatkowo rejestrowane są także presje oddziałujące na całe jezioro, np. żegluga, bagrowanie dna, obecność łodzi motorowych, kąpieliska. Dla przeprowadzenia badań przeanalizowano ponad 20 jezior. Jeziora te wydają się przydatne dla oceny metody LHS, gdyż obejmują różne typy zagospodarowania ich otoczenia (pola, łąki, lasy) oraz presji antropogenicznej (zabudowa rekreacyjna, obozowiska). Wydaje się, że istnieje możliwość oraz potrzeba wykorzystania metody LHS lub metody zbliżonej do LHS dla oceny hydromorfologicznej jezior w Polsce. Nasze doświadczenia z wykorzystaniem formularzy terenowych dla dwóch polskich jezior (jez. Górskie i jez. Ciechomickie, Pojezierze Gostynińskie, centralna Polska) pokazują, że tego typu ocena hydromorfologiczna dobrze opisuje modyfikacje linii brzegowej, otoczenia oraz samych jezior. Potrzebne jest jednak lepsze zdefiniowanie niektórych terminów używanych w oryginalnym formularzu terenowym. Dodatkowo widzimy możliwość i potrzebę wykorzystania wysokorozdzielczych danych teledetekcyjnych przy ocenie metodą LHS w Polsce. Analizy terenowe zarówno z łodzi, jak i z lądu (zgodnie z metodologią LHS) generują wiele błędów związanych z wyróżnieniem stref, a także w ocenie pokrycia terenu, szczególnie w strefie 15–50 m, ze względu na słabą widoczność oraz trudnościami w określaniu odległości do obiektów. W wielu przypadkach wykorzystanie danych teledetekcyjnych pozwala wypełnić luki w obserwacjach naziemnych. Ostatnio przygotowywany jest nowy wzór formularza terenowego dla oceny hydromorfologicznej polskich jezior, opartego na formularzu LHS oraz z wykorzystaniem innych koncepcji stosowanych w Europie. Jest on znacznie uproszczony oraz specjalnie przystosowany do wykorzystania na polskich jeziorach. Zaproponowano pewne zmiany w systemie umiejscawiania Hab-Plotów, jednak konstrukcja formularza zapewnia możliwość wyliczania wskaźników LHMS oraz LHQA na tych samych zasadach jak w oryginalnej metodzie LHS.

---

OCENA STANU EKOLOGICZNEGO RZEK W OPARCIU O ICHTIOFAUNĘ  
NA PRZYKŁADZIE ZLEWNI NARWI

JACEK SZLAKOWSKI<sup>1</sup>, PAWEŁ BURAS<sup>1</sup>, WIESŁAW WIŚNIEWOLSKI<sup>1</sup>, PAWEŁ PRUS<sup>1</sup>,  
IRENA BORZĘCKA<sup>1</sup>, IWONA KOSTRZEWSKA-SZLAKOWSKA<sup>2</sup>, JANUSZ LIGIĘZA<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Zakład Rybactwa Rzecznego, Instytut Rybactwa Śródlądowego im. St. Sakowicza  
Zabieniec ul. Główna 48, 05-500 Piaseczno, e-mail: rzeki@infish.com.pl

<sup>2</sup> Centrum Badań Ekologicznych PAN, Dziekanów Leśny  
ul. M. Konopnickiej 1, 05-092 Łomianki

Ramowa Dyrektywa Wodna (RDW) określa ramy działania mające prowadzić do poprawy jakości ekologicznej wód powierzchniowych krajów Wspólnoty. Podstawą oceny stanu ekologicznego wód mają być elementy biologiczne, takie jak: fitoplankton, fitobentos, makrofity, bezkręgowce denne i ryby. Pierwszą z metod wykorzystującą zespoły ryb w ocenie stanu ekologicznego rzek stał się opracowany w latach 80. XX w. w USA Wskaźnik Integralności Biotycznej (Index of Biotic Integrity, *IBI*). Wykorzystując doświadczenia *IBI*, opracowano w 2004 r. Europejski Wskaźnik Ichtiologiczny (European Fish Index, *EFI*), który w zamierzeniu miał zapewnić standardowe narzędzie wspomagające realizację Ramowej Dyrektywy Wodnej. Do sporządzenia i testowania wskaźnika *EFI* wykorzystano archiwalne dane z elektropołów prowadzonych w rzekach kilkunastu krajów, przeważnie z Europy zachodniej i południowej. Testowanie przydatności wskaźnika dla oceny rzek nizinnych, przeważających w północno-wschodnich regionach UE wykazało znaczną rozbieżność wyników uzyskanych za pomocą wskaźnika *EFI* z oceną dokonywaną innymi metodami. W związku z ograniczeniami stosowalności wskaźnika *EFI* w latach 2007–2009 zrealizowano projekt: „Udoskonalenie i rozszerzenie przestrzenne Europejskiego Wskaźnika Ichtiologicznego *EFI+*”. Wynikiem tego projektu jest nowy wskaźnik oceny stanu ekologicznego wód opartego na ichtiofaunie (*EFI+*).

Rzeki północno-wschodniej Polski cechują się stosunkowo niewielkim przekształceniem antropogenicznym, a ich bliski naturalnemu charakter widoczny jest szczególnie w fragmentach rzek położonych w parkach narodowych (Biebrzańskim i Narwiańskim). Na przykładzie ichtiofauny Narwi w Narwiańskim Parku porównano wyniki oceny stanu ekologicznego za pomocą trzech wymienionych wyżej metod: Wskaźnika Integralności Biotycznej (*IBI*), Europejskiego Wskaźnika Ichtiologicznego (*EFI*) oraz Rozszerzonego Europejskiego Wskaźnika Ichtiologicznego (*EFI+*). Wskazano na ograniczenia stosowalności ogólnoeuropejskich metod (*EFI* i *EFI+*) w odniesieniu do rzek nizinnych, szczególnie typu organicznego, jakie dominują w zlewni Narwi. Poddano także analizie przyczyny rozbieżności wyników oceny uzyskanych za pomocą omawianych metod.

---

## KLASYFIKACJA WÓD PŁYNĄCYCH W POLSCE Z ZASTOSOWANIEM MAKROFITOWEJ METODY OCENY RZEK

KRZYSZTOF SZOSZKIEWICZ, JANINA ZBIERSKA, SZYMON JUSIK, TOMASZ ZGOŁA

Katedra Ekologii i Ochrony Środowiska, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu  
ul. Wojska Polskiego 28, 60-637 Poznań, e-mail: kszoszk@up.poznan.pl

Ocena jakości wód, poprzez określenie ich stanu ekologicznego, jest nowym podejściem stosowanym w monitoringu zgodnym z założeniami Ramowej Dyrektywy Wodnej, która aktualnie obowiązuje w całej Unii Europejskiej. Makrofity należą do organizmów wykorzystywanych do oceny stanu ekologicznego i muszą być uwzględnione w ocenie i klasyfikacji rzek. W Katedrze Ekologii i Ochrony Środowiska Uniwersytetu Przyrodniczego w Poznaniu opracowana została Makrofitowa Metoda Oceny Rzek (MMOR), która od roku 2007 wykorzystywana jest na potrzeby monitoringu krajowego wód płynących w Polsce. Opiera się ona na ilościowej i jakościowej ocenie składu gatunkowego roślin wodnych i pozwala na określenie stopnia degradacji rzek, przede wszystkim w odniesieniu do ich trofii. Podstawą oceny stanu ekologicznego rzek w metodzie MMOR jest syntetyczny wskaźnik – Makrofitowy Indeks Rzeczny (MIR). W latach 2002–2007 przeprowadzono badania wód na ponad 550 stanowiskach (w jednolitych częściach wód) zlokalizowanych na 208 rzekach na terenie całej Polski niżowej. Metoda MMOR pozwoliła na określenie ich stanu ekologicznego wg wymagań Ramowej Dyrektywy Wodnej. Wykazano, że pod względem zróżnicowania roślin wodnych rzeki nizinne Polski grupują się w trzech typach makrofitowych: rzeki kamienisto-żwirowe, rzeki piaszczyste i rzeki organiczne. Obliczone wartości indeksu MIR pozwoliły zaklasyfikować wody w przebadanych rzekach do pięciu klas stanu ekologicznego. W stanie bardzo dobrym znalazło się 65 stanowisk, w dobrym – 261, w umiarkowanym – 167, w słabym – 44, a w złym – 13 odcinków badanych rzek. Stwierdzono wysoki stopień korelacji między indeksem MIR a stężeniem fosforu w wodzie. Obecnie trwają prace nad oceną stanu ekologicznego rzek wyżynnych i górskich, a także nad interkalibracją systemu MMOR z innymi metodami makrofitowymi stosowanymi w Europie.

## EMISJA METANU Z OSADÓW WYBRANYCH ZBIORNIKÓW ZAPOROWYCH W POLSCE

ADRIANA TROJANOWSKA, MARTA KURASIEWICZ

Pracownia Geologii Izotopowej i Geoekologii, Instytut Nauk Geologicznych  
Uniwersytet Wrocławski, ul. Cybulskiego 30, 50-205 Wrocław, e-mail: adriana.trojanowska@ing.uni.wroc.pl

Zbiorniki zaporowe stanowią jedno z ważniejszych źródeł emisji metanu, który zgodnie z ostatnimi szacunkami w 20% odpowiedzialny jest za zjawisko globalnego ocieplania klimatu. W skali globalnej emisje metanu ze zbiorników zaporowych ocenia się na

$104 \pm 7.2$  Tg CH<sub>4</sub> rocznie. Szacunki te zostały oparte na badaniach tylko 30 zbiorników na świeczie, głównie brazylijskich, indyjskich i kanadyjskich.

Celem podjętych badań było oszacowanie ilości metanu emitowanego z osadów wybranych zbiorników zaporowych w Polsce oraz wyjaśnienie przestrzennej zmienności tego procesu w powiązaniu z głębokością, zawartością materii organicznej i uwodnieniem osadów, pH, potencjału redox, ogólnej liczby bakterii. Skład izotopowy węgla w metanie ( $\delta^{13}\text{C}(\text{CH}_4)$ ) wykorzystano jako wskaźnik dominującej ścieżki syntezy metanu w osadzie. Wyniki badań odniesiono również do charakterystyki hydrologicznej miejsc poboru prób.

Badania zostały przeprowadzone na 5 zbiornikach zaporowych różniących się warunkami hydrologicznymi oraz hydrochemicznymi: Mietków, Turawa, Sulejowski, Włocławski i Siemianówka. Próby gazu i osadów ze zbiorników pobierano w kilkunastu punktach rozmieszczonych randomicznie na całej powierzchni każdego z akwenów. Podczas poboru prób wykonywano pomiary ilości zebranego gazu oraz pH, potencjału redox osadów. Po przetransportowaniu prób do laboratorium wykonywano analizy stężenia CH<sub>4</sub> metodą chromatografii gazowej i pomiar  $\delta^{13}\text{C}(\text{CH}_4)$  na Finnigan Mat Delta E IRMS oraz uwodnienia i zawartości materii organicznej w osadach metodą wagową po suszeniu i prażeniu. Ogólna liczbę bakterii w osadzie analizowano na mikroskopie fluorescencyjnym po wybarwieniu DAPI.

Zbiorniki wykazywały duże zróżnicowanie w ilości gazu emitowanego z osadów. W zbiorniku Mietków nie zanotowano obecności metanu w znikomej ilości emitowanego gazu z osadów. Niską emisję metanu zanotowano w Zbiorniku Sulejowskim do 41 ml CH<sub>4</sub> m<sup>-2</sup> na dobę przy zawartości CH<sub>4</sub> do 18%. W pozostałych akwenach emisja gazu wynosiła średnio: 562 ml CH<sub>4</sub> m<sup>-2</sup>d<sup>-1</sup> w Zb. Siemianówka przy zawartości CH<sub>4</sub> do 71%, 58 ml CH<sub>4</sub> m<sup>-2</sup>d<sup>-1</sup> w Zbiorniku Turawskim (CH<sub>4</sub> do 36%) i 578 ml CH<sub>4</sub> m<sup>-2</sup>d<sup>-1</sup> we Włocławskim (CH<sub>4</sub> do 69%). Największe zróżnicowanie przestrzenne w ilości wydzielanego CH<sub>4</sub> z osadów zanotowano w zbiorniku Turawa, natomiast najmniejsze w Zbiorniku Włocławskim.

Jedynie w Zbiorniku Włocławskim emisja CH<sub>4</sub> była bezpośrednio związana z zawartością materii organicznej z osadów ( $r = 0,8149$ ,  $p = 0,026$ ) i jedynie w tym zbiorniku nie zanotowano związku z głębokością. Emisja CH<sub>4</sub> wykazywała związek z potencjałem redox osadów we wszystkich zbiornikach z wyjątkiem Zb. Siemianówka, natomiast z pH w zbiornikach Sulejowski i Siemianówka. Ilość wydzielanego gazu z osadów zwiększała się w dolnej części zbiornika oraz w rejonie głównego nurtu zbiorników o długim czasie retencji wody. Wartości  $\delta^{13}\text{C}(\text{CH}_4)$  wskazały, iż dominującą ścieżką syntezy metanu w zbiornikach jest fermentacja kwasu octowego z niewielkim udziałem procesów redukcji CO<sub>2</sub> w dolnej części zbiorników z tendencją do wzbogacenia węgla w lekki izotop; w Zbiorniku Sulejowskim 65,13‰ w cofce i 73,92‰ przy tamie; we Włocławskim od 60,59‰ do 71,17‰. Różnice te mogą wynikać również ze zróżnicowania składu izotopowego materii organicznej w cofce i dolnej części zbiornika.

Badania były finansowane w ramach projektu badawczo rozwojowego Ministerstwa Nauki i Szkolnictwa Wyższego Nr R1205602.