

## Ekohydrologiczna rekultywacja zbiorników rekreacyjnych jako modelowe podejście do rekultywacji zbiorników miejskich

dr Tomasz Jurczak



## Autoreferat

**1. Imię i nazwisko** Tomasz Jurczak

**2. Posiadane dyplomy, stopnie naukowe/ artystyczne – z podaniem nazwy, miejsca i roku ich uzyskania oraz tytułu rozprawy doktorskiej.**

- 2006 Stopień naukowy doktora w dziedzinie nauk biologicznych, specjalność: ekohydrologia, Wydział Biologii i Ochrony Środowiska Uniwersytetu Łódzkiego, Studia Doktoranckie Ekologii i Ochrony Środowiska, Katedra Ekologii Stosowanej;  
Rozprawa doktorska pt.: „Zastosowanie monitoringu toksyn sinicowych w celu optymalizacji technologii uzdatniania wody oraz strategii rekultywacji zbiorników zaporowych” (kierujący pracą: prof. dr hab. Maciej Zalewski)
- 2000 Tytuł magistra ochrony środowiska, specjalność: analiza skażeń środowiska, Wydział Biologii i Ochrony Środowiska Uniwersytetu Łódzkiego, Katedra Technologii Chemicznej i Ochrony Środowiska;  
Temat pracy magisterskiej: „Oznaczanie kaptoprylu w osoczu krwi ludzkiej metodą wysokosprawnej chromatografii cieczowej” (kierujący pracą: prof. dr hab. Edward Bald)

**3. Informacje o dotychczasowym zatrudnieniu w jednostkach naukowych/artystycznych.**

- 2006-obecnie adiunkt w Katedrze Ekologii Stosowanej, Wydział Biologii i Ochrony Środowiska Uniwersytetu Łódzkiego
- 2003-2006 asystent w Katedrze Ekologii Stosowanej, Wydział Biologii i Ochrony Środowiska Uniwersytetu Łódzkiego
- 2000-2003 asystent w Międzynarodowym Centrum Ekologii Polskiej Akademii Nauk w Dziekanowie Leśnym

**4. Wskazanie osiągnięcia<sup>1</sup> wynikającego z art. 16 ust. 2 ustawy z dnia 14 marca 2003 r. o stopniach naukowych i tytule naukowym oraz o stopniach i tytule w zakresie sztuki (Dz. U. 2017 r. poz. 1789).**

**a) Tytuł osiągnięcia naukowego/artystycznego,**

„Ekohydrologiczna rekultywacja zbiorników rekreacyjnych jako modelowe podejście do rekultywacji zbiorników miejskich”

**b) Publikacje wchodzące w skład zgłaszanego osiągnięcia naukowego (autor/autorzy, tytuł/tytuły publikacji, rok wydania, nazwa wydawnictwa).**

Na osiągnięcia naukowe składa się cykl 6 publikacji, których sumaryczny *Impact Factor* (według roku publikacji) wynosi: **19,185**.

Sumaryczna liczba punktów MNiSW wynosi: **185**.

<b>Lp</b>	<b>Autorzy</b>	<b>Tytuł/czasopismo</b>	<b>Punkty MNISW z roku wydania</b>	<b>Impact Factor z roku wydania</b>
<b>1</b>	Jurczak T., Wagner I., Wojtal-Frankiewicz A., Frankiewicz P., Bednarek A., Łapińska M., Kaczkowski Z., Zalewski M. 2019b.	Comprehensive approach to restoring urban recreational reservoirs. Part 1 – reduction of nutrient loading through low-cost and highly effective ecohydrological measures. Ecological Engineering 131, 81-98.	30	IF 3,023
<b>2</b>	Jurczak T., Wojtal-Frankiewicz A., Frankiewicz P., Bednarek A., Oleksińska Z., Kaczkowski Z., Zalewski M. 2019a.	Comprehensive approach to restoring urban recreational reservoirs. Part 2 – use of zooplankton as indicators for the ecological quality assessment. Science of the Total Environment 653, 1623-1640.	40	IF 4,610
<b>3</b>	Jurczak T., Wojtal-Frankiewicz A., Kaczkowski Z., Oleksińska Z., Bednarek A., Zalewski M. 2018b.	Restoration of a shady urban pond – the pros and cons. Journal of Environmental Management 217, 919-928.	35	IF 4,005
<b>4</b>	Jurczak T., Wagner I., Kaczkowski Z., Szklarek S., Zalewski M. 2018a.	Hybrid system for the purification of street stormwater runoff supplying urban recreation reservoirs. Ecological Engineering 110, 67-77.	30	IF 3,023
<b>5</b>	Szklarek S., Wagner I., Jurczak T., Zalewski M. 2018.	Sequential Sedimentation-Biofiltration System for the purification of a small urban river (the Sokolowka, Lodz) supplied by stormwater. Journal of Environmental Management 205, 201-208.	35	IF 4,005
<b>6</b>	Szulc B., Jurczak T., Szulc K., Kaczkowski Z. 2015.	The influence of the ecohydrological rehabilitation in the cascade of Arturówek reservoirs in Łódź (Central Poland) on the cyanobacterial and algae blooming. Oceanological and Hydrobiological Studies 44(2), 236-244.	15	IF 0,519
<b>SUMA:</b>			<b>185</b>	<b>19,185</b>

**c) Omówienie celu naukowego/artystycznego ww. pracy/prac i osiągniętych wyników wraz z omówieniem ich ewentualnego wykorzystania.**

„Ekohydrologiczna rekultywacja zbiorników rekreacyjnych jako modelowe podejście do rekultywacji zbiorników miejskich”

**4.1. Wprowadzenie oraz omówienie celu osiągnięcia naukowego**

Jeziora, rzeki, sztuczne zbiorniki wodne, jako najniżej położone elementy krajobrazu, są odbiornikami zanieczyszczeń spływających z obszaru zlewni m.in.: z pól uprawnych w obszarach wiejskich oraz z coraz bardziej uszczelnianych powierzchni miast. W miastach, wraz z opadami deszczu, spłukiwane są nie tylko substancje biogeniczne takie jak: azot i fosfor, ale także substancje ropopochodne, metale ciężkie, dioksyny oraz różnego rodzaju sole. Jednakże, to związki biogeniczne trafiające do zbiorników stanowią pożywkę dla organizmów zasiedlających te ekosystemy. Również presja ze strony człowieka na ekosystemy wodne staje się poważnym zagrożeniem dla jakości wód tych akwenów. Najczęstszym skutkiem wzrostu trofii zbiorników wodnych jest intensywny rozwój biomasy fitoplanktonu, charakteryzujący się dużym zagęszczeniem komórek glonów w wodzie, co może prowadzić do powstawania masowych „zakwitów” (Kawecka i Eloranta, 1994). Ekosystemami szczególnie podatnymi na proces eutrofizacji są głównie zbiorniki zaporowe i jeziora. Czynnikiem mającym decydujący wpływ na szybki rozwój zakwitów fitoplanktonowych, w tym sinicowych są przede wszystkim: wysokie stężenia związków biogenicznych (głównie azotu i fosforu) w wodzie, temperatura wody w przedziale 20-30°C i towarzyszący jej zazwyczaj długi czas retencji, bezwietrzna pogoda lub łagodny wiatr oraz pH wody w zakresie 6-9 (Paerl i Otten 2013).

Wysoka biomasa fitoplanktonu jest sygnalizowana przez zmianę barwy wody, a nawet jej zapach. Sinicowe zakwity wody tworzą się zwykle na powierzchni zbiorników, w okresie późnego lata oraz wczesnej jesieni, przyjmując postać zielono-niebieskiego kożucha lub piany (Figueiredo i in. 2004), powodując tym samym pogorszenie warunków estetycznych i uniemożliwiając rekreację. Podczas dekompozycji zakwitu może dochodzić do deficytów tlenowych, które ujemnie wpływają na organizmy wodne. Kolejnym negatywnym skutkiem występowania sinic w zbiorniku wodnym jest zdolność do produkowania przez nie toksyn szkodliwych dla zwierząt oraz ludzi (Kaebernick i Neilan 2001, Codd i in. 2005). Powoduje to, że zbiorniki rekreacyjne przestają pełnić swoją podstawową funkcję rekreacyjną i stają się poważnym zagrożeniem dla zdrowia ich użytkowników.

Kontrola czynników odpowiedzialnych za tworzenie się toksycznych zakwitów jest podstawą do określenia stanu ekosystemu (tempa zachodzących zmian i głównych czynników odpowiedzialnych za te zmiany) i stanowi punkt wyjścia do działań ochronnych i rekultywacyjnych ekosystemów wodnych. Należy jednak podkreślić, że proces rekultywacji zbiorników zaporowych oraz miejskich zbiorników retencyjnych usytuowanych w kontinuum rzeczonym jest znacznie bardziej skomplikowany od rekultywacji jezior ze względu na różnicę w dynamice procesów hydrologicznych i biologicznych w nich zachodzących.

Obecnie w celu ograniczenia sinicowych zakwitów wody znajduje zastosowanie wiele technik rekultywacji (prowadzonych w czaszy zbiornika) i ochronnych (ograniczających dopływ zanieczyszczeń do zbiornika). Działania te, mające doprowadzić do poprawy jakości wody zbiorników nadmiernie przeżyźnionych (zeutrofizowanych) (Kajak, 2001), polegają głównie na obniżeniu trofii wody poprzez redukcję czynników wpływających na jej wzrost (Kajak, 1995). Przykładem takich zabiegów są liczne techniki chemiczne (np. wytrącanie fosforu, stosowanie algicydów), fizyczne (np. destratyfikacja, napowietrzanie), biologiczne (np. biomanipulacja), hydrologiczne (np. wymiana wody) oraz mechaniczne (usuwanie osadów

dennych). Jednakże ze względu na zbyt duże koszty wiele z nich nie jest powszechnie stosowanych (Kajak, 2001).

Z kolei technikami stosowanymi dla wspomaganie procesu rekultywacji ekosystemów wodnych są metody redukcji dopływu ładunków biogenicznych do zbiornika pochodzących głównie z antropogenicznych źródeł zanieczyszczeń punktowych i obszarowych (Naiman i in. 1989, Pütz i Benndorf, 1998). Efekt taki można osiągnąć poprzez tworzenie stref buforowych z nasadzeniami roślinności, np. wierzb, w celu efektywnej alokacji ładunków azotu i fosforu dopływających do zbiornika z obszaru zlewni (Vymazal 2007, Mitsch i in. 2015), czy zdeponowania ładunków biogenicznych w trakcie wiosennych powodzi na terasach zalewowych (Wagner i Zalewski 2000). Jednakże rozwiązania te wymagają sporych powierzchni i zazwyczaj nie znajdują zastosowania np. w obszarach miejskich. W obszarach miejskich czynnikami odpowiedzialnymi za degradację tych ekosystemów są również rekreacja, wędkarstwo czy dokarmianie ptactwa wodnego.

Stosowane metody rekultywacyjne są raczej przykładem zwalczania skutków, a nie przyczyn nadmiernej trofii zbiorników, dzięki czemu należy je traktować jako techniki jedynie doraźne charakteryzujące się efektem krótkotrwałym (Kajak 1979). W literaturze spotkać można także tezę, iż proces rekultywacji nie ma praktycznego zastosowania w zbiornikach zaporowych z uwagi na duży stosunek powierzchni zlewni do powierzchni zbiornika, a tym samym wysoki poziom stężenia biogenów w zbiorniku oraz duży dopływ tych ładunków (Kajak 1995). W takich przypadkach uzyskanie i w dalszej kolejności utrzymanie dobrej jakości wód, wymaga integracji zabiegów rekultywacyjnych z zabiegami ochronnymi. Skuteczna ochrona i rekultywacja zbiorników wodnych przed konsekwencjami wzmożonej antropopresji możliwa jest dzięki zastosowaniu interdyscyplinarnej wiedzy na temat procesów zachodzących w ekosystemie wodnym i lądowym, jaką daje ekohydrologia. Podstawą tego podejścia jest regulacja procesów hydrologicznych i biologicznych zachodzących w dolinach rzecznych i zbiornikach retencyjnych, identyfikacja wzajemnych zależności pomiędzy tymi ekosystemami oraz ich oddziaływań z dynamiką i czynnikami abiotycznymi w skali zlewni (Zalewski 2015). Obecnie rozwój biotechnologii ekologicznych polegających m.in. na integracji rozwiązań hydrotechnicznych i biologicznych wydaje się być podstawowym warunkiem uzyskania i utrzymania dobrego stanu wód (Zalewski i in. 2012, Zalewski, 2015).

Obszary silnie zurbanizowane charakteryzujące się zwartą zabudową i dużą szczelnością terenu narażają miejskie ekosystemy wodne na przeciążenia hydrauliczne i wysokie stężenia zanieczyszczeń wprowadzanych do nich w wyniku opadów (Wagner, Breil 2013), zwłaszcza w pierwszej ich fazie (z ang. first flush effect) (Deletic, 1998, Acharya i in., 2010, Luo i in., 2012). Dostarczane w ten sposób znaczne ładunki zanieczyszczeń negatywnie wpływają na stan jakości wód, przyczyniając się między innymi do postępującego wzrostu ich trofii, objawiającego się okresowym (w sezonie letnim) występowaniem sinicowych zakwitów (Jurczak i in. 2012).

Dlatego, jak wykazali Janke i in. (2014), zagospodarowanie terenu oraz zarządzanie wodami mają istotny wpływ na transport zanieczyszczeń do ekosystemów wodnych. Istnieje kilka dobrze znanych koncepcji zarządzania zlewniami miejskimi, takich jak: z ang. Low Impact Development (LID), Best Management Practice (BMP) i Sustainable Urban Drainage Systems (SUDS), które są związane z technicznym zarządzaniem miejskimi zlewniami, wodami opadowymi i systemami odwadniającymi. Ostatnio także teorie ekologiczne, takie jak ekohydrologia (Zalewski, 2000, Zalewski, 2011), niebiesko-zielona infrastruktura (Gill i in., 2007, EC, 2013) czy rozwiązania bliskie naturze (z ang. Nature Based Solutions) (Scott i in. 2016, Nesshöver i in., 2017) znajdują powszechne zastosowanie w zarządzaniu wodami burzowymi w obszarach miejskich.



Celem osiągnięcia naukowego było wykazanie wpływu działań rekultywacyjnych na stan jakości wód na przykładzie miejskich zbiorników wodnych pełniących funkcje rekreacyjne (**publikacje nr 1, 2, 3, 6 osiągnięcia**) oraz możliwość stosowania skutecznych, nowatorskich rozwiązań z zakresu biotechnologii ekologicznych (**publikacje nr 4, 5 osiągnięcia**) dla ochrony tych ekosystemów wodnych przed ich postępującą degradacją w wyniku podwyższonej antropopresji.

## **4.2. Omówienie wyników badań będących podstawą osiągnięcia**

### **4.2.1. Zastosowanie biotechnologii ekologicznych z zakresu ekohydrologii dla ograniczania dopływu zanieczyszczeń wprowadzanych rzekami i kanalizacją deszczową do miejskich zbiorników retencyjnych**

Wyniki badań uzyskane w ramach koordynowanego w latach 2010-2015 projektu pt.: „Ekohydrologiczna rekultywacja zbiorników rekreacyjnych w Arturówku” (Łódź) jako modelowe podejście do rekultywacji zbiorników miejskich (EH-REK)” (LIFE08 ENV/PL/000517) finansowanego z programu LIFE+ stanowią podstawę niniejszego osiągnięcia naukowego (**publikacje nr 1-6 osiągnięcia**).

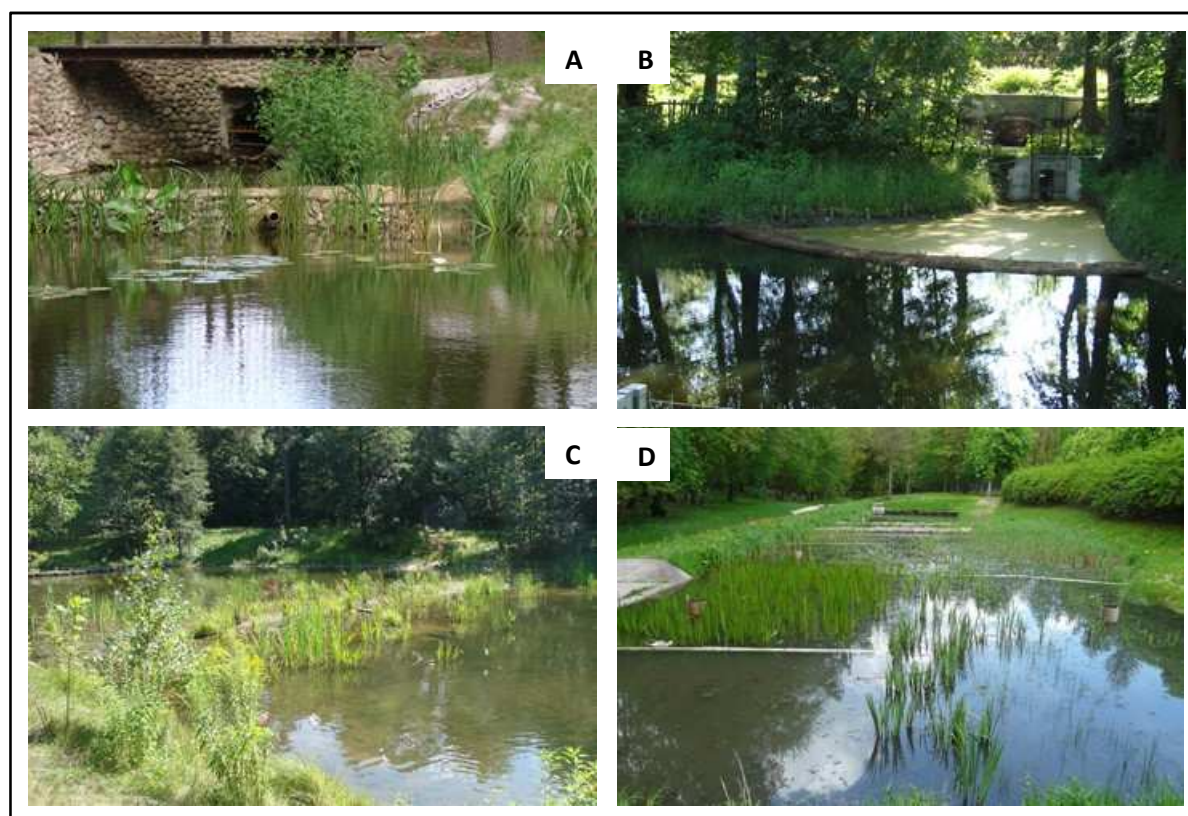
Zbiorniki w Arturówku są jednym z najważniejszych obszarów rekreacji dla mieszkańców Łodzi. Podobnie jak większość wód na terenach zurbanizowanych, znajdują się one pod znacznym wpływem oddziaływań antropogenicznych, negatywnie oddziałujących na jakość wody, a tym samym ograniczających użyteczność tego obszaru. Podejmowane w przeszłości działania dla poprawy tego stanu nie przynosiły oczekiwanych wyników. Dlatego koniecznym było podjęcie działań ograniczenie dopływu zanieczyszczeń do tych zbiorników, co umożliwiłoby ich rekreacyjne wykorzystywanie.

Projekt proponował innowacyjne podejście w zakresie: 1) skonsolidowania wiedzy dotyczącej funkcjonowania wodnych ekosystemów miejskich, 2) metod planowania i podejmowania decyzji w zarządzaniu ekosystemami wodnymi na terenach miejskich, 3) opracowania i zastosowania technologii ekohydrologicznych i ich synergii dla osiągnięcia celów wyznaczonych przez dyrektywy europejskie (Dyrektywa 2006/7/WE dotycząca zarządzania jakością wody w kąpieliskach, Ramowa Dyrektywa Wodna 2000/60/WE) oraz 4) systemu szkoleń, rozpowszechnienia wiedzy i współpracy w oparciu o współdziałanie w ramach platformy interesariuszy. Działania te miały przyczynić się do poprawy jakości wód w zbiornikach rekreacyjnych znajdujących się w Łodzi w Arturówku oraz zredukować problem corocznie pojawiających się sinic.

Projekt podzielono na pięć etapów. W latach 2010-2011 w ramach projektu realizowane były działania polegające na identyfikacji źródeł zanieczyszczeń w postaci analizy zagrożeń i szans, a także ocenie bilansu zanieczyszczeń dopływających i odpływających ze zbiorników w Arturówku. Na ich podstawie opracowano model matematyczny, który posłużył do opracowania w roku 2012 koncepcji rekultywacji zbiorników, według której zrealizowano projekty techniczne, wykonano stosowne uzgodnienia i uzyskano wymagane pozwolenia. Zgromadzona dokumentacja pozwoliła na realizację prac inwestycyjnych trwających w okresie od stycznia do czerwca 2013 r. Prace inwestycyjne mające na celu poprawę jakości rzeki Bzury i wyeliminowanie pojawiających się w zbiornikach w „Arturówku” sinic obejmowały zarówno typowe działania rekultywacyjne związane głównie z odmuleniem trzech zbiorników rekreacyjnych Arturówek dolny (AD), Arturówek środek (AŚ) i Arturówek górny (AG) oraz dwóch spośród 17 zbiorników małej retencji (Bzura-7 i Bzura-17), wymianą wody i biomanipulacją. Ponadto, skonstruowano innowacyjne systemy ograniczające dopływ zanieczyszczeń wprowadzanych do zbiorników z terenów miejskich rzeką oraz dopływami wód burzowych. Z kolei optymalizacja ich działania przeprowadzona w roku 2014, jako

kolejny etap projektu, zwiększyła skuteczność oczyszczania wody. Wykonane inwestycje miały na celu przywrócenie stanu pierwotnego zdegradowanym ekosystemom wodnym oraz ograniczenie dopływu zanieczyszczeń w przyszłości. Ostatnim elementem projektu była realizacja szkoleń dla uczniów, studentów, nauczycieli i trenerów oraz samorządowców, decydentów i instytucji monitorujących stan wód w oparciu o zastosowane w projekcie rozwiązania.

Nowatorstwo rozwiązań proponowanych w ramach projektu EH-REK wiąże się z zastosowaniem technologii łączących wiedzę z zakresu biologii, hydrologii i inżynierii wodnej (Jurczak i in. 2018a – **publikacja nr 4 osiągnięcia**). Istotą tych innowacyjnych metod jest wykorzystanie własności ekosystemów jako narzędzia do poprawy stanu środowiska i budowania zrównoważonego rozwoju. Tego typu rozwiązania noszą nazwę ekohydrologii (Zalewski 2000, Zalewski 2015). W myśl tej koncepcji, infrastruktura hydrotechniczna pozwala na sterowanie parametrami hydrologicznymi rzeki czy zbiornika, kontrolując jakość ich wody. Z kolei modyfikowanie elementów biologicznych w systemie pozwala na zmianę – i w ten sposób zarządzanie – obiegiem wody. Takie podejście nie jest powszechnie stosowane w obszarach zurbanizowanych, gdzie tradycyjnie korzysta się jedynie z rozwiązań inżynierskich, w których możliwości sterowania cyklami naturalnymi są silnie ograniczone z uwagi na ogromny wpływ człowieka na środowisko.



**Rys. 1.** Sekwencyjny system sedymentacyjno-biofiltracyjny (SSSB) skonstruowany w czaszy akwenu w miejscu dopływu rzeki Bzury do zbiornika Bzura-7 (A), Bzura-17 (B) i zbiornika Arturówek górny (C) (fot. T. Jurczak) oraz prototyp tego systemu zainstalowany na lewym brzegu rzeki Sokółówki do retencjonowania i podczyszczania wód burzowych (D) (fot. S. Szklarek).

Integracja metod hydrologicznych i biologicznych może skutecznie ograniczać dopływ zanieczyszczeń do zbiorników wodnych i redukować problem występowania sinicowych, toksycznych zakwitów wody. Przykładem takiego połączenia są zastosowane w zbiorniku

Arturówek górny oraz w zbiornikach Bzura-7 i Bzura-17 sekwencyjne systemy sedymentacyjno-biofiltracyjne (SSSB) (Rys. 1). Prototyp tego systemu wdrożono w projekcie SWITCH w latach 2006-2011 w Łodzi na rzece Sokołówce (Szklaerek i in. 2018 – **publikacja nr 5 osiągnięcia**).

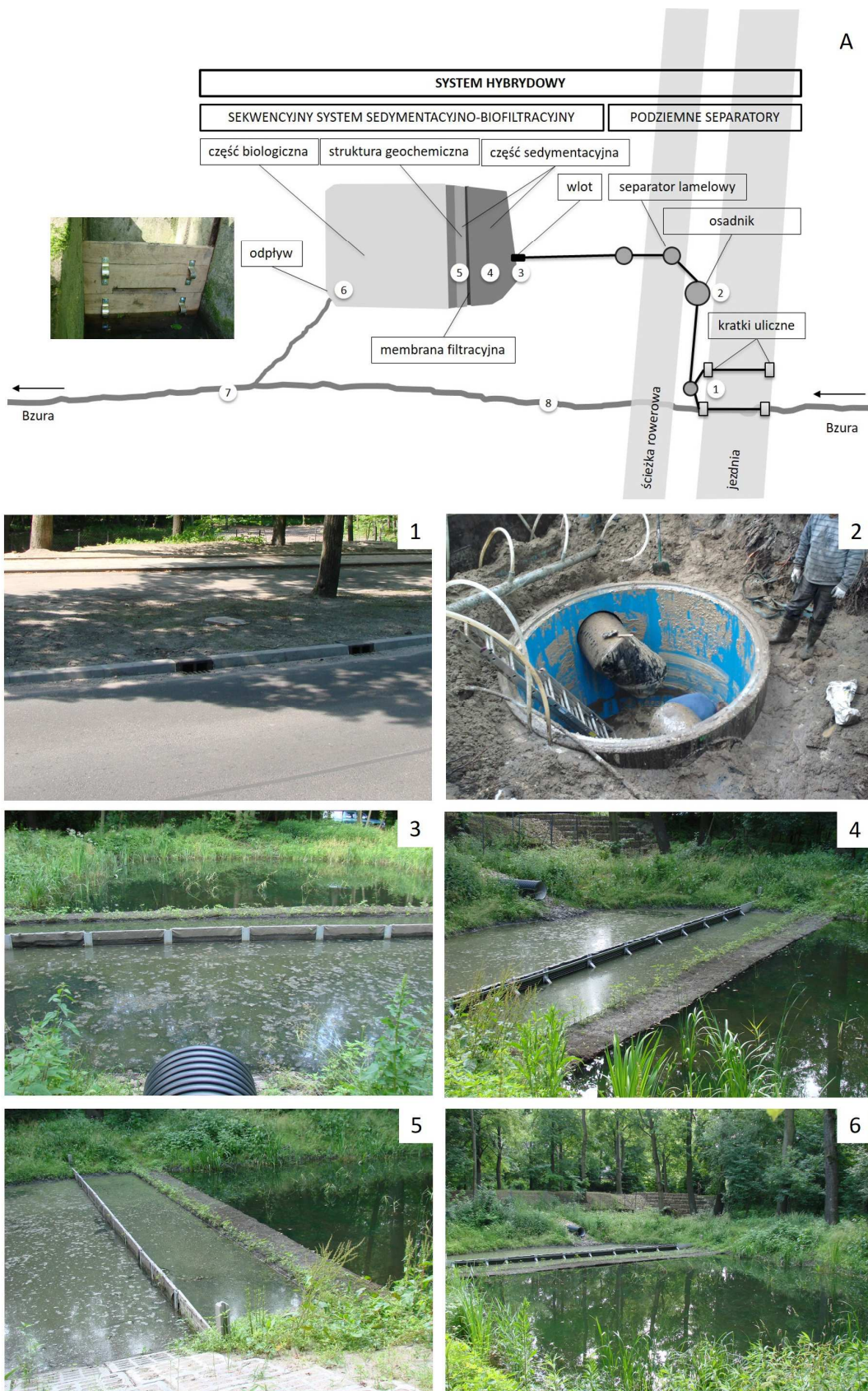
Zastosowany w Arturówku SSSB, umieszczony w czaszy zbiornika w miejscu dopływu rzeki jest podejściem wykorzystującym stosowany w oczyszczalniach sekwencyjny proces oczyszczania wód (strefa sedymentacji, strefa adsorpcji zanieczyszczeń w strukturach geochemicznych oraz strefa asymilacji zanieczyszczeń w strukturach roślin) i nie wymagającym zajmowania dodatkowej powierzchni. Jego wydajność można poprawić poprzez zastosowanie struktur wspierających proces sedymentacji i obniżających prędkość przepływu dopływającej wody. Właściwe zarządzanie tą strefą, w tym regularne monitorowanie i usuwanie nadmiaru osadów, zapewni większą wydajność i wydłuży czas pracy systemu. Skuteczność takiego systemu w usuwaniu zanieczyszczeń oszacowano na podstawie badań monitoringowych prowadzonych w roku 2014 w zbiorniku Arturówek górny (Rys. 1c), gdzie uzyskano redukcję zawiesiny dopływającej rzeką do zbiornika rzędu 90%. Jednocześnie osiągnięto redukcję całkowitych form azotu i fosforu rzędu 57%, a form jonowych ( $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{NH}_4^+$ ) tych związków od 49 do 91,3% (Jurczak i in. 2019b – **publikacja nr 1 osiągnięcia**). Opracowany system może być modyfikowany w zależności od wielkości i rodzaju dopływu zanieczyszczeń oraz morfologii i charakterystyki hydrologicznej zbiornika.

Tego typu systemy mogą być doposażone w podziemne separatory i osadniki odpowiedzialne za wstępne podczyszczanie wód obciążonych szczególnie uciążliwymi zanieczyszczeniami odprowadzanymi z ulic i parkingów (np. smary czy paliwa z pojazdów mechanicznych). Tak wzbogacone systemy (Rys. 2), noszące nazwy systemów hybrydowych, charakteryzują się znacznie wyższą skutecznością w usuwaniu zawiesiny (dochodzącą nawet do 98,6%) i substancji biogenicznych od 40% do 97,5% (Jurczak i in. 2019b – **publikacja nr 1 osiągnięcia**; Jurczak i in. 2018a – **publikacja nr 4 osiągnięcia**).

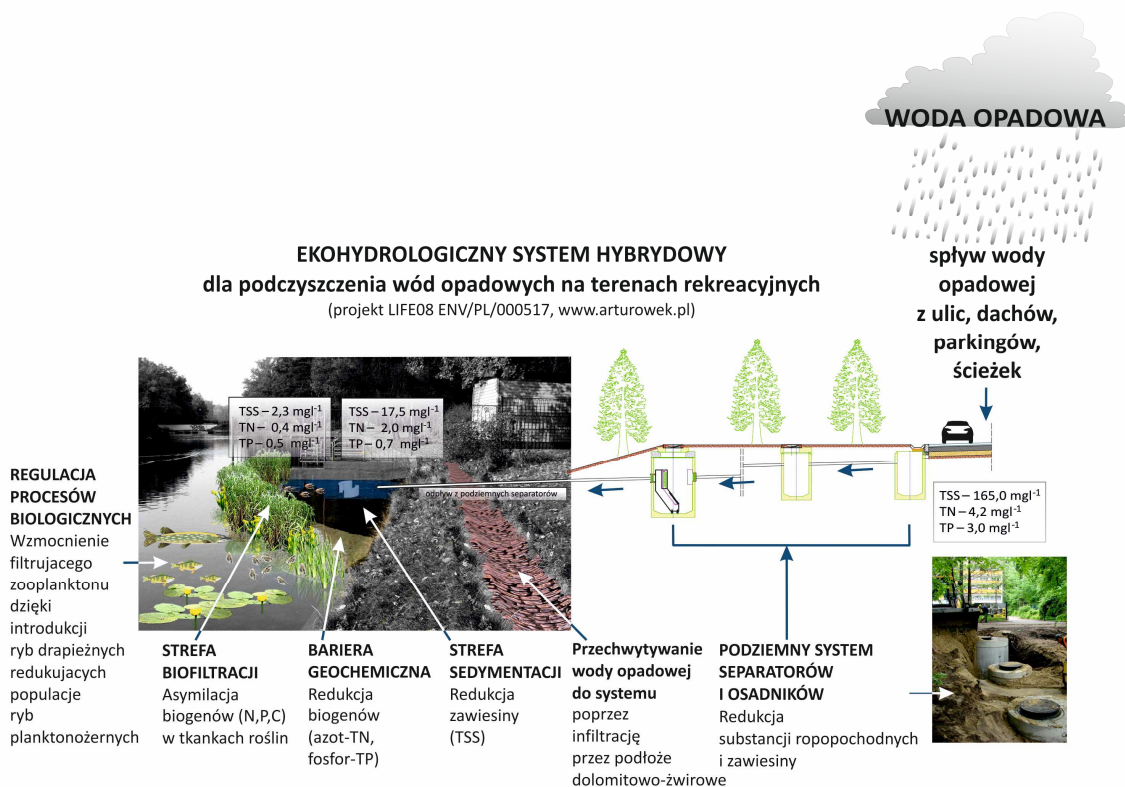
Rozwiązania te, ze względu na umiejscowienie elementów technicznych pod ziemią, nie są widoczne i nie szpecą krajobrazu. Przykład takiego systemu wdrożono poniżej ulicy Wycieczkowej w Łodzi do retencjonowania i oczyszczania wód deszczowych odprowadzanych do rzeki z ulicy, chodnika i parkingu. Dodatkowo zastosowane w tym systemie hybrydowym rozwiązanie w postaci szandoru szczelinowego w sposób bezobsługowy poprawia zdolność retencyjną zbiornika do gromadzenia napływającej wody opadowej utrzymując stały przepływ w rzece poniżej systemu. System ten łagodzi występujące w rzece w trakcie nawałnych opadów intensywne przepływy, tym samym zwiększając sedymentację materii transportowanej wraz z wodami opadowymi, przyczyniając się do ich podczyszczania. Przeprowadzone badania wykazały, iż system hybrydowy służący do podczyszczania i retencjonowania wód opadowych odprowadzanych z ulicy Wycieczkowej do rzeki Bzury skutecznie redukuje fale wezbraniowe dla opadów nie przekraczających 9 mm (Jurczak i in. 2018a – **publikacja nr 4 osiągnięcia**). Ograniczenie to spowodowane jest jedynie określoną wielkością systemu demonstracyjnego, który nie pozwala na całkowite zretencjonowanie wód przy wyższych opadach.

Z kolei wykorzystanie roślinności wodnej zarówno w systemach hybrydowych jak SSSB, oprócz redukcji substancji biogenicznych dostających się do zbiorników, ma również pozytywny wpływ na inne aspekty funkcjonowania tych akwenów tworząc np.: miejsca siedliskowe (kryjówki, miejsca żerowania i rozrodu) dla różnych gatunków ptaków, ryb i bezkręgowców, w tym poprawiających jakość wody w zbiornikach zooplanktonowych filtratorów, podtrzymując bioróżnorodność w zbiorniku i jego otoczeniu oraz poprawiając estetykę zbiorników jako miejsc rekreacji.





**Rys. 2.** System hybrydowy zainstalowany w Łodzi do retencjonowania i podczyszczania wód odprowadzanych z ulicy Wycieczkowej (fot. T. Jurczak).



**Rys. 3. Schemat systemu hybrydowego do oczyszczania wód deszczowych transportowanych z terenów nieprzepuszczalnych do zbiornika Arturówek środkowy (fot. T. Jurczak, schemat: M. Łapińska).**

W połowie roku 2013 zbiorniki w Arturówku oddano do użytkowania rekreacyjnego. W latach 2014-2015 przeprowadzono w ramach projektu prace optymalizacyjne wykonanych systemów i monitoring pozwalający na ocenę skuteczności funkcjonowania zastosowanych rozwiązań. Utrzymująca się wysoka jakość wód w tych zbiornikach (Jurczak i in. 2019b – **publikacja nr 1 osiągnięcia**) potwierdza skuteczność podjętych działań.

Zaprezentowane w Łodzi w ramach projektu EH-REK rozwiązania wpływają pozytywnie na poprawę bilansu wodnego poprzez retencję wody w krajobrazie oraz ograniczenie fal powodziowych w rzekach będących skutkiem nadmiernego odpływu wód burzowych z utwardzonych powierzchni miasta. Retencja wody w krajobrazie poprawia warunki termiczne w miastach i zwiększa wilgotność, co pośrednio ma wpływ na stan zdrowia jego mieszkańców, przyczyniając się do redukcji chorób astmatycznych i alergii (Kupryś-Lipińska i in. 2009). Z kolei ograniczenie fal powodziowych w rzekach redukuje negatywne konsekwencje intensywnych opadów deszczu w postaci zalanych ulic, wiaduktów czy nieruchomości, co znajduje pozytywne przełożenie na gospodarkę miast.

#### 4.2.2. Kompleksowe podejście do rekultywacji zbiorników miejskich

Małe i płytkie zbiorniki wodne są bardzo ważnymi elementami w krajobrazie miasta. Tworzą obszary rekreacyjne, wspierają różnorodność biologiczną, regulują mikroklimat i zatrzymują wody opadowe. Jednakże jakość zatrzymywanej w nich wody często nie spełnia wymagań dla dobrego jej stanu (Szkłarek i in. 2015, Urbaniak i in. 2015), oczekiwań użytkowników wody (Wagner i Zalewski, 2011) czy wymagań umożliwiających bytowanie

organizmów żywych (Downing 2010, Hassall i Anderson 2015). Jednym z głównych zagrożeń dla tych ekosystemów jest dopływ wód deszczowych, który transportuje zanieczyszczenia z nieprzepuszczalnych obszarów miejskich (Yu i Stone, 2010, Schwartz i in., 2017). W przypadku małych miejskich zbiorników, wysoki stosunek powierzchni zlewni do powierzchni zbiornika, duże ładunki zanieczyszczeń transportowane ze zlewni czy systemów odprowadzania wody deszczowej oraz długi czas retencji wody sprawiają, że są one szczególnie podatne na gromadzenie się zanieczyszczeń. Prowadzi to do wzrostu ilości osadów deponowanych na dnie takich zbiorników, które latem mogą powodować wtórne zanieczyszczenia w wyniku zasilania wewnętrznego (Pokorny i Hauser, 2002). Powoduje to spadek rozpuszczonego tlenu w wodach takich zbiorników i wzrost stężenia związków azotu i fosforu. Ponadto presja antropogeniczna związana z lokalną infrastrukturą miejską (systemy odprowadzania wody deszczowej) i szeroko rozumiana działalność rekreacyjna, m.in. dokarmianie ptactwa wodnego, nęcenie ryb przez wędkarzy czy kąpieliska, powoduje dalszą degradację tych ekosystemów.

Powszechnie stosowane zabiegi rekultywacyjne, często mające na celu zmniejszenie zasilania wewnętrznego, obejmują mechaniczne usuwanie osadów dennych lub dezaktywację fosforu przez wprowadzanie do wody związków chemicznych lub bakterii (Park i in. 2016, Rosińska i in., 2017). Dodatkowo, napowietrzanie przydennej warstwy wody jest często stosowane jako metoda wspomagająca utrzymanie dobrej jej jakości (Podsiadłowski i in., 2017). Metody te są jednak dość kosztowne, a ich efekty są niewspółmierne do poniesionych nakładów finansowych. W przypadku działań w Arturówku koszt usunięcia prawie 10 tys. m<sup>3</sup> sedymentu wyniósł około 350 tys. zł i był stosunkowo niewielki ze względu na zagospodarowanie większości usuniętych ze zbiorników osadów. W przypadku konieczności ich transportu i utylizacji koszt ten może być nawet dwukrotnie większy (Jurczak i in. 2019b – **publikacja nr 1 osiągnięcie**).

Przeprowadzone w zbiornikach w Arturówku typowe działania rekultywacyjne polegające na usunięciu osadów i wymianie wody spowodowały wizualną poprawę jej jakości poprzez uzyskanie zwiększonej przezroczystości (Rys. 4f) i redukcję występowania fitoplanktonu już w pierwszym roku po wykonanych inwestycjach (Szulc i in. 2015 – **publikacja nr 6 osiągnięcia**). Dodatkowo w zbiorniku Bzura-7 i Bzura-17 zaobserwowano znaczny wzrost zawartości tlenu rozpuszczonego (Jurczak i in. 2018b – **publikacja nr 3 osiągnięcia**).

Jednakże zabiegi rekultywacyjne przyczyniły się również do zwiększenia stężenia fosforanów w wodzie, co w konsekwencji doprowadziło do rozwoju *Hydrodictyon reticulatum* (sieci wodnej) i makrofitów (Jurczak i in. 2019b – **publikacja nr 1 osiągnięcia**) utrudniających rekreacyjne wykorzystywanie wód zbiorników. Ponadto, w przypadku zacienionego, niewielkiego zbiornika heterotroficznego jakim jest zbiornik Bzura-7, w wyniku zabiegów rekultywacyjnych stwierdzono niezamierzone efekty związane z migracją słonecznicy ze stawów zlokalizowanych powyżej, co w konsekwencji przyczyniło się do znacznego ograniczenia zooplanktonu w zbiorniku, głównie gatunków z rodzaju *Daphnia*. Dodatkowo, usunięcie osadów ze zbiornika Bzura-7 spowodowało redukcję banku jaj przetrwalnikowych wioślarek uniemożliwiając odbudowę populacji kluczowych filtratorów (Jurczak i in. 2018b – **publikacja nr 3 osiągnięcia**).

Usuwanie osadów, jako podstawowej metody rekultywacji zbiorników wodnych, jest bardzo inwazyjną metodą, która może poważnie zaburzyć dynamikę populacji zooplanktonu w ekosystemie. Dzieje się tak dlatego, że w osadach dennych znajdują się jaja przetrwalnikowe np.: wioślarek i wrotków, a także zbiorowiska form przetrwalnikowych widłonogów i mają one istotne znaczenie dla dalszego występowania i rozwoju zooplanktonu w zbiornikach (Gyllström i Hansson, 2004). Większość przetrwalników znajduje się w kilkucentymetrowej warstwie osadów (Brendonck i Meester 2003), jest więc usuwana w wyniku procesu odmulania



zbiorników. Potwierdza to znaczna redukcja gatunków *Cladocera* we wszystkich zbiornikach w Arturówku, w których wykonano usuwanie osadów. Takich zmian nie zaobserwowano w zbiorniku Bzura-11, który jako zbiornik referencyjny nie podlegał żadnym działaniom rekultywacyjnym (Jurczak i in. 2019a – publikacja nr 2 osiągnięcia).



Rys. 4. Miejsce dopływu wód deszczowych do zbiornika Arturówek dolny przed działaniami inwestycyjnymi (A) i po konstrukcji systemu hybrydowego (B). Dopływ rzeki Bzury do zbiornika Arturówek górny przed działaniami inwestycyjnymi (C) i po konstrukcji SSSB (D). Wpływ działań rekultywacyjnych i ochronnych na stan jakości wód w Arturówku (E i F) (fot. T. Jurczak).

W celu utrzymania dobrego stanu wód po zabiegach rekultywacyjnych wskazane jest stosowanie zabiegów wspomagających. Jednym z elementów służących temu są zabiegi biomanipulacyjne (Peretyatko i in. 2009, Peretyatko i in. 2012). Jednakże zastosowane w zbiornikach w Arturówku działania *top-down* nie przyniosły zamierzonych efektów. Nawet w zbiorniku Arturówek dolny w roku 2014 pomimo zaobserwowania wzrostu liczby szczupaka i gwałtownego spadku liczebności małych ryb, nie odnotowano widocznej poprawy w strukturze

zooplanktonu (Jurczak i in. 2019a – **publikacja nr 2 osiągnięcia**). Wynik ten potwierdza, że udana biomanipulacja jest procesem skomplikowanym (DeMelo i in., 1992, Mehner i in., 2004), a stosowanie biomanipulacji w małych zbiornikach wodnych powinno być połączone z aktywnym zarządzaniem wędkarstwem na tych akwenach.

Zaobserwowane efekty wskazują jednoznacznie, iż typowe działania rekultywacyjne nie zawsze muszą przynieść zamierzone rezultaty, a ich skuteczność może być krótkotrwała. Dlatego preferowanym podejściem do zarządzania ekosystemami wodnymi powinna być ich skuteczna ochrona, czyli zapobieganie stanom wymagającym kosztownych działań rekultywacyjnych. Taki efekt uzyskano w przypadku sekwencyjnych systemów sedymentacyjno-biofiltracyjnych oraz systemów hybrydowych zainstalowanych w Arturówku i opisanych w części pierwszej. Dzięki tym rozwiązaniom efekt czystej wody uzyskany w zbiornikach w Arturówku po działaniach rekultywacyjnych utrzymywany był w kolejnych latach. Tym samym ograniczono dopływ do zbiornika substancji biogenicznych, co znalazło przełożenie na zmniejszenie zagrożenia pojawianiem się sinic w zbiornikach rekreacyjnych (Rys. 4f).

Zaproponowane w projekcie rozwiązania i zaprezentowane podejście systemowe poprawiły jakość wód w zbiornikach rekreacyjnych w Arturówku w Łodzi i podniosły ich wartość krajobrazową, przyczyniając się do wzrostu bioróżnorodności biologicznej (Jurczak i in. 2019b – **publikacja nr 1 osiągnięcia**). Oszacowano, że koszt budowy sekwencyjnych systemów sedymentacyjno-biofiltracyjnych oraz systemów hybrydowych do redukcji zawiesiny i substancji biogenicznych dopływających do zbiorników był niższy niż koszt bagrowania tych zbiorników (Jurczak i in. 2019b - **publikacja nr 1 osiągnięcia**). Usuwanie osadów jest kosztowne i dość często przynosi krótkotrwały efekt, szczególnie w obszarach miejskich. Zakłada się, że SSBS i systemy hybrydowe mają długofalowe działania, chroniąc zbiorniki przed dopływem zanieczyszczeń, przy znacznie niższych kosztach inwestycyjnych. Jednak w celu określenia ich długoterminowego wpływu na jakość wód oraz realnie ponoszonych kosztów zarządzania takimi systemami w perspektywie najbliższych co najmniej 10 lat, w stosunku do tradycyjnych zabiegów bagrowania zbiorników (Jurczak i in. 2019b - **publikacja nr 1 osiągnięcia**), wymagany jest stały monitoring zastosowanych rozwiązań.

Ocena wpływu działań rekultywacyjnych i ochronnych na stan jakości wód w pierwszych latach po rekultywacji zbiorników w Arturówku prowadzona była zarówno z uwzględnieniem typowych parametrów fizyko-chemicznych, jak i z zastosowaniem indeksu zooplanktonowego, jakim jest wrotkowy wskaźnik stanu troficznego wód ( $TSI_{ROT}$ ). Indeks ten został opracowany i przetestowany w 74 polskich jeziorach (41 dimiktycznych i 33 polimiktycznych) o różnych stanach trofii, aby ocenić praktyczne zastosowanie wrotków jako potencjalnych wskaźników służących do oceny stanu troficznego jezior (Ejsmont-Karabin, 2012). Niemniej jednak, do tej pory indeks ten nie był stosowany do oceny stanu wód w miejskich, płytkich zbiornikach wodnych. Badania prowadzone w miejskich zbiornikach w Arturówku potwierdziły, iż wskaźnik  $TSI_{ROT}$  był skorelowany ze wskaźnikiem chlorofilowym służącym powszechnie do oceny stanu wód (Jurczak i in. 2019a – **publikacja nr 2 osiągnięcia**).

Zrozumienie zależności biotycznych w ekosystemach wodnych jest niezbędnym elementem do właściwego zarządzania ekosystemami wodnymi (Zalewski, 2000; 2015). Znaczenie zooplanktonu w tych interakcjach biotycznych, a mianowicie jego zdolność do regulowania biomasy fitoplanktonu i transferu energii do wyższych poziomów troficznych, może być przydatne w opracowywaniu odpowiedniej koncepcji rekultywacji i ochrony ekosystemów wodnych, w tym również miejskich zbiorników rekreacyjnych, a następnie w ocenie skuteczności podejmowanych działań (Jeppesen i in., 2011).



### 4.3. Wykorzystanie wyników

Wiedza i doświadczenie pozyskane w ramach realizowanego projektu zostały wykorzystane do opracowania koncepcji rekultywacji innych miejskich zbiorników rekreacyjnych, stanowiących elementy błękitno-zielonej sieci Łodzi. Szczegółową koncepcją objęto zbiorniki Stawy Jana i Stawy Stefańskiego, które podobnie jak zbiorniki w Arturówku, są miejscem wypoczynku i aktywności fizycznej wielu Łodzian. Ich stosunkowo mała pojemność, oraz znaczny dopływ substancji biogenicznych ze zlewni sprzyjają powstawaniu zakwitów wody w postaci glonów i sinic, które są obserwowane na tych zbiornikach już od wielu lat. Stworzona w 2014 roku koncepcja została skonsultowana i zaakceptowana przez władze miasta i obecnie jest stopniowo wdrażana w tych akwenach.

Uzyskane w osiągnięciu wyniki badań posłużyły do złożenia trzech wniosków patentowych. Zrealizowane w Łodzi prace badawcze i wdrożeniowe zostały zaprezentowane podczas licznych konferencji międzynarodowych w tym ECOSUMMIT2016 i SEFS2017 oraz w podręczniku pt.: „Woda w mieście” jako demonstracyjne i innowacyjne systemy, z jednej strony do oczyszczania i retencjonowania wód burzowych, z drugiej zaś jako przykłady rozwiązań systemowych w ramach podejścia typu Nature Based Solution. Znalazły one również uznanie w Unii Europejskiej, czego wymiernym efektem była przyznana projektowi EH-REK nagroda „Best of the best” dla najlepszego projektu, spośród wszystkich projektów LIFE, które zakończyły się w roku 2016 i 2017.

Przedstawione w projekcie ekohydrologiczne podejście do rekultywacji miejskich zbiorników rekreacyjnych zrealizowane w Arturówku może być obecnie wykorzystywane jako modelowy systemem zarządzania ekosystemami wodnymi w innych obszarach zurbanizowanych. Przykładem takich działań, uwzględniających harmonizację rozwiązań hydrotechnicznych (retencja wody opadowej i jej podczyszczanie) i biotechnologii ekologicznych są obecnie realizowane jako innowacyjne projekty przez gminy w Konstancynie Łódzkiej, Zgierzu, czy Łasku. Projekty te są wdrażane w oparciu o wiedzę i doświadczenie wypracowane przez zespół realizujący projekt EH-REK w Łodzi w latach 2010-2015.

Ponadto, rozwiązania z zakresu biotechnologii ekologicznych jakimi są systemy hybrydowe oraz SSSB z powodzeniem mogą być stosowane jako elementy błękitno-zielonej infrastruktury do adaptacji miast do zmian klimatycznych (Zalewski i in. 2012). Przykładem takich działań jest projekt LIFE14 CCA/PL/000101 „Adaptacja do zmian klimatu poprzez zrównoważoną gospodarkę wodą w przestrzeni miejskiej Radomia”, wykorzystujący przedstawione w osiągnięciu podejście do zarządzania wodą w mieście. Projekt ten został wybrany w 2015 r. jako jedyny z Polski projekt w konkursie Programu LIFE „Adaptacje do zmian klimatu” i skierowany do finansowania. Realizacja tego projektu pozwoli na zastosowanie wdrożonych w Łodzi rozwiązań jako elementów miasta Radomia przyczyniających się do jego adaptacji do zmian klimatycznych.

#### Literatura:

- Acharya, A., Piechota, T., Acharya, K., 2010. Characterization of First Flush Phenomenon in an Urban Stormwater Runoff: a Case study of Flamingo Tropicana Watershed in Las Vegas Valley. World Environmental and Water Resources Congress 2010: Challenges of Change. © 2010 ASCE, pp. 3366-3375.
- Brendonck L., De Meester L. 2003. Egg banks in freshwater zooplankton: evolutionary and ecological archives in the sediment. *Hydrobiologia* 491: 65-84.
- Codd G., Morrison L., Metcalf J. 2005. Cyanobacterial toxins: risk management for health protection. *Toxicology and Applied Pharmacology* 203:264-272.
- Deletic, A., 1998. The first flush load of urban surface runoff. *Water Res.* 32(8), 2462-2470.
- DeMelo, R., France, R., Mcqueen, D.J., 1992. Biomanipulation: Hit or myth? *Limnol. Oceanogr.* 37, 192-207.

- Downing, J.A., 2010. Emerging global role of small lakes and ponds: little things mean a lot. *Limnetica* 29, 9-24.
- EC, 2013. Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions Green Infrastructure (GI) — Enhancing Europe's Natural Capital /\* COM/2013/0249 final \*/
- Ejsmont-Karabin, J., 2012. The usefulness of zooplankton as lake ecosystem indicators: Rotifer trophic state index. *Pol. J. Ecol.* 60, 339-350.
- Gill, S.E, Handley, J.F, Ennos, A.R and Pauleit, S., 2007. Adapting cities for climate change: the role of the green infrastructure. *Built Environment*, 3(1), 115-133.
- Gyllström M., Hansson L.-A., 2004. Dormancy in freshwater zooplankton: Induction, termination and the importance of benthic-pelagic coupling. *Aquat. Sci.* 66: 274-295.
- Hassall, Ch., Anderson, S., 2015. Stormwater ponds can contain comparable biodiversity to unmanaged wetlands in urban areas. *Hydrobiologia* 745, 137-149.
- Janke, B., Finlay, J., Hobbie, S., Baker, L., Sterner, R., Nidzgorski, D., Wilson, B., 2014. Contrasting influences of stormflow and baseflow pathways on nitrogen and phosphorus export from an urban watershed. *Biogeochemistry* 121(1), 209-228.
- Jeppesen, E., Nöges, P., Davidson, T., Haberman, J., Nöges, T., Blank, K., Lauridsen, T., Søndergaard, M., Sayer, C., Laugaste, R., Johansson, L., Bjerring, R., Amsinck, S.L., 2011. Zooplankton as indicators in lakes: a scientific-based plea for including zooplankton in the ecological quality assessment of lakes according to the European Water Framework Directive (WFD). *Hydrobiologia* 676, 279-297.
- Jurczak T., Wagner I., Kaczkowski Z., Szklarek S., Zalewski M. 2018a. Hybrid system for the purification of street stormwater runoff supplying urban recreation reservoirs. *Ecological Engineering* 110, 67-77.
- Jurczak T., Wagner I., Wojtal-Frankiewicz A., Frankiewicz P., Bednarek A., Łapińska M., Kaczkowski Z., Zalewski M. 2019b. Comprehensive approach to restoring urban recreational reservoirs. Part 1 – reduction of nutrient loading through low-cost and highly effective ecohydrological measures. *Ecological Engineering* 131, 81-98.
- Jurczak T., Wojtal-Frankiewicz A., Frankiewicz P., Bednarek A., Oleksińska Z., Kaczkowski Z., Zalewski M. 2019a. Comprehensive approach to restoring urban recreational reservoirs. Part 2 – use of zooplankton as indicators for the ecological quality assessment. *Science of the Total Environment* 653, 1623-1640.
- Jurczak T., Wojtal-Frankiewicz A., Kaczkowski Z., Oleksińska Z., Bednarek A., Zalewski M. 2018b. Restoration of a shady urban pond – the pros and cons. *Journal of Environmental Management* 217, 919-928.
- Jurczak, T., Wagner, I., Zalewski, M., 2012. Urban aquatic ecosystems management. *Public Services Review: Europe*: 24, 178.
- Kaebernick M, Neilan BA. 2001. Ecological and molecular investigations of cyanotoxin production. *FEMS Microbiol Ecol* 35:1-9.
- Kajak Z. 1979. *Eutrofizacja jezior*. Wydawnictwo Naukowe PWN. Warszawa.
- Kajak Z. 1995. *Eutrofizacja nizinnych zbiorników zaporowych*. W: Zalewski M. [Red] *Procesy biologiczne w ochronie i rekultywacji nizinnych zbiorników zaporowych*. Państwowa Inspekcja Ochrony Środowiska. Biblioteka Monitoringu Środowiska, str. 33-41.
- Kajak Z. 2001. *Hydrobiologia-limnologia. Ekosystemy wód śródlądowych*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- Kawecka B., Eloranta P. 1994. *Zarys ekologii glonów wód słodkich i środowisk lądowych*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- Kupryś-Lipińska, I., Elgalal, A., Kuna, P., 2009. Urban-rural differences in the prevalence of atopic diseases in the general population in Lodz Province (Poland). *Postępy Dermatologii i Alergologii*, XXVI(5), s. 249–256.
- Luo, H., Li, M., Xu, R., Fu, X., Huang, G., Huang, X., 2012. Pollution characteristics of urban surface runoff in a street community. *Sustain. Environ. Res.*, 22(1), 61-68.
- Mehner, T., Arlinghaus, R., Berg, S., Dörner, H., Jacobsen, L., Kasprzak, P., Koschel, R., Schulze, T., Skov, C., Wolter, C., Wysujack, K., 2004. How to link biomanipulation and sustainable fisheries management: a step-by-step guideline for lakes of the European temperate zone. *Fisheries Manag. Ecol.* 11, 261-275.
- Mitsch, W., Li, Z., Darryl, M., Keunyea, S., 2015. Protecting the Florida Everglades wetlands with wetlands: Can stormwater phosphorus be reduced to oligotrophic conditions? *Ecol. Eng.* 80, 8-19.
- Naiman R., Decamps H, Fournier F. 1989. The role of land/land water ecotones in landscape management and restoration a proposal for collaborative research. *MAB Digest* 4, UNESCO, Paris.
- Nesshöver, C., Assmuth, T., Irvine, K., Rusch, G., Waylen, K., Delbaere, B., Haase, D., Jones-Walters, L., Keune, H., Kovacs, E., Krauze, K., Külvik, M., Rey, F., van Dijk, J., Vistad Odd, I., Wilkinson, M., Wittmer, H., 2017.

- The science, policy and practice of nature-based solutions: An interdisciplinary perspective. *Sci. Total Environ.* 579, 1215-1227.
- Paerl, H.W., Otten, T.G., 2013. Harmful cyanobacterial blooms: causes, consequences, and controls. *Microb Ecol.* 65(4): 995-1010.
- Park, G.S., Khan, A.R., Kwak, Y., Hong, S-J., Jung, B.K., Ullah, I., Kim, J-G., Shin, J-H., 2016. An improved effective microorganism (EM) soil ball-making method for water quality restoration. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 23, 1100-1107.
- Peretyatko, A., Teissier, S., De Backer, S., Triest, L., 2009. Restoration potential of biomanipulation for eutrophic peri-urban ponds: the role of zooplankton size and submerged macrophyte cover. *Hydrobiologia* 634, 125-135.
- Peretyatko, A., Teissier, S., De Backer, S., Triest, L., 2012. Biomanipulation of hypereutrophic ponds: when it works and why it fails. *Environ. Monit. Assess.*, 184, 1517-1531.
- Podsiadłowski, S., Osuch, E., Przybył, J., Osuch, A., Buchwald, T., 2017. Pulverizing aerator in the process of lake restoration. *Ecol. Eng.* (in press).
- Pokorny, J., Hauser, V., 2002. The restoration of fish ponds in agricultural landscapes. *Ecol. Eng.* 18, 555-574.
- Pütz K., Benndorf J. 1998. The importance of pre-reservoirs for the control of eutrophication of reservoirs. *Water Science and Technology* 37:317-324.
- Rosińska, J., Kozak, A., Dondajewska, R., Gołdyn, R., 2017. Cyanobacteria blooms before and during the restoration process of a shallow urban lake. *J. Environ. Manage.* 198, 340-347.
- Schwartz, D., Sample, D.J., Grizzard, T.J., 2017. Evaluating the performance of a retrofitted stormwater wet pond for treatment of urban runoff. *Environ. Monit. Assess.* 189, 256.
- Scott, M., Lennon, M., Haase, D., Kazmierczak, A., Clabby, G., Beatley, T., 2016. Nature-based solutions for the contemporary city / Re-naturing the city / Reflections on urban landscapes, ecosystems services and nature-based solutions in cities / Multifunctional green infrastructure and climate change adaptation: brownfield greening as an adaptation strategy for vulnerable communities? / Delivering green infrastructure through planning: insights from practice in Fingal, Ireland/Planning for biophilic cities: from theory to practice. *Planning Theory & Practice* 17:2, 267-300.
- Szklarek S., Wagner I., Jurczak T., Zalewski M. 2018. Sequential Sedimentation-Biofiltration System for the purification of a small urban river (the Sokolowka, Lodz) supplied by stormwater. *Journal of Environmental Management* 205, 201-208.
- Szklarek, S., Stolarska, M., Wagner, I., Mankiewicz-Boczek, J., 2015. The microbiotest battery as an important component in the assessment of snowmelt toxicity in urban watercourses – preliminary studies. *Environ. Monit. Assess.* 187, 16.
- Szulc B., Jurczak T., Szulc K., Kaczkowski Z. 2015. The influence of the ecohydrological rehabilitation in the cascade of Arturówek reservoirs in Łódź (Central Poland) on the cyanobacterial and algae blooming. *Oceanological and Hydrobiological Studies* 44(2), 236-244.
- Urbaniak, M., Zieliński, M., Wagner, I., 2015. Seasonal Distribution of PCDDs/PCDFs in the Small urban Reservoirs. *Int. J. Environ. Res.*, 9(2),745-752.
- Vymazal, J., 2007. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Sci. Total Environ.* 380(1-3): 48-65.
- Wagner I., Zalewski M. 2000. Effect of hydrological patterns of tributaries on biotic process in a lowland reservoir – consequences for restoration. *Ecological Engineering* 16:79-90.
- Wagner, I., Breil, P., 2013. The role of ecohydrology in creating more resilient cities. *Ecohydrol. Hydrobiol.*, 13, 113-134.
- Wagner, I., Zalewski, M., 2011. System solutions in urban water management: the Lodz (Poland) perspective. In: Howe, C., Mitchell, C. (Eds.), *Water Sensitive Cities*. IWA Publishing, London, pp. 231e245.
- Yu, C., Stone, M., 2010. Sediment and nutrient transport dynamics in an urban stormwater impoundment. *IAHS-AISH Publication* 337, 99-105.
- Zalewski M., Wagner I., Fraczkak W., Mankiewicz- Boczek J., Parniewki P., 2012. Blue-Green City for Compensating Global Climate Change. *The Parliament Magazine* 6.
- Zalewski, M., 2000. Ecohydrology the scientific background to use ecosystem properties as management tool toward sustainability of freshwater resources. *Ecol. Eng.* 16, 1-8.
- Zalewski, M., 2011. Ecohydrology for implementation of the EU water framework directive. *Water Management. Proceedings of the Institution of Civil Engineers.*
- Zalewski, M., 2015. Ecohydrology and Hydrologic Engineering: Regulation of Hydrology-Biota Interactions for Sustainability. *J. Hydrol. Eng.* 20, A4014012-1-A4014012-14.

## **5. Omówienie pozostałych osiągnięć naukowo - badawczych (artystycznych).**

### **5.1. Wprowadzenie**

Przedstawione w osiągnięciu badania pokazujące możliwość zastosowania ekohydrologii w rekultywacji i ochronie ekosystemów wodnych przed dopływem zanieczyszczeń, były wynikiem prowadzonych przeze mnie badań mających na celu zrozumienie mechanizmów powstawania toksycznych sinic i ocenę ich wpływu na stan jakości środowiska wodnego oraz związanych z nimi zagrożeniami.

W tym celu w latach 2001-2006 prowadzone były przeze mnie badania ukierunkowane na identyfikację problemu jakim są sinicowe zakwity wody. W tym okresie w ramach współpracy z dr Jussim Meriluoto z Åbo Akademi Univeristy w Turku (Finlandia) prowadziłem badania mające na celu zebranie materiału i jego analizę pod kątem różnorodności i wielkości zagrożenia związanego z występowaniem mikrocytyn (toksyn produkowanych przez sinice) głównie w polskich jeziorach i zbiornikach zaporowych (*punkt 5.2*).

W tym samym okresie, w ramach realizowanego projektu pn.: TOXIC – Barriers against cyanotoxins in drinking water (projekt EC-EVK1-2002-00107) realizowałem również badania mające na celu ocenę skuteczności procesów uzdatniania wody w eliminacji sinic głównie z rodzaju *Microcystis* i toksyn przez nie produkowanych (*punkt 5.3*). Badania te, prowadzone we współpracy z zespołem prof. dr hab. Andrzeja Jodłowskiego z Katedry Wodociągów i Kanalizacji Politechniki Łódzkiej, przyczyniły się do uzyskania przeze mnie stopnia doktora.

W latach następnych podjąłem współpracę z ośrodkami w kraju i za granicą w zakresie analizy problemów związanych z sinicowymi zakwitami wody i produkowanymi przez nie toksynami w innych ekosystemach wodnych w Czechach, Belgii, Francji, Luksemburgu, Włoszech, Ukrainie, Irlandii, Etiopii czy w Chinach. Realizowałem również współpracę z zespołem prowadzonym przez prof. dr hab. J. Mankiewicz-Boczek w zakresie badań genetycznych wybranych szczepów sinic i rodzajów produkowanych przez nie toksyn oraz z dr hab. A. Wojtal-Frankiewicz w zakresie badań wpływu toksyn sinicowych na wybrane organizmy wodne (*punkt 5.4*).

Jednocześnie, w ramach prowadzonej współpracy z instytucjami krajowymi (m.in.: Zakładem Hydrobiologii, Instytutu Biologii Środowiska, Wydziału Biologii, Uniwersytetu im. Adama Mickiewicza w Poznaniu oraz Europejskim Regionalnym Centrum Ekohydrologii PAN w Łodzi) brałem udział w badaniach dotyczących identyfikacji innych rodzajów sinic i toksyn (anatoksyny-a i cylidrospermopsyny) występujących w polskich wodach (*punkt 5.5*).

Najważniejsze wyniki badań uzyskanych w ramach wymienionych zagadnień zostały omówione poniżej.

### **5.2. Identyfikacja zagrożeń związanych z występowaniem mikrocytyn w polskich zbiornikach wodnych**

Prowadzone badania wykazały, że w zbiornikach wodnych charakteryzujących się długim czasem retencji wody znacznie częściej dochodzi do masowego pojawiania się sinic, w wyniku wysokiej temperatury wód oraz dostępności substancji odżywczych [1, 14, 15]. Dominującym rodzajem sinic występującym w polskich zbiornikach wodnych jest *Microcystis* sp. Wśród tego rodzaju dominuje przede wszystkim *Microcystis aeruginosa*, jednakże w wielu próbkach zidentyfikowano również *Microcystis wesenbergii*, jako gatunek współwystępujący [1, 14, 24]. Ponadto, w niektórych zbiornikach wodnych na terenie Polski, zidentyfikowano sinice z rodzaju *Anabaena* oraz *Aphanizomenon* [6]. Badania wykazały również, że w Polsce w 90%

zeutrofizowanych zbiornikach wodnych występują mikrocytyny (toksyny produkowane przez sinice). Szczegółowe badania chromatograficzne zliofilizowanego materiału sinicowego, zebranego z zeutrofizowanych zbiorników wodnych na terenie Polski, wykazały dużą różnorodność występujących w nich toksyn. Uzyskane wyniki wskazują, że powszechnie występującymi mikrocytynami są: MC-LR, MC-RR i MC-YR. Jednakże, obok nich zidentyfikowano w niewielkich stężeniach ich odmiany tj.: dm-MC-RR, dmdm-MC-RR, dm-MC-LR, dmdm-MC-LR i dm-MC-YR, dmdm-MC-YR oraz MC-AR, MC-(H4)YR i dm-MC-FR [4].

Stwierdzono również, że w warunkach naturalnych (jeziora, zbiorniki zaporowe) mikrocytyny występują w Polsce głównie wewnątrz komórek sinic i identyfikowane były w stężeniach do 10 µg/l [14]. Jednakże zdarzało się, głównie w przypadku intensywnej zakwitów wody wywołanych sinicami, że stężenia te dochodziły nawet do 50 µg/l (np.: w Zbiorniku Sulejowskim, w łódzkim zbiorniku Arturówek czy w jeziorach Wielkopolski). W formie rozpuszczonej w wodzie mikrocytyny występują głównie w momencie lizy komórek sinic, ale ich stężenia w wodzie są nieporównywalnie mniejsze [9]. Sinice zawierające mikrocytyny wykazują ponadto wysoką toksyczność na organizmy żywe [2, 3, 5], czego konsekwencją może być negatywny ich wpływ również na zdrowie człowieka [21, 31], a także jest czynnikiem zaburzającym równowagę biologiczną w ekosystemach wodnych.

Ponadto ostatnie badania laboratoryjne prowadzone przy użyciu ekstraktów sinicowych zawierających mikrocytyny wykazały, że bioaktywność wykryta przez komórkowe biosensory może mieć związek bardziej z metabolitami sinicowymi niż samymi toksynami [32]. Podobne zależności zidentyfikowano w przypadku metabolitów wtórnych *Cylindrospermopsis raciborski*, gdzie wyższe stężenia cylindrospermopsyny (inny rodzaj toksyn sinicowych) wywołały efekty toksyczności objawiający się zahamowaniem wzrostu sinic i nekrozą komórek *M. aeruginosa* [29]. Wyniki te wskazują na potrzebę dalszej identyfikacji tych związków, jako źródła ryzyka dla zdrowia zarówno organizmów wodnych jak i człowieka.

Efektom prowadzonych badań były publikacje **nr 1, 2, 3, 4, 5, 6, 9, 14, 15, 21, 24, 31 i 32** wykazane w pkt IIA załącznika 3 (wykaz publikacji).

### **Publikacje:**

- [1] Tarczyńska M., Romanowska-Duda Z., **Jurczak T.**, Zalewski M. 2001. Toxic cyanobacterial blooms in drinking water reservoir - causes, consequences and management strategy. *Wat. Scien. Tech.* 1(2), 237-246.
- [2] Mankiewicz J., Tarczyńska M., **Jurczak T.**, Wojtysiak-Staniaszczyk M., Zalewski M. 2003. Test with luminescent bacteria for the toxicity assessment of cyanobacterial bloom samples. *FEB* 12(8), 861-864.
- [3] Lankoff A., Banasik A., Obe G., Deperas M., Kuźmiński K., Tarczyńska M., **Jurczak T.**, Wójcik A. 2003. Effect of microcystin-LR and cyanobacterial extract from Polish reservoir of drinking water on cell cycle progression, mitotic spindle, and apoptosis in CHO-K1 cells. *Toxicology and Applied Pharmacology* 189, 204-213.
- [4] **Jurczak T.**, Tarczyńska M., Karlsson K., Meriluoto J. 2004. Characterization and diversity of cyanobacterial hepatotoxins (microcystins) in bloom from Polish freshwaters identified by liquid chromatography-electrospray ionisation mass spectrometry. *Chromatographia* 59, 571-578.
- [5] Drobniewska A., Tarczyńska M., Mankiewicz J., **Jurczak T.**, Zalewski M. 2004. Increase of Crustacean Sensitivity to Purified Hepatotoxic Cyanobacterial Extracts by Manipulation of Experimental Conditions. *Environ. Toxicol.* 19, 416-420.
- [6] Mankiewicz J., Komárková J., Izydorczyk K., **Jurczak T.**, Tarczyńska M., Zalewski M. 2005. Hepatotoxic Cyanobacterial Blooms in the Lakes of Northern Poland. *Environmental Toxicology* 20, 499-506.
- [9] **Jurczak T.**, Tarczyńska M., Izydorczyk K., Mankiewicz J., Zalewski M., Meriluoto J. 2005. Elimination of microcystins by water treatment processes – examples from Sulejow Reservoir, Poland. *Water Research* 39, 2394-2406.



- [14] Izydorczyk K., **Jurczak T.**, Wojtal-Frankiewicz A., Skowron A., Mankiewicz-Boczek J., Tarczyńska M. 2008. Influence of abiotic and biotic factors on microcystin content in *Microcystis aeruginosa* cells in a eutrophic temperate reservoir. *Journal of Plankton Research* 30(4), 393-400.
- [15] Izydorczyk K., Skowron A., Wojtal A., **Jurczak T.** 2008. The Stream Inlet to a Shallow Bay of a Drinking Water Reservoir, a 'Hot-Spot' for *Microcystis* Blooms Initiation. *International Review of Hydrobiology* 93(3), 257-268.
- [21] Mankiewicz-Boczek, J., Palus, J., Gaęła, I., Izydorczyk, K., **Jurczak, T.**, Dziubałtowska, E., Stepnik, M., Zalewski, M. 2011. Effects of microcystins-containing cyanobacteria from a temperate ecosystem on human lymphocytes culture and their potential for adverse human health effects. *Harmful Algae* 10(4), 356-365.
- [24] Gaęła I., Izydorczyk K., **Jurczak T.**, Mankiewicz-Boczek J. 2012. The key parameters and early warning methods to identify presence of toxigenic blooms dominated by *microcystis aeruginosa* in the Jeziorsko reservoir (Central Poland). *Fresenius Environmental Bulletin* 21(2), 295-303.
- [31] Rzymiski P., Niedzielski P., Kaczmarek N., **Jurczak T.**, Klimaszuk P. 2015. The multidisciplinary approach to safety and toxicity assessment of microalgae-based food supplements following clinical cases of poisoning. *Harmful Algae* 46, 34-42.
- [32] Mankiewicz-Boczek J., Karwaciak I., Ratajewski M., Gaęła I., **Jurczak T.**, Zalewski M., Pułaski Ł. 2015. Application of cellular biosensors for detection of atypical toxic bioactivity in microcystin-containing cyanobacterial extracts. *Aquatic Toxicology* 168, 1-10.

### 5.3. Ocena skuteczności procesów uzdatniania wody w eliminacji sinic i mikrocytyn

Masowe występowanie sinic w zbiornikach wodnych oraz duża różnorodność produkowanych przez nie toksyn, zwłaszcza mikrocytyn, stwarza szereg problemów w procesach jej uzdatniania na całym świecie. Proces uzdatniania wody pozyskiwanej z powierzchniowych, silnie zeutrofizowanych, zbiorników wodnych powinien być ukierunkowany na skuteczne usuwanie toksyn sinicowych obecnych zarówno w komórkach sinic, jak i rozpuszczonych w wodzie [1, 7]. Konwencjonalne metody uzdatniania wody (koagulacja, sedimentacja, filtracja) mogą być mało efektywne w usunięciu tych substancji, występujących w formie rozpuszczonej [1].

Badania prowadzone przeze mnie w czterech różnych systemach uzdatniania wody w latach 2002-2004 w ramach projektu pn.: „TOXIC – Barriers against cyanotoxins in drinking water” wykazały poważny problem występowania sinicowych zakwitów wody jedynie na dwóch monitorowanych w Polsce ujęć wody: w systemie wodociągu Sulejów-Łódź oraz Tomaszów-Łódź. Na ujęciach tych w zależności od intensywności zakwitów wody wywołanych przez sinice pojawiał się problem w pozyskiwaniu wody odpowiedniej jakości. Maksymalne stężenia wszystkich zidentyfikowanych mikrocytyn rozpuszczonych w wodzie i obecnych w komórkach sinic w wodzie surowej w trakcie prowadzonych badań dochodziły do 6,7 µg/l dla systemu wodociągu Sulejów-Łódź oraz do 4,6 µg/l dla systemu wodociągu Tomaszów-Łódź. Ilości te stanowiły głównie mikrocytyny zawarte w komórkach sinic. Zastosowany w procesach uzdatniania wody w systemach Sulejów-Łódź i Tomaszów-Łódź proces koagulacji (z zastosowaniem m.in. siarczanu glinu, chlorku poliglinu, a okresowo pylistego węgla aktywnego) i pospiesznej filtracji piaskowej przyczynił się do efektywnej eliminacji mikrocytyn. W badanym okresie, dla żadnego z monitorowanych systemów uzdatniania wody, stężenie MC-LR jak również wszystkich pozostałych mikrocytyn obecnych w wodzie pitnej nie przekroczyło zalecanej przez WHO dawki 1 µg/l [9].

Wydajność konwencjonalnych metod uzdatniania wody w eliminacji mikrocytyn występujących w formie komórkowej potwierdziły również badania prowadzone w ramach stacji pilotażowej. Uzyskane wartości sugerują możliwość skutecznej eliminacji w procesie uzdatniania wody mikrocytyn występujących w komórkach sinic w stężeniu do 10 µg/l. Jednakże stwierdzono, że proces koagulacji np. siarczanem glinu w stężeniach powyżej 100 mg/l, prowadzi może w niewielkim stopniu do lizy komórek sinic i uwolnienia toksyn do wody. W badaniach pilotażowych wykazano, że dawka 30 mg/l PWA dodawana podczas

procesu koagulacji prowadzonej siarczanem glinu (140 mg/l), przy braku toksyn obecnych w wodzie w formie rozpuszczonej, umożliwi kontrolę mikrocytyn mogących pojawić się w wodzie w wyniku lizy komórek sinic w procesie koagulacji. Dawka ta zapewnia skuteczną eliminację mikrocytyn w procesie uzdatniania wody występujących w stężeniu nawet do 10 µg/l [40].

W trakcie badań monitoringowych w systemie uzdatniania wody Sulejów-Łódź zaobserwowano wysoką skuteczność eliminacji mikrocytyn zawartych w komórkach sinic w procesie wstępnego utleniania dwutlenkiem chloru w dawkach od 1,6 do 2,8 g/m<sup>3</sup> i średnim czasie kontaktu około 30 minut. Proces ten powodował redukcję mikrocytyn wewnątrzkomórkowych o około 82%, lecz dawkowany do wody dwutlenek chloru przyczyniał się również do lizy komórek i w większości przypadków notowano znaczny wzrost stężenia toksyn rozpuszczonych w wodzie (nawet do 900%). Możliwość usuwania mikrocytyn rozpuszczonych w wodzie ujmowanej lub powstałych np. po procesie wstępnego utleniania dwutlenkiem chloru, stwarza również wprowadzenie pylistego węgla aktywnego (PWA) podczas procesu koagulacji w dawkach minimum 50 mg/l [9]. Uwzględniając wyniki badań uzyskane w trakcie monitoringu procesów uzdatniania wody, jak i badań laboratoryjnych i pilotażowych wykazano możliwość efektywnej redukcji mikrocytyn zawartych w komórkach sinic w wodzie surowej w stężeniu do 10 µg/l (eliminacja mikrocytyn powyżej 99%) z zastosowaniem konwencjonalnych technologii uzdatniania wody wspomaganych okresowo pylistym węglem aktywnym [9].

Pogarszająca się jakość ujmowanych wód powierzchniowych powoduje liczne problemy w procesie produkcji wody przez zakłady wodociągowe. Fakt ten przyczynia się do podejmowania wielu działań zmierzających z jednej strony do poprawy stanu ekologicznego wód, zgodnie z wymogami Ramowej Dyrektywy Wodnej UE, poprzez ograniczenie procesu eutrofizacji, z drugiej zaś do dostosowywania dostępnych procesów uzdatniania wody do wielkości zagrożenia spowodowanego występowaniem np. sinic w wodach ujmowanych. Dodatkowo prowadzone badania wykazały możliwość stosowania w tym celu technik fluorymetrycznych jako metod wczesnego ostrzegania przed sinicowymi zakwitami wody, a w przypadku procesów jej uzdatniania dostosowania technologii uzdatniania do wielkości zagrożenia sinicami [7, 14].

Efektem prowadzonych badań były publikacje **nr 1, 7, 9, 17 i 40** wykazane w **pkt II A załącznika 3 (wykaz publikacji)**.

### **Publikacje:**

- [1] Tarczyńska M., Romanowska-Duda Z., **Jurczak T.**, Zalewski M. 2001. Toxic cyanobacterial blooms in drinking water reservoir - causes, consequences and management strategy. *Wat. Scien. Tech.* 1(2), 237-246.
- [7] Izydorczyk K., Tarczyńska M., **Jurczak T.**, Mrowczyński J., Zalewski M. 2005. Measurement of Phycocyanin Fluorescence as an Online Early Warning System for Cyanobacteria in Reservoir Intake Water. *Environmental Toxicology* 20, 425-430.
- [9] **Jurczak T.**, Tarczyńska M., Izydorczyk K., Mankiewicz J., Zalewski M., Meriluoto J. 2005. Elimination of microcystins by water treatment processes – examples from Sulejow Reservoir, Poland. *Water Research* 39, 2394-2406.
- [17] Izydorczyk K., Carpentier C., Mrówczyński J., Wagenvoort A., **Jurczak T.**, Tarczyńska M. 2009. Establishment of an Alert Level Framework for cyanobacteria in drinking water resources by using the Algae Online Analyser for monitoring cyanobacterial chlorophyll a. *Water Research* 43, 989-996.
- [40] Jodłowski A., **Jurczak T.** 2006. Badania nad usuwaniem mikrocytyn w pilotowym układzie uzdatniania wody z wykorzystaniem pylistego węgla aktywnego. *Ekotechnika* 2(38):12-16.

#### 5.4. Wpływ toksyn sinicowych na organizmy wodne

Prowadzone badania we współpracy z europejskimi ośrodkami naukowo-badawczymi pozwoliły na identyfikację mikrocytyn w próbkach pobranych ze zbiorników wodnych Francji, Belgii, Czechach czy Luksemburga. W zbiornikach tych zakwity tworzyły głównie sinice z rodzaju *Microcystis* i *Planktothrix* oraz towarzyszące im *Anabaena*, *Woronichinia* i *Aphanizomenon*, występujące powszechnie w klimacie umiarkowanym. Mikrocytyną najczęściej identyfikowaną w tych zakwitach, podobnie jak w polskich wodach, była mikrocytyna -LR [8, 10].

Występowanie toksycznych zakwitów wody wywołanych przez sinice stanowi poważny problem również dla szybko rozwijających się krajów w Afryce, takich jak Etiopia, które borykają się ze znaczną degradacją środowiska naturalnego i ograniczonym dostępem do wody dobrej jakości. Badania przeprowadzone nad jeziorem Tana w Etiopii w latach 2009-2011 w ramach projektu „Ecohydrology – a transdisciplinary science for integrated water management and sustainable development in Ethiopia” miały na celu m.in. ocenę sezonowego zagrożenia związanego z występowaniem toksygennych sinic. W pobranym materiale stwierdzono obecność mikrocytyn, w wyniku występowania sinic *Microcystis aeruginosa* jako gatunku dominującego [30]. Badania te potwierdzają powszechność występowania sinicowych zakwitów wody z rodzaju *Microcystis* sp. oraz produkowanych mikrocytyn.

Jednakże pojawienie się zakwitu w zbiornikach wodnych nie zawsze musi świadczyć o zagrożeniu występowaniem toksyn. Tak było w przypadku badań prowadzonych na Ukrainie w wodach wykorzystywanych przez elektrownię atomową, w których to stwierdzono występowanie sinic zdolnych potencjalnie do produkcji cyjanotoksyn tj.: *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Aphanizomenon gracile*, *Dolichospermum flos-aquae* i *Planktothrix agardhii*. Jednakże nie zidentyfikowano w pobranym materiale ani mikrocytyn, ani cylindrospermopsyny [38].

Efektom prowadzonych badań były publikacje nr 8, 10, 30 i 38 wykazane w pkt IIA załącznika 3 (wykaz publikacji).

#### Publikacje:

- [8] Willame R., **Jurczak T.**, Iffly J-F., Kull T., Meriluoto J., Hoffmann L. 2005. Distribution of hepatotoxic cyanobacterial blooms in Belgium and Luxembourg. *Hydrobiologia* 551, 99-117.
- [10] Znachor P., **Jurczak T.**, Komárková J., Jezberová J., Mankiewicz J., Kaštovská K., Zapomělová E. 2006. Summer Changes in Cyanobacterial Bloom Composition and Microcystin Concentration in Eutrophic Czech Reservoirs. *Environmental Toxicology* 21, 236-243.
- [30] Mankiewicz-Boczek J., Gała I., **Jurczak T.**, Urbaniak M., Negussie Y.Z., Zalewski, M. 2015. Incidence of microcystin-producing cyanobacteria in Lake Tana, the largest waterbody in Ethiopia. *African Journal of Ecology* 53, 54-63.
- [38] Rzymiski P., Horyn O., Budzyńska A., **Jurczak T.**, Kokociński M., Niedzielski P., Klimaszuk P., Falfushynska H. 2018. A report of *Cylindrospermopsis raciborskii* and other cyanobacteria in the water reservoirs of power plants in Ukraine. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(15) 15245-15252.

Szeroki rozwój badań genetycznych umożliwia ich zastosowanie w procesie wczesnego wykrywania potencjalnie toksygennych genotypów sinic oraz prowadzenie dalszych badań mających na celu poznanie mechanizmu odpowiedzialnego za produkcję toksyn [11]. Wstępne badania realizowane na trzech zbiornikach w Polsce w roku 2004: jezioro Bnińskie, Jeziorak i Zalew Sulejowski wykazały, że obecność genów zespołu *mcy* w próbkach wody znalazło przełożenie na występowanie mikrocytyn w sinicowych zakwitach wody [11, 28].

Potwierdziły to również badania prowadzone w latach następnych na materiale pobranym z innych polskich jezior [13]. Tak więc identyfikacja toksygennych genotypów sinic jest sygnałem o potencjale sinic do produkcji niebezpiecznych toksyn i dlatego stanowi skuteczną metodę identyfikacji przed możliwym zagrożeniem związanym z występowaniem cyjanotoksyn np. w miejscach rekreacyjnych [11, 12].

Z kolei badania prowadzone w roku 2006 i 2007 wykazały w próbkach pobranych z dwóch jezior wielkopolskich (Jezioro Bnińskie i Bytyńskie) obecność genu *cyrJ* uczestniczącego w syntezie cząsteczki innej toksyny sinicowej jaką jest cylindrospermopsyna (inny rodzaj toksyny sinicowej), co potwierdziły analizy chromatograficzne tych próbek [11]. Jednakże analiza genetyczna wyizolowanego ze środowiska szczepu *Cylindrospermopsis raciborskii* nie wykazała obecności genu *cyrJ*, zaś analiza chromatograficzna nie wykazała obecności cylindrospermopsyny. Te wstępne badania genetyczne, wykazały że sinicami odpowiedzialnymi za produkcję cylindrospermopsyny w polskich jeziorach mogą być sinice z rodzaju *Aphanizomenon* sp. [23]. Dalsze badania potwierdziły tę hipotezę, stanowiąc jednocześnie pierwsze doniesienie na terenie Europy wschodniej o produkcji cylindrospermopsyny przez *Aphanizomenon gracile* [26].

Efektom prowadzonych badań były publikacje nr 11, 12, 13, 23, 26 i 28 wykazane w pkt IIA załącznika 3 (wykaz publikacji).

### Publikacje:

- [11] Mankiewicz-Boczek J., Izydorczyk K., Romanowska-Duda Z., **Jurczak T.**, Stefaniak K., Kokocinski M. 2006. Detection and Monitoring Toxicogenicity of Cyanobacteria by Application of Molecular Methods. *Environmental Toxicology* 21, 380-387.
- [12] Palus J., Dziubałtowska E., Stańczyk M., Lewińska D., Mankiewicz-Boczek J., Izydorczyk K., Bonisławska A., **Jurczak T.**, Zalewski M., Wąsowicz W. 2007. Biomonitoring of cyanobacterial blooms in polish water reservoir and the cytotoxicity and genotoxicity of selected cyanobacterial extracts. *International Journal of Occupational Medicine and Environmental Health* 20(1), 48-65.
- [13] Boutte C., Mankiewicz-Boczek J., Komarkova J., Grubisic S., Izydorczyk K., Wautelet F., **Jurczak T.**, Zalewski M., Wilmotte A. 2008. Diversity of planktonic cyanobacteria and microcystin occurrence in Polish water bodies investigated using a polyphasic approach. *Applied and Environmental Microbiology* 51, 223-236.
- [23] Mankiewicz-Boczek J., Kokociński M., Gągała I., Pawełczyk J., **Jurczak T.**, Dziadek J. 2012. Preliminary molecular identification of cylindrospermopsin-producing Cyanobacteria in two Polish lakes (Central Europe). *FEMS Microbiology Letters* 326(2), 173-179.
- [26] Kokociński M., Mankiewicz-Boczek J., **Jurczak T.**, Spoof L., Meriluoto J., Rejmonczyk E., Hautala H., Vehniäinen M., Pawełczyk J., Soininen J. 2013. *Aphanizomenon gracile* (Nostocales), a cylindrospermopsin-producing cyanobacterium in Polish lakes. *Environ Sci Pollut Res* 20, 5243-5264.
- [28] Gągała I., Izydorczyk K., **Jurczak T.**, Pawełczyk J., Dziadek J., Wojtal-Frankiewicz A., Józwick A., Jaskulska A., Mankiewicz-Boczek J. 2014. Role of Environmental Factors and Toxic Genotypes in the Regulation of Microcystins-Producing Cyanobacterial Blooms *Microb Ecol* 67, 465-479.

Występowanie sinic, szczególnie w płytkich eutroficznych zbiornikach wodnych, gdzie często tworzą one masowe zakwity, może negatywnie wpływać na zooplankton [18, 19, 27, 36, 37] i ryby [33, 39]. Prowadzone w Zbiorniku Sulejowskim w 2013 roku kompleksowe badania zależności pomiędzy sinicami, ich toksycznością (aktywnością biologiczną), a zooplanktonem i rybami, wykazały, spadek biomasy dużych filtratorów wraz ze wzrostem stężenia mikrocytyn i liczebnością ryb, podczas gdy nie zauważono takich zależności w przypadku mniejszych filtratorów. Liczebność ryb miała tendencję do zmniejszania się na stanowiskach o niższej biomasy sinic i wyższych stężeniach mikrocytyn [33]. Ponadto potwierdzono wcześniejsze wyniki, że stężenie chlorofilu *a* pochodzącego od sinic, genu *mcyA* oraz stężenie mikrocytyn

były istotnie ze sobą skorelowane i były również dodatnio skorelowane z wartościami tlenu, pH i stężeniem fosforanów oraz ujemnie skorelowane z temperaturą i stężeniami azotanów i azotynów. Badania te wskazują na konieczność prowadzenia dalszych prac eksperymentalnych mających na celu ocenę wpływu organizmów żywych podlegających stosunkowo niewielkiej (stężenie chlorofilu *a* poniżej 20 µg/l), ale stałej ekspozycji na sinice i mikrocyistyny.

Z kolei w oparciu o badania prowadzone w dwóch różnych pod względem troficznym ekosystemach wodnych: Zbiorniku Sulejowskim i Jeziorze Białym (k. Gostynina) wykazano, że mikrocyistyny mogą indukować stres oksydacyjny w tkankach wioślarek z rodzaju *Daphnia*, pełniących kluczową rolę w słodkowodnych ekosystemach. Dodatkowo, badania wykazały znacznie wyższe stężenia mikrocyistyn zakumulowanych w tkankach *Daphnia* spp. w jeziorze Białym, pomimo niskich stężeń toksyn w tym ekosystemie, w porównaniu do wyników uzyskanych w Zbiorniku Sulejowskim [25]. Jednocześnie zaobserwowano wysoki poziom peroksydacji lipidów błonowych (LPO) i znaczny spadek stężenia glutationu (GSH) w komórkach wioślarek w jeziorze Białym. Z kolei w Zbiorniku Sulejowskim poziom LPO był ogólnie niższy, a stężenie GSH bardziej stabilne. Aktywność katalazy, która odzwierciedla aktywność systemu antyoksydacyjnego, była zawsze znacznie wyższa w Zbiorniku Sulejowskim niż w jeziorze Białym. Wyniki te pokazują, że pokolenia wioślarek ze Zbiornika Sulejowskiego miały skuteczniejsze systemy antyoksydacyjne, chroniące je przed gromadzeniem się toksyn sinicowych. Sugeruje to, że są one mniej podatne na efekty toksyczne, niż wioślarki występujące w jeziorze Białym. Jednak obecność koniugatów mikrocyistyn z glutationem (MC-GSH i MC-Cys) w tkankach badanych zwierząt wskazała na zdolność do detoksykacji mikrocyistyn przez wioślarki ze Zbiornika Sulejowskiego i Jeziora Białego [25].

Kolejne badania przeprowadzone w Zbiorniku Sulejowskim wykazały, że intensywność zakwitów *Microcystis aeruginosa* oraz jego toksyczność zmienia się wzdłuż długiej osi zbiornika, gdzie najwyższa biomasa sinic obserwowana była zawsze na stanowisku Tresta (przy tamie), niska lub średnia na stanowisku Bronisławów (pośrednim) oraz bardzo niska lub niska na stanowisku Zarzęcin (cofka). Podobnie zmieniała się toksyczność zakwitów – była ona silnie dodatnio skorelowana z biomasą sinic ( $r=0,931$ ). Peroksydacja lipidów błonowych i aktywność katalazy rozwiłitek była ujemnie skorelowana z intensywnością zakwitów. Uzyskane wyniki wykazały, że wartości parametrów stresu oksydacyjnego są niższe u *Daphnia* spp. żyjących na stanowiskach charakteryzujących się większą intensywnością toksycznych zakwitów *M. aeruginosa*. Może być to efektem sprawniej działających mechanizmów detoksykacji u wioślarek narażonych na stały kontakt z sinicami. Może także wskazywać, że wydajność procesów detoksykacji jest zależna od stężenia toksyn sinicowych w środowisku [27].

Efektom prowadzonych badań były publikacje **nr 18, 19, 25, 27, 33, 36, 37 i 39** wykazane w pkt IIA załącznika 3 (wykaz publikacji).

### Publikacje:

- [18] Wojtal-Frankiewicz A., Sieczko A., Izydorczyk K., **Jurczak T.**, Frankiewicz P. 2010. Competitive influence of zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) on *Daphnia longispina* population dynamics on the presence of cyanobacteria. International Review of Hydrobiology 95(4-5), 313-329.
- [19] Wojtal-Frankiewicz A., Frankiewicz P., **Jurczak T.**, Grennan J., McCarthy T.K. 2010. Comparison of fish and phantom midge influence on cladoceran diel vertical migration in a dual basin lake. Aquatic Ecology 44(1), 243-254
- [25] Wojtal-Frankiewicz A., Bernasińska J., **Jurczak T.**, Gwoździński K., Frankiewicz P., Wielanek M. 2013. Microcystin assimilation and detoxification by *Daphnia* spp. in two ecosystems of different cyanotoxin concentrations. J. Limnol. 72(1), 154-171.



- [27] Wojtal-Frankiewicz A, Bernasinska J, Frankiewicz P, Gwoździński K, **Jurczak T**. 2014. Response of *Daphnia*'s Antioxidant System to Spatial Heterogeneity in Cyanobacteria Concentrations in a Lowland Reservoir. PLoS ONE 9(11): e112597.
- [33] Kaczkowski Z., Wojtal-Frankiewicz A., Gągała I., Mankiewicz-Boczek J., Jaskuska A., Frankiewicz P., Izydorczyk K., **Jurczak T.**, Godlewska M. 2017. Relationships among cyanobacteria, zooplankton and fish in sub-bloom conditions in the Sulejow Reservoir. J. Limnol. 76(2), 380-396.
- [36] Wojtal-Frankiewicz A., Bernasińska J., Frankiewicz P., Gwoździński K., **Jurczak T**. 2017. The role of environmental factors in the induction of oxidative stress in zebra mussel (*Dreissena polymorpha*). Aquat Ecol. 51, 289-306.
- [37] Wejnerowski L., Cerbin S., Wojciechowicz M., **Jurczak T.**, Glama M., Meriluoto J., Dziuba M. 2018. Effects of *Daphnia* exudates and sodium octyl sulphates on filament morphology and cell wall thickness of *Aphanizomenon gracile* (Nostocales), *Cylindrospermopsis raciborskii* (Nostocales) and *Planktothrix agardhii* (Oscillatoriales). European Journal of Phycology 53:280-289.
- [39] Godlewska M., Balk H., Kaczkowski Z., **Jurczak T.**, Izydorczyk K., Długoszewski B., Jaskulska A., Gągała-Borowska I., Mankiewicz-Boczek J. 2018. Night fish avoidance of *Microcystis* bloom revealed by simultaneous hydroacoustic measurements of both organisms. Fisheries Research, 207, 74-84.

## 5.5. Rozwój badań związanych z występowaniem sinic z rodzaju *Cylindrospermopsis* i *Aphanizomenon* w polskich ekosystemach wodnych

Badania monitoringowe w zakresie oznaczania toksyn produkowanych przez sinice pozwoliły po raz pierwszy na identyfikację w materiale sinicowym pobranym z polskich wód cylindrospermopsyny [16]. Cylindrospermopsyna jest silnym cytotoksycznym metabolitem sinicowym. Występowanie cylindrospermopsyny do tej pory wiązano głównie z tropikalnymi i subtropikalnymi sinicami. W przeanalizowanym materiale fitoplanktonowym trzech jezior zlokalizowanych w zachodniej Polsce w latach 2006 i 2007 wykryto cylindrospermopsynę w 46% próbek przy użyciu metod HPLC i LC-MS/MS w stężeniu w zakresie 0,16-1,8 µg/l [16]. Było to również pierwsze doniesienie na temat występowania tej toksyny w tej części Europy. Jeziora, w których wykryto cylindrospermopsynę były zdominowane przez sinice *Planktothrix agardhii*, ale występowanie tej toksyny mogło być również związane z inwazyjnym gatunkiem *Cylindrospermopsis raciborskii* i/lub rodzimym *Aphanizomenon gracile*. Dalsze badania molekularne i toksykologiczne potwierdziły obecność toksycznych populacji sinic w próbkach, w których wykryto cylindrospermopsynę. Analiza toksyczności i badania genetyczne wyizolowanych szczepów sinic wykazały, że *Aphanizomenon gracile* był głównym producentem tej toksyny [26].

Z kolei *Planktothrix agardhii* jest gatunkiem sinic powszechnie występującym w wodach jezior północno-zachodniej Polski. Prowadzone badania potwierdziły, że jest zdolny do produkcji mikrocytyn w bardzo dużych stężeniach, przez co zakwity występujące w tym akwenach mogą stanowić olbrzymie zagrożenie zdrowotne dla osób z nich korzystających [20, 22]. Dodatkowo potwierdzono, że gatunek ten zdolny jest do występowania również w okresie zimowym i produkcji w tym czasie mikrocytyn.

Szczegółowe badania ekstraktów sinicowych różnych szczepów *Cylindrospermopsis raciborskii* i *Aphanizomenon gracile* wyizolowanych z pięciu jezior słodkowodnych Polski zachodniej powodowały znaczny wzrost wewnątrzkomórkowej reaktywnej zawartości tlenu w ludzkich granulocytach podczas krótkoterminowej ekspozycji (1h), a także prowadziły do peroksydacji lipidów i śmierci komórek. Ponadto, nie wykryto toksyn sinicowych ani genów odpowiedzialnych za ich produkcję. Jedynym wyjątkiem był DAB (izomer kwasu 2,4-diaminomasowego) zidentyfikowany w bardzo niewielkim stężeniu (poniżej 1,0 µg/g suchej masy) jednego ze szczepów *Aphanizomenon gracile*. Jest to również pierwsze doniesienie o tym związku w szczepie sinicowym w regionie Europy Środkowej [34].

Efektem prowadzonych badań były publikacje nr 16, 20, 22, 26 i 34 wykazane w pkt IIA załącznika 3 (wykaz publikacji).

#### Publikacje:

- [16] Kokociński M., Dziga D., Spoof L., Stefaniak K., **Jurczak T.**, Mankiewicz-Boczek J., Meriluoto J. 2009. First report of the cyanobacterial toxin cylindrospermopsin in the shallow, eutrophic lakes of western Poland. *Chemosphere* 74, 669-675.
- [20] Mankiewicz-Boczek, J., Gągała, I., Kokociński, M., **Jurczak, T.**, Stefaniak, K. 2011. Perennial toxigenic *Planktothrix agardhii* bloom in selected lakes of Western Poland. *Environmental Toxicology* 26(1), 10-20.
- [22] Kokociński M., Stefaniak K., Izydorzyc K., **Jurczak T.**, Mankiewicz-Boczek J., Soininen J. 2011. Temporal variation in microcystin production by *Planktothrix agardhii* (Gomont) Anagnostidis and Komárek (Cyanobacteria, Oscillatoriales) in a temperate lake. *Annales de Limnologie* 47(4), 363-371.
- [26] Kokociński M., Mankiewicz-Boczek J., **Jurczak T.**, Spoof L., Meriluoto J., Rejmonczyk E., Hautala H., Vehniäinen M., Pawełczyk J., Soininen J. 2013. *Aphanizomenon gracile* (Nostocales), a cylindrospermopsin-producing cyanobacterium in Polish lakes. *Environ Sci Pollut Res* 20, 5243-5264.
- [34] Rzymiski P., Poniedziałek B., Mankiewicz-Boczek J., Faassen E., **Jurczak T.**, Gągała-Borowska I., Ballot A., Lüring M., Kokociński M. 2017. Polyphasic toxicological screening of *Cylindrospermopsis raciborskii* and *Aphanizomenon gracile* isolated in Poland. *Algal Research* 24, 72-80.

*Tomasz Jurczak*