

Autoreferat

1. Imię i nazwisko Magdalena Urbaniak

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

24 czerwiec 2005 Uniwersytet Łódzki. Uzyskanie tytułu zawodowego magistra w zakresie ekologii i ochrony wód.

Tytuł pracy magisterskiej *„Zastosowanie wybranych genów zespołu mcyABCDEFGHIJ w systemie wczesnego ostrzegania przed toksycznymi szczepami sinic (Cyanobacteria)”*.

24 listopad 2009 Uniwersytet Łódzki. Uzyskanie stopnia naukowego doktora nauk biologicznych w zakresie ekologii.

Tytuł rozprawy doktorskiej *„Analiza porównawcza zawartości dioksyn i związków dioksynopodobnych w zbiornikach zaporowych o różnych formach antropopresji”*.

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

11.2010 – obecnie Umowa o pracę w wymiarze 1/1 etatu na stanowisku adiunkt w Europejskim Regionalnym Centrum Ekohydrologii Polskiej Akademii Nauk, ul. Tylna 3, 90-364 Łódź;

03.2010- obecnie Umowa o pracę w wymiarze 1/4 etatu na stanowisku adiunkt w Katedrze Ekologii Stosowanej, Wydział Biologii i Ochrony Środowiska, Uniwersytet Łódzki, ul. Banacha 12/16, 90-237 Łódź;

10.2011-06.2013 Umowa o pracę w wymiarze 1/3 etatu na stanowisku biolog w ramach realizacji projektu "Innowacyjne środki i efektywne metody poprawy bezpieczeństwa i trwałości obiektów budowlanych i infrastruktury transportowej w strategii zrównoważonego rozwoju" w Katedrze Ekologii Stosowanej, Wydział Biologii i Ochrony Środowiska, Uniwersytet Łódzki, ul. Banacha 12/16, 90-237 Łódź;

09.2006-10.2010 Umowa o pracę w wymiarze 1/1 etatu na stanowisku asystent w Europejskim Regionalnym Centrum Ekohydrologii Polskiej Akademii Nauk, ul. Tylna 3, 90-364 Łódź.

4. Wskazanie osiągnięcia* 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. nr 65, poz. 595 ze zm.).

a) tytuł osiągnięcia naukowego/artystycznego,

„Dynamika przestrzenna PCDD/PCDF i dl-PCB w kontinuum rzeczonym oraz perspektywy zastosowania roślin z rodziny *Cucurbitaceae* dla usuwania w/w związków ze środowiska”

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

Na osiągnięcia naukowe składa się cykl 7 publikacji, których sumaryczny *Impact Factor* (według roku publikacji) wynosi **9,755**.

Sumaryczna liczba punktów MNiSW wynosi: **155**

Liczba cytowań publikacji według bazy Web of Science na dzień 15.02.2016 wynosi: **29**.

| L P | Autorzy | Tytuł/czasopismo | Punkty MNiSW z roku wydania | Impact Factor z roku wydania | Ilość cytowań bez autocytowań wg WoS |
|----------------|--|--|--|---|---|
| 1 | Urbaniak M., Kiedrzyńska E., Zalewski M., 2012. | The role of a lowland reservoir in the transport of micropollutants, nutrients and the suspended particulate matter along the river continuum. Hydrology Research 43(4), 400-411 | 20 | 1,156 | 14 |
| 2 | * Urbaniak M., Skowron A., Zieliński M., Zalewski M., 2012. | Hydrological and Environmental conditions as key drivers for spatial and seasonal changes in PCDD/PCDF concentrations, transport and deposition. Chemosphere 88, 1358-1367 | 40 | 3,137 | 10 |
| 3 | ** Urbaniak M., 2013. | Biodegradation of PCDD/PCDF and dl-PCB. [W:]: Chamy R., Rosenkran F (Red) Biodegradation - Engineering and Technology . INTECH Publisher, ISBN 978-953-51-1153-5, pp. 73-100 | 5 | - | - |
| 4 | Wyrwicka A., Steffani S., Urbaniak M., 2014. | The effect of PCB-contaminated sewage sludge and sediment on metabolism of cucumber plants (<i>Cucumis sativus</i> L.). Ecohydrology & Hydrobiology 14, 75–82. | 10 | - | 1 |
| 5 | Urbaniak M., Kiedrzyńska E., Kiedrzyński M., Mendra M., Grochowalski A., 2014. | The impact of point sources of pollution on the transport of micropollutants along the river continuum. Hydrology Research , 45(3), 391-410 | 30 | 1,555 | 4 |
| 6 | Urbaniak M., Kiedrzyńska E., Kiedrzyński M., Zieliński M., Grochowalski A., 2015. | The role of hydrology in the polychlorinated dibenzo-p-dioxin and dibenzofuran distributions in a lowland river. Journal of Environmental Quality , 44(4), 1171-1182. doi:10.2134/jeq2014.10.0418 | 30 | 2,652 | 0 |
| 7 | Urbaniak M., Kiedrzyńska E., 2015. | PCB Concentrations and Composition in Waste Water Plant Effluents. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology , 95(4), 530-535. DOI 10.1007/s00128-015-1631-4 | 20 | 1,255 | 0 |
| | | | 155 | 9,755 | 29 |

* - w publikacji wykorzystano częściowo wyniki badań zamieszczone w pracy doktorskiej „*Analiza porównawcza zawartości dioksyn i związków dioksynopodobnych w zbiornikach zaporowych o różnych formach antropopresji*”;

** - praca przeglądowa;

- b) omówienie celu naukowego/artystycznego ww. pracy/prac i osiągniętych wyników wraz z omówieniem ich ewentualnego wykorzystania.

„Dynamika przestrzenna PCDD/PCDF i dl-PCB w kontinuum rzeczonym oraz perspektywy zastosowania roślin z rodziny *Cucurbitaceae* dla usuwania w/w związków ze środowiska”

Wprowadzenie oraz omówienie celu osiągnięcia naukowego

Polska, jako państwo członkowskie Unii Europejskiej zobowiązana jest do wdrożenia założeń Ramowej Dyrektywy Wodnej (2000/60/EC), ustanawiającej ramy wspólnotowego działania w dziedzinie polityki wodnej i osiągnięcia i utrzymania dobrego stanu ekologicznego ekosystemów wodnych. Jednym z warunków osiągnięcia dobrego stanu wód jest eliminacja lub ograniczenie emisji najbardziej niebezpiecznych substancji. Ramowa Dyrektywa Wodna (2000/60/EC) jak również Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady (2013/39/UE, z dnia 12 sierpnia 2013 r. zmieniająca dyrektywy 2000/60/WE i 2008/105/WE) w zakresie substancji priorytetowych w dziedzinie polityki wodnej (Dyrektywa EQS) zawierają wykaz 45 substancji stanowiących poważne zagrożenie dla środowiska wodnego, a za pośrednictwem wody również dla ludzi. Na podstawie listy tych substancji określa się stan chemiczny wód. Wśród w/w substancji wyróżnia się grupę priorytetowych substancji niebezpiecznych, które powinny zostać całkowicie wyeliminowane ze środowiska, ze względu na wysoce toksyczne właściwości, podatność na bioakumulację oraz trwałość. Do grupy tej zaliczone zostały m.in. polichlorowane dibenzo-*para*-dioksyny (PCDD), polichlorowane dibenzofurany (PCDF) i polichlorowane bifenyle (PCB) w tym kongenery dioksynopodobne dl-PCB (*ang.* dioxin like –PCB). Jednocześnie Konwencja Sztokholmska, którą Polska ratyfikowała w roku 2004 zobowiązuje nas do działań mających na celu: 1) ograniczenie zagrożenia, jakie stanowią w/w związki, m.in. poprzez kontrolę ich produkcji, użycia i emisji, oraz 2) określenia stopnia skażenia środowiska i narażenia populacji ludzkiej na ich niekorzystne działanie.

PCDD/PCDF i dl-PCB ze względu na trwałość w środowisku, zdolność do kumulacji w glebach i osadach dennych, wodnych i lądowych łańcuchach troficznych oraz wysoką toksyczność, stanowią długoterminowe zagrożenie dla środowiska i człowieka. Uważa się, że w środowisku globalnym związki te utrzymują relatywnie niezmienny od dziesięcioleci poziom, głównie wskutek stałego przemieszczania się z zasobów glebowych oraz nieustannej dyfuzji z produktów i terenów je zawierających, np. z obszarów zurbanizowanych. Mogą też być spożywane przez zwierzęta i ludzi, w wyniku czego, dochodzi do ich bioakumulacji w tkankach i biomagnifikacji w łańcuchu troficznym (Loganathan i Masunaga, 2015).

Pomimo, iż większość PCDD/PCDF i dl-PCB występuje w środowisku w małych stężeniach, to jednak chroniczne narażenie, zdolność do bioakumulacji i szkodliwość sprawiają, iż stanowią one szczególne zagrożenie dla środowiska, w tym człowieka, jako końcowego ogniwa łańcucha troficznego. Następstwem narażenia na ich toksyczne działanie są zmiany, które często ujawniają się dopiero w kolejnych pokoleniach narażonych organizmów. Wyróżnić tu można m.in. niekorzystny wpływ na płodność, feminizację samców, maskulinizację samic, a w konsekwencji oddziaływanie na proces reprodukcji i liczebności populacji. Ponadto związki te wykazują działanie karcynogenne, hepatotoksyczne, immunotoksyczne i neurotoksyczne (Makles i in., 2001; Loganathan i Masunaga, 2015).

Przykładem ekosystemu, który jest jednym z najbardziej wrażliwych na działanie w/w związków, są rzeki. Ich położenie w najniższych punktach krajobrazu przyczynia się do akumulacji zanieczyszczeń pochodzących z różnych źródeł, takich jak np. depozycja atmosferyczna, spływ z obszarów miejskich i rolniczych czy też dopływ za pośrednictwem

źródeł punktowych. W przypadku PCDD/PCDF i dl-PCB, głównym czynnikiem decydującym o wysokim stopniu ich akumulacji w systemach wodnych jest ich wyjątkowo niska rozpuszczalność w wodzie. Niniejsza właściwość powoduje, że substancje te wiążą się ze znajdującymi się w wodzie cząstkami organicznymi i mineralnymi i w takiej postaci są transportowane wzdłuż kontinuum rzeczno-gdzie ulegają stopniowej depozycji i akumulacji w osadach pełniących rolę ich długoterminowego źródła.

Istotne jest zatem dążenie do obniżenia ilości tychże związków w środowisku, co przyczyni się do zabezpieczenia jego jakości, a tym samym zdrowia społeczeństwa, a jednocześnie stanowić będzie środek do realizacji celów strategii Unii Europejskiej.

Zgodnie z zasadami ekohydrologii (Zalewski, 2000) pierwszym krokiem w celu redukcji i/lub odwrócenia stopnia zanieczyszczenia danego ekosystemu, jest przeprowadzenie dokładnej oceny jego stanu. Ocena taka powinna obejmować szerokie spektrum analiz stężenia danego zanieczyszczenia oraz jego toksyczności względem poszczególnych komponentów ekosystemu (*identyfikacja zagrożeń*), jak również interakcji i procesów determinujących notowane poziomy zanieczyszczeń (*analiza związków przyczynowo-skutkowych*), a następnie wykorzystanie tych powiązań/sprzężeń dla poprawy jakości środowiska (*opracowanie metod i narzędzi dla redukcji zidentyfikowanych zagrożeń*).

Biorąc pod uwagę powyższe, badania stanowiące opisane poniżej osiągnięcie naukowe, miały na celu nie tylko ocenę stężeń i toksyczności PCDD/PCDF i dl-PCB, ale przede wszystkim określenie roli czynników i procesów determinujących uzyskane wartości oraz zaproponowanie możliwości bezpiecznego usuwania badanych związków ze środowiska.

Tym samym, głównym celem niniejszego osiągnięcia jest ocena wpływu zbiornika zaporowego (**publikacje nr 1, 5 i 6 osiągnięcia**) (*punkt I*), warunków hydrologicznych (**publikacje nr 2, 5 i 6 osiągnięcia**) (*punkt II*) oraz punktowych źródeł zanieczyszczeń (**publikacje nr 5 i 7 osiągnięcia**) (*punkt III*) na stężenia, toksyczność (mierzoną jako ekwiwalent toksyczności TEQ - *ang. Toxic Equivalency*) i rozmieszczenie PCDD/PCDF i dl-PCB wzdłuż kontinuum rzeczno-gdzie oraz zaproponowanie możliwości usuwania badanych związków ze środowiska (z osadów dennych i ściekowych) z wykorzystaniem roślin z rodziny *Cucurbitaceae* (**publikacje nr 3 i 4 osiągnięcia**) (*punkt IV*).

Omówienie wyników badań będących podstawą osiągnięcia

I. *Wpływ zbiornika zaporowego na stężenia, toksyczność (mierzoną jako WHO-TEQ) oraz rozmieszczenie PCDD/PCDF i dl-PCB wzdłuż kontinuum rzeczno-gdzie*

Punktem wyjścia dla podjęcia w/w zagadnień były wyniki badań przedstawione w pracy Urbaniak i in. (2012a, **publikacja nr 1 osiągnięcia**), w której skupiono się na dwóch zagadnieniach: 1) rozmieszczeniu dl-PCB w osadach dennych wzdłuż kontinuum rzeki Pilicy oraz 2) wpływie Zbiornika Sulejowskiego na notowane stężenia i toksyczność badanych związków.

Zgodnie z koncepcją ciągłości rzeki (*River Continuum Concept*) (Vannote i in., 1980) procesy ekologiczne zachodzące wzdłuż jej biegu charakteryzuje ciągłość oraz gradientowość geomorfologiczna, chemiczna i biologiczna. Dotyczy to również zanieczyszczeń migrujących wzdłuż systemu rzeczno-gdzie, które dodatkowo należy interpretować w szerokiej czasoprzestrzeni uwzględniającej zarówno rolę zlewni i samej rzeki jak i wpływ obecnych i przeszłych źródeł zanieczyszczeń.

W przypadku związków będących przedmiotem niniejszego osiągnięcia naukowego, liczne dane literaturowe wskazują na wzrost ich stężeń wzdłuż biegu rzeki z najwyższymi wartościami notowanymi w odcinku przyujściowym (Camusso i in., 2000; Kannan i in., 2001;

Kowalewska i in., 2003; Hilscherova i in., 2003; Koh i in., 2004; Niemirycz i Jankowska, 2011).

Wyniki badań przedstawione w pracy Urbaniak i in. (2012a, **publikacja nr 1 osiągnięcia**) potwierdziły, iż również w przypadku rzeki Pilicy, następuje wzrost stężeń dl-PCB wzdłuż jej kontinuum (2,5-krotny wzrost stężenia dl-PCB i TEQ).

Jednocześnie wykazano pozytywną rolę Zbiornika Sulejowskiego jako systemu obniżającego stężenia badanych związków wzdłuż zbiornika oraz poniżej tamy. Powodem tego jest fakt, iż zbiorniki zaporowe, w wyniku przerywania ciągłości transportu materii mineralnej i organicznej oraz związanych z nimi zanieczyszczeń takich jak PCDD/PCDF i dl-PCB, funkcjonują dlań jako pułapki, wpływając na poprawę jakości wody poniżej tamy (Krasa i in., 2005; Devault i in., 2009; Kentzer i in., 2010; Chi i in., 2011; Li i in., 2011; Ran i in., 2013). Dzieje się tak ze względu na charakterystykę limnologiczną zbiorników zaporowych, która wpływa na spowolnienie prądu wody i obniżenie jej siły nośnej. Konsekwencją tego jest nasilenie procesu sedymentacji materii grubocząsteczkowej (zwłaszcza w górnej części zbiornika, o charakterze półrzecznym) jak i drobnocząsteczkowej (zwłaszcza w dolnej części, o charakterze jeziornym) na powierzchni której zaadsorbowane są związki PCDD/PCDF i PCB. Prowadzić to może do okresowego zatrzymania nawet do 90% całkowitej ilości dopływającej materii, a w przypadku badanych związków ocenia się, że wartość ta sięga nawet 97% (DiPinto i in., 1993).

Potwierdziły to wyniki badań wcześniej wspomnianej pracy Urbaniak i in. (2012a, **publikacja nr 1 osiągnięcia**), gdzie zanotowano 79% redukcję zarówno stężenia sumy 12 dl-PCB (z 13,76 do 2,92 ng/kg) jak i TEQ (z 0,53 do 0,11 ng TEQ/kg) poniżej tamy. Jednocześnie wykazano 29% i 40% redukcję odpowiednio stężenia całkowitego dl-PCB (z 9,21 do 6,54 ng/kg) oraz stężenia TEQ (z 0,42 do 0,25 ng TEQ/kg) w osadach dennych pobieranych wzdłuż Zbiornika Sulejowskiego.

Uzyskane wyniki stały się podstawą do dalszych analiz ukierunkowanych na ocenę roli zbiorników zaporowych, jako systemów obniżających stężenie i toksyczność nie tylko dl-PCB ale też PCDD/PCDF. Badania Urbaniak i in. (2014) (**publikacja nr 8, punkt IIA z wykazu osiągnięć**) potwierdziły, iż zbiorniki zaporowe mogą pełnić rolę systemów doczyszczających dla w/w niebezpiecznych substancji priorytetowych, redukując stężenia wybranych izomerów PCDD/PCDF w osadach dennych wzdłuż zbiornika nawet o 94% oraz zmniejszając stężenie HxCDD/HxCDF w wodzie poniżej tamy o 89% w porównaniu do próbek pobranych powyżej zbiornika.

Dalsze badania Urbaniak i in. (2014, **publikacja nr 5 osiągnięcia**), ukierunkowane na analizę wody rzecznej wpływającej (stanowisko Sulejów) i wypływającej ze Zbiornika Sulejowskiego (stanowisko Tomaszów Mazowiecki) również wykazały redukcję stężenia całkowitego sumy PCDD/PCDF i dl-PCB wynoszącą od 21% (z 110,64 do 87,48 pg/L) w okresie przepływu ekstremalnego do 24% (z 51,98 do 38,70 pg/L) w okresie przepływu stabilnego. W przypadku stężenia TEQ redukcje te były znacznie większe i wyniosły od 33% (z 3,56 do 2,37 pg TEQ/L) w okresie stabilnej hydrologii do 63% (z 6,59 do 2,14 pg TEQ/L) w okresie przepływu ekstremalnego. Również w pracy Urbaniak i in. (2015, **publikacja nr 6 osiągnięcia**) wykazano, iż próbki wody pobrane poniżej tamy charakteryzują się o 63% niższymi stężeniami PCDD/PCDF TEQ od tych pobranych powyżej zbiornika.

Wyniki uzyskane w ramach w/w prac (**publikacje nr 1, 5 i 6, osiągnięcia**), oprócz pozytywnej roli zbiornika zaporowego, wykazały również problem zanieczyszczenia zarówno osadów dennych (**publikacje nr 1 osiągnięcia**) jak i wód rzeki Pilicy związkami PCDD/PCDF i dl-PCB (**publikacje nr 5 i 6 osiągnięcia**). Wyniki te stały się podstawą do dalszych analiz ukierunkowanych na ocenę wpływu warunków hydrologicznych (punkt II) oraz punktowych źródeł zanieczyszczeń (punkt III) na notowane stężenia, toksyczność oraz rozmieszczenie PCDD/PCDF i dl-PCB wzdłuż kontinuum rzeczno-

II. Wpływ warunków hydrologicznych na stężenia, toksyczność oraz rozmieszczenie PCDD/PCDF i dl-PCB wzdłuż kontinuum rzecznego

Globalne zmiany klimatu wpływają na zarówno ilościowe jak i jakościowe fluktuacje zasobów wodnych. To z kolei przekłada się na zaburzenia cyklu hydrologicznego i przepływu wód w rzekach. Przewiduje się, że częstotliwość i intensywność okresów powodzi i susz również ulegnie zachwianiu, wpływając tym samym na rozwój gospodarczy i socjologiczny danego regionu. Jak podaje Milly i in. (2002) ocieplający się klimat, poprzez intensyfikację globalnego obiegu wody, wpływa na zwiększenie ryzyka wystąpienia powodzi. Chiew i McMahon (2002) podają, iż intensyfikacja opadów generuje większą ilość spływów powierzchniowych podnosząc ryzyko wystąpienia powodzi. W przypadku Polski, scenariusze klimatyczne HELCOM (opracowane dla zlewni Południowego Bałtyku, gdzie roczna suma opadów wynosi 600 mm a 70% powierzchni jest pokryta gruntami rolnymi), prognozują znaczne, do 70%, zwiększenie przepływu wód w rzekach w okresie zimowym z jednoczesnym ich zmniejszeniem o ok. 50% w sezonie letnim (HELCOM Thematic Assessment, 2007). W przypadku pojawienia się tak drastycznych zmian, ekstremalne powodzie i susze będą stanowić poważne zagrożenie dla zrównoważonego rozwoju. Ponieważ woda jest głównym medium odpowiedzialnym za transport materii, biogenów a także zanieczyszczeń ze zlewni, powyższe procesy wpłyną również na zmiany stężenia i ładunku tychże substancji w wodach śródlądowych.

Biorąc pod uwagę powyższe, w pracach Urbaniak i in. (2014, 2015, **publikacje nr 5 i 6 osiągnięcia**) postanowiono oszacować jaki wpływ na stężenia, toksyczność oraz rozmieszczenie PCDD/PCDF i dl-PCB wzdłuż kontinuum rzecznego wywierają warunki hydrologiczne panujące w rzece oraz jej zlewni.

Badania prowadzono w trzech zróżnicowanych pod względem hydrologicznym okresach, tj. w okresie wiosennego wezbrania – przyływ ekstremalny, w okresie stabilnego przepływu oraz w okresie niskiego przepływu (niżówka).

Pod pojęciem wezbrania rozumie się wyraźny wzrost stanów wody, a więc natężenia przepływu w ciekach, co jest wynikiem zwiększonego zasilania z obszaru zlewni, bądź też wywołane może być podpiętrzeniem zwierciadła wody w okresie zimowym na skutek powstawania zatorów lodowych. Natomiast, powódź jest szczególnym przypadkiem wezbrania, tzn. wezbraniem, które przynosi straty gospodarcze i społeczne. Jest to zatem zjawisko hydrologiczne o charakterze społeczno-gospodarczym (Ustawa z dnia 18 lipca 2001 r. Prawo wodne. Dz.U. 2001 nr 115 poz. 1229).

Podczas powstawania i przechodzenia fal wezbraniowych zwłaszcza w ich początkowej fazie, ma miejsce wynoszenie materii i pierwiastków biogenych oraz zanieczyszczeń z obszaru zlewni i ich transport do koryta rzecznego (Wagner i Zalewski, 2000; Hrdinka i in., 2012).

Potwierdzeniem tego są wyniki przytoczone w pracy Urbaniak i in. (2014, 2015, **publikacje nr 5 i 6 osiągnięcia**), które wskazują na determinujący wpływ warunków hydrologicznych panujących w rzece Pilicy na stężenia PCDD/PCDF i dl-PCB. Wyższe o ok. 23% stężenia notowano w okresie wezbraniowym w porównaniu do okresu o stabilnym przepływie; również ładunki transportowane w porze wezbraniowej wzrosły: od 3 do 27 razy w przypadku stężeń całkowitych PCDD/PCDF oraz od 11 do nawet 55 razy w przypadku stężeń wyrażonych jako TEQ. Przyczyną tak znacznych różnic są przede wszystkim warunki hydrologiczne panujące w samej rzece, m.in. turbulentny przepływ, który prowadzi do resuspenji osadów dennych i związanych z nim zanieczyszczeń oraz dopływ zanieczyszczeń uprzednio zdeponowanych na obszarze zlewni w wyniku depozycji atmosferycznej (mokrej i suchej) oraz działalności rolniczej (w tym za pośrednictwem stosowanych środków ochrony roślin) jak również brak stref ekotonowych. Czynniki te wpływają na uzyskane wysokie

stężenia badanych związków w okresie wezbraniowym (Urbaniak i in., 2015, **publikacja nr 6 osiągnięcia**).

Przykładem ekosystemu, który podlega równie gwałtownym amplitudom stanu wód, a tym samym ilości transportowanych zanieczyszczeń są rzeki miejskie. Ich sytuacja hydrologiczna warunkowana jest przede wszystkim uszczelnieniem powierzchni zlewni, które prowadzi do przyspieszenia spływu powierzchniowego oraz redukcji infiltracji i ewapotranspiracji. W efekcie na obszarach zlewni miejskich zaobserwować można z jednej strony przedłużające się okresy niżówek, a z drugiej szybkie formowanie się pików powodziowych, czego wynikiem jest nasilenie odpływu ładunku zanieczyszczeń do wód (Walker i in., 1999).

Przykładem takiego zurbanizowanego ekosystemu jest rzeka Sokołówka, zlokalizowana w pn-zach części Łodzi. Usytuowanie rzeki na wododziale I rzędu między dorzecziami Wisły i Odry oraz sztuczne uregulowanie koryta skutkuje tym, iż jej przepływy naturalne są bliskie zeru i formują się głównie z wód drenażowych kanalizacji deszczowej przy minimalnym udziale spływów naturalnych: powierzchniowych i gruntowych. Natomiast przepływy maksymalne mają charakter gwałtowny i występują po ulewnych opadach i gwałtownych roztopach (Krauze i Wagner, 2008; Krauze i in., 2008; Wagner i in., 2008; Wagner i Breil, 2013). Warunki takie sprzyjają splukiwaniu zanieczyszczeń zdeponowanych wcześniej na obszarze zlewni i wnoszeniu ich do najniżej położonych ekosystemów jakimi są rzeki. Z kolei wyższe sumaryczne sumy opadów, które występują na obszarach dużych miast (według Marsalka i in., 2006, jest to około 5 - 10% wzrostu, a przy gwałtownych, nawalnych deszczach suma opadów może wzrastać nawet o 30%), dodatkowo amplifikują problem pików wezbraniowych prowadząc do miejscowych podtopień.

Problematyka wpływu warunków hydrologicznych na jakość wody w rzece miejskiej i jej zbiornikach została przedstawiona w pracy Urbaniak i in. (2012b, **publikacja nr 2 osiągnięcia**). Przeprowadzone badania potwierdziły determinujący wpływ warunków hydrologicznych na stężenia PCDD/PCDF w rzece Sokołówce oraz pięciu zbiornikach zaporowych usytuowanych wzdłuż jej biegu. Uzyskane wyniki wykazały, iż pomimo podobnych sum opadów w styczniu i lipcu 2008, wynoszących odpowiednio 71 i 78 mm, okres zimowy charakteryzował się częstszym występowaniem opadów deszczu o umiarkowanym przebiegu (do 18 mm maksymalnie), podczas gdy w okresie letnim występowały nawalne ulewy (do 32 mm maksymalnie) poprzedzone przedłużającym się okresem suszy (w czerwcu 2008 zanotowano opad rzędu zaledwie 8 mm). Warunki te wpłynęły na zróżnicowanie stężenia PCDD/PCDF w rzece i jej zbiornikach z wyższymi wartościami notowanymi w okresie letniego poboru. Przyczyną tego stanu było przede wszystkim splukiwanie zanieczyszczeń uprzednio zdeponowanych na obszarze zlewni rzeki (głównie na terenach uszczelnionych) w okresie przedłużającej się suszy. Tak gwałtowne zjawiska hydrologiczne prowadzą również do zmian w hydrologii samej rzeki, generując przepływ turbulentny, którego efektem jest resuspensja zanieczyszczeń z osadów dennych i wtórne zanieczyszczenie toni wodnej badanymi związkami. Wystąpienie gwałtownego letniego opadu deszczu, poprzez maksymalne wypełnienie, a czasem również przepełnienie kanalizacji deszczowej, prowadzi również do wymycia zanieczyszczeń zdeponowanych w okresie bezdeszczowym w świetle instalacji kanalizacyjnej, wykorzystywanej często jako odbiornik nieczystości przez mieszkańców okolicznych osiedli mieszkaniowych. Potwierdzeniem tej tezy są wyniki wyżej cytowanej pracy Urbaniak i in. (2012b, **publikacja nr 2 osiągnięcia**), gdzie wykazano, iż dominującym kongenerem jest OCDD, którego głównym źródłem w środowisku są nieoczyszczone ścieki bytowe. Również wysokie wartości przewodności elektrolitycznej notowanej w wodach rzeki (osiągającej ponad 4500 $\mu\text{S}/\text{cm}$) są charakterystyczne dla nieoczyszczonych ścieków.

III. Wpływ punktowych źródeł zanieczyszczeń na stężenia, toksyczność oraz rozmieszczenie PCDD/PCDF i dl-PCB wzdłuż kontinuum rzecznoego

Jednym z poważnych zagrożeń dla środowiska wodnego są źródła punktowe, które w sposób ciągły wprowadzają zanieczyszczenia do ekosystemu wodnego. Przykładem tego rodzaju źródeł są m.in. odpływy z oczyszczalni ścieków.

W świetle wzrostu zużycia wody i w konsekwencji zwiększenia ilości oczyszczanych ścieków, powstaje pytanie o jakość ścieków oczyszczonych odprowadzanych do odbiorników, czyli najczęściej rzek. Rutynowy monitoring jakości ścieków oczyszczonych obejmuje przede wszystkim analizy BZT₅, ChZT, stężenia azotanów, fosforanów i zawiesiny (Cirja i in., 2008). Przy czym w/w parametry nie odzwierciedlają w pełni ryzyka jakie niesie ze sobą wprowadzanie ścieków oczyszczonych do rzek, jako iż ścieki takie mogą zawierać szereg nie monitorowanych zanieczyszczeń, w tym PCDD/PCDF i dl-PCB. Należy przy tym podkreślić, iż brak jest spójnych uregulowań prawnych określających normy jakości ścieków wprowadzanych do rzek pod kątem stężeń PCDD/PCDF i dl-PCB. Jedynie Artykuł 41 Ustawy Prawo Wodne określa, iż ścieki które wprowadzane są do wód (w ramach zwykłego lub szczególnego korzystania z wód) nie mogą zawierać PCB. Ustawa nie reguluje natomiast kwestii limitów stężeń PCDD/PCDF. Limity takie określa natomiast Rozporządzenie (WE) Nr 166/2006 Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 18 stycznia 2006 r. w sprawie ustanowienia Europejskiego Rejestru Uwalniania i Transferu Zanieczyszczeń i zmieniające dyrektywę Rady 91/689/EWG i 96/61/WE z późniejszymi zmianami (Rozporządzenie WE Nr 596/2009). Precyzuje ono, iż maksymalna dawka sumy PCDD + PCDF TEQ wprowadzana za pośrednictwem oczyszczalni ścieków do kolumny wody nie może być większa niż 0,0001 kg/rok. Jednakże zapis ten odnosi się tylko oczyszczalni ścieków o Równoważnej Liczbie Mieszkańców (RLM) wyższej niż 100 000. Zatem mniejsze oczyszczalnie ścieków nie są w ogóle monitorowane pod względem stężeń PCDD/PCDF.

W świetle danych przedstawionych powyżej, istotne jest określenie zarówno zakresu jak i zmienności stężeń notowanych na odpływach ścieków oczyszczonych z oczyszczalni ścieków, jak i ich wpływu na jakość wody w rzece. Cel ten został zrealizowany na przykładzie zlewni rzeki Pilicy (Urbaniak i in., 2014 i Urbaniak i Kiedrzyńska 2015, **publikacje nr 5 i 7 osiągnięcia**).

W pracy Urbaniak i in. (2014 **publikacja nr 5 osiągnięcia**) badania prowadzone były na 5 stanowiskach zlokalizowanych wzdłuż rzeki Pilicy oraz 17 odpływach oczyszczonych ścieków z komunalnych oczyszczalni ścieków. Oczyszczalnie ścieków podzielone zostały na trzy klasy ze względu na wielkość wskaźnika RLM, tj.: klasa I (0 – 1 999 RLM), klasa II (2 000 – 9 999 RLM), III (10 000 – 14 999), IV (15 000 – 99 999 RLM). Podział ten opiera się na Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 24 lipca 2006 roku w sprawie warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi, oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego.

Analizy oczyszczonych ścieków pobieranych na wylotach z oczyszczalni do rzek wykonane w ramach powyższej pracy, wykazały obecność toksycznych kongenerów PCDD/PCDF i dl-PCB w zakresie stężeń 32,30 - 732,79 pg/L, przy czym średnie wartości dla poboru wykonanego odpowiednio w okresie wezbraniowym (powódź z maja 2010) i okresie stabilnych warunków hydrologicznych (jesień 2010) wyniosły odpowiednio: 81,96 i 216,92 pg/L dla oczyszczalni I klasy, 80,47 i 74,30 pg/L dla oczyszczalni II klasy i 69,82 i 137,06 pg/L dla oczyszczalni IV klasy. Dane te wskazują, iż małe oczyszczalnie ścieków I klasy charakteryzują się wyższymi stężeniami badanych związków w porównaniu do oczyszczalni wyższych klas. W przypadku stężeń mierzonych jako TEQ, uzyskane wartości były znacznie mniej zróżnicowane, wynosząc odpowiednio dla przepływu wezbraniowego i stabilnego: 4,38 i 3,81 pg TEQ/L dla oczyszczalni I klasy, 4,72 i 3,97 pg TEQ/L dla oczyszczalni II klasy oraz 3,94 i 3,15 pg TEQ/L dla oczyszczalni IV klasy.

Podobnie w pracy Urbaniak i Kiedrzyńska (2015, **publikacja nr 7 osiągnięcia**), uzyskane wyniki wykazały, iż najmniejsze oczyszczalnie I klasy charakteryzują się ponad dwukrotnie wyższymi wartościami stężenia dl-PCB w ściekach oczyszczonych w porównaniu do oczyszczalni średnich i dużych. Przy czym zjawiska tego nie stwierdzono w przypadku wartości TEQ, które wahały się w wąskim przedziale od 0,31 do 0,37 pg TEQ/L.

Zupełnie inną sytuację zaobserwowano w przypadku przeliczenia uzyskanych stężeń na ładunki wprowadzane do odbiorników czyli rzeki Pilicy i jej dopływów (Urbaniak i in., 2014, **publikacja nr 5 osiągnięcia**). W tym przypadku największe obciążenia generują oczyszczalnie IV klasy, wprowadzając do rzek średnio 675,50 i 686,68 µg PCDD/PCDF i dl-PCB dziennie, odpowiednio w okresie wezbraniowym i okresie stabilnego przepływu. W tym samym czasie oczyszczalnie I klasy wprowadzają ładunek równy 15,28 i 47,97 µg PCDD/PCDF i dl-PCB dziennie, a oczyszczalnie II klasy 76,54 i 52,57 µg. Podobnie ładunki TEQ wprowadzone do rzek za pośrednictwem odpływów z oczyszczalni ścieków wykazały wzrost wraz z wielkością oczyszczalni oraz jej przepływem. W przypadku dużych oczyszczalni IV klasy, ładunek TEQ wahał się od 26,03 do 59,09 µg TEQ na dzień, natomiast małe oczyszczalnie I klasy wprowadzały pomiędzy 0,70 a 8,81 µg TEQ na dzień.

Uzyskane wyniki potwierdziły problem niedostatecznego oczyszczania ścieków przez wszystkie badane oczyszczalnie ścieków, przy czym duże oczyszczalnie, pomimo najniższych notowanych stężeń, wprowadzają do odbiorników od 14 do 44 razy większe ładunki badanych związków w porównaniu do małych oczyszczalni (I klasy). Może to sugerować, iż duże oczyszczalnie ścieków IV klasy są główną przyczyną zanieczyszczenia wód rzeki Pilicy badanymi związkami (Urbaniak i in. 2014 i 2015, **publikacje nr 5 i 6 osiągnięcia**). Jednakże ekstrapolacja uzyskanych ładunków z 17 na wszystkie 143 oczyszczalnie ścieków zlokalizowane w zlewni rzeki Pilicy przeprowadzona w pracy Urbaniak i in. (2014, **publikacja nr 5 osiągnięcia**), wskazuje, iż zaledwie od ok. 5% do maksymalnie 10% ładunku całkowitego PCDD/PCDF i dl-PCB transportowanego wzdłuż biegu rzeki Pilicy pochodzi z odpływów ścieków oczyszczonych (Urbaniak i in., 2014, **publikacja nr 5 osiągnięcia**). Pozostała część pochodzi ze źródeł obszarowych, głównie depozycji atmosferycznej oraz spływu powierzchniowego z terenów rolniczych i miejskich. Potwierdzeniem tego mogą być moje wcześniejsze prace (publikacje nr 2, 3, 4, 6, 8, 11 i 13 punkt IIA z wykazu osiągnięć), które wskazują na determinujący wpływ zagospodarowania zlewni oraz doliny rzecznej (zurbanizowana, rolnicza, leśna) na notowane stężenia PCDD/PCDF i dl-PCB w ekosystemach wodnych. Jednocześnie uzyskane wyniki wskazują na potencjał zastosowania inżynierii ekologicznej i fitotechnologii (m.in. strefy ekotonowe, terasy zalewowe, zbiorniki zaporowe) w celu redukcji dopływu ładunków PCDD/PCDF i dl-PCB do rzeki. Problematyka ta została szerzej opisana w publikacji Urbaniak i in. (2015, **publikacja nr 6 osiągnięcia**).

IV. Perspektywy zastosowania roślin z rodziny Cucurbitaceae dla obniżenia stężenia PCDD/PCDF i dl-PCB w środowisku

Oczyszczalnie ścieków oprócz wprowadzania do środowiska wodnego związków PCDD/PCDF i dl-PCB, co zostało opisane w punkcie III, produkują również osady ściekowe będące końcowym produktem procesu oczyszczania ścieków.

Osady ściekowe w dotychczasowej praktyce były najczęściej składowane na terenie oczyszczalni, a także wywożone poza jej teren i składowane na składowiskach lub spalane. Z danych publikowanych na stronach Rocznika Statystycznego Ochrony Środowiska na lata 2004-2009 wynika, iż ponad 31% wytworzonych osadów ściekowych podlegało składowaniu, a 14,5% czasowemu magazynowaniu. Tymczasem wejście w życie zapisów Ustawy o odpadach z dnia 14 grudnia 2012 r. (Dz. U. 2013 poz. 21), zabrania (od dnia 1 stycznia 2013 roku) składowania osadów ściekowych charakteryzujących się następującymi parametrami: zawartością ogólnego węgla organicznego powyżej 5% s.m.; stratą przy

prażeniu powyżej 8% s.m.; ciepłem spalania powyżej 6 MJ/kg s.m. Tym samym brak możliwości składowania komunalnych osadów ściekowych powoduje konieczność opracowania efektywnych ekonomicznie i przyjaznych środowisku metod ich zagospodarowania. Jedną z nich jest zagospodarowanie przyrodnicze, czemu sprzyja charakterystyka fizyko-chemiczna osadów ściekowych bogatych w substancje organiczne oraz azot, fosfor, magnez, wapń i siarkę. Taki osad charakteryzuje się zatem wysoką wartością nawozową i może być zagospodarowany przyrodniczo m.in. do nawożenia gleb lub rekultywacji gruntów bezglebowych. Jednakże należy również zaznaczyć, iż osady ściekowe oprócz tego, że są bogate w materię organiczną oraz związki biogenne, zawierają także szereg zanieczyszczeń w tym PCDD/PCDF i dl-PCB, co implikuje problemy dalszego wykorzystania tak zanieczyszczonego osadu jako nawozu w rolnictwie (McLachlan i in., 1996).

Drugim aspektem jest konieczność utylizacji zanieczyszczonych osadów dennych. Jak wynika z danych przedstawionych w punktach I-III oraz moich wcześniejszych pracach (patrz: publikacje nr 2, 3, 4, 6, 8 punkt IIA z wykazu osiągnięć, rozdziały w monografiach nr 1, 2, 3 punkt IID z wykazu osiągnięć oraz publikacje międzynarodowe nr 2 i 3 punkt IID z wykazu osiągnięć) ekosystemy wód płynących Polski Środkowej obejmujące zarówno zlewnie zurbanizowane jak i rolnicze niosą ładunki PCDD/PCDF i dl-PCB, które następnie zostają częściowo zdeponowane w osadach dennych zbiorników zaporowych i/lub mogą być dalej transportowane wzdłuż kontinuum aż do ekosystemu Morza Bałtyckiego (Kowalewska, 1999; Kowalewska i in., 2003; Niemirycz i Jankowska, 2011).

Stąd też kolejnym elementem rozwijanym na bazie wyników opisanych w punktach I-III jest zaproponowanie możliwości usuwania badanych związków poprzez wykorzystanie zanieczyszczonych osadów ze zbiorników zaporowych oraz osadów ściekowych jako nawozu dla roślin.

Badania realizowane w ramach w/w tematyki opierają się na koncepcji ekohydrologii, która postuluje wykorzystanie właściwości ekosystemów, jako narzędzia komplementarnego dla rozwiązań inżynieryjno – technicznych oraz stwarza dostęp do tzw. „*low-cost high technologies*” („*zaawansowanych technologii niskobudżetowych*”) (Zalewski i in., 2003; Zalewski, 2014). Jednym z elementów wykorzystywanych przez ekohydrologię są biotechnologie ekosystemowe, bazujące na wykorzystaniu specjalistycznej wiedzy o procesach naturalnie występujących w przyrodzie do poprawy jakości środowiska i obejmujące m.in. bioremediację czyli wykorzystanie mikroorganizmów oraz fitoremediację czyli użycie roślin do usunięcia zanieczyszczeń lub ich konwersji do form mniej toksycznych dla środowiska.

Punktem wyjścia dla realizacji w/w zagadnienia były dane literaturowe zebrane celem przygotowania, na zaproszenie międzynarodowego wydawnictwa InTech, artykułu przeglądowego ukierunkowanego na procesy biodegradacji PCDD/PCDF i dl-PCB (Urbaniak 2013, **publikacja nr 3 osiągnięcia**). Zebranie materiałów do w/w artykułu było podstawą do podjęcia badań nad zastosowaniem roślin z rodziny dyniowatych (*Cucurbitaceae*) celem obniżenia stężenia PCDD/PCDF i dl-PCB w glebie nawożonej osadami dennymi i ściekowymi. Wybór tych roślin podyktowany był faktem, iż są one zdolne do pobierania silnie hydrofobowych związków jakimi są PCDD/PCDF i PCB z gleby i ich translokacji do łodygi i liści (Hülster i in., 1994; Engwall i Hjelm, 2000; White i in., 2003, 2005; Inui i in., 2008). Ostatnie badania wskazują, iż mechanizm odpowiedzialny za tę wyjątkową zdolność roślin z rodziny *Cucurbitaceae* związany jest z ekspresją genu MLP-GR3, kodującego białko ksylemowe o masie 17 kD (Inui i in., 2013). Białko to odpowiada za zmniejszenie hydrofobowości pobieranych związków organicznych, co ułatwia ich translokację z korzeni do części nadziemnych roślin (tj. łodygi i liści), co warunkuje przydatność roślin z rodziny *Cucurbitaceae* jako efektywnych narzędzi w procesie fitoremediacji PCDD/PCDF i dl-PCB.

Badania realizowane w ramach projektu POiG pt. „*Innowacyjne środki i efektywne metody poprawy bezpieczeństwa i trwałości obiektów budowlanych i infrastruktury transportowej w strategii zrównoważonego rozwoju. PT 8.6: Innowacyjne metody harmonizacji biotechnologii ekosystemowych z infrastrukturą systemów kanalizacyjnych i oczyszczania ścieków*” (Wyrwicka i in., 2014, **publikacja nr 4 osiągnięcia**) wykazały, iż zastosowanie osadów dennych oraz ściekowych (w dawkach 3, 9 i 18 t/ha) powoduje znaczny wzrost stężenia PCB w nawożonej glebie. Jednocześnie zastosowanie roślin ogórka (*Cucumis sativus* L. odm. Cezar) spowodowało zmniejszenie stężenia PCB średnio o 38,63% w przypadku gleby nawożonej osadami ściekowymi i 27,38% w przypadku gleby nawożonej osadami dennymi. Jednocześnie w przypadku osadów ściekowych zaobserwowano obniżenie efektywności redukcji stężenia PCB (redukcja stężenia PCB o 41,28%; 38,39% i 36,22% w przypadku dawki 3, 9 i 18 t/ha), podczas gdy w glebie nawożonej osadami dennymi efektywność wzrastała (redukcja stężenia PCB o 25,24%; 27,08% i 29,82% w przypadku dawki 3, 9 i 18 t/ha). Przyczyną tych różnic może być zróżnicowane zanieczyszczenie matryc jakimi są osady ściekowe i denne. Zastosowane osady ściekowe, oprócz związków PCB, zawierają również szereg innych zanieczyszczeń, w tym metale ciężkie, które mogą negatywnie wpływać na kondycję roślin, a tym samym ich efektywność fitoremediacyjną. Z kolei zastosowane osady denne są bogate w związki żelaza i wapnia (dane nieopublikowane), poprzez właściwości immobilizujące wpływają na obniżenie toksyczności osadów względem rośliny (Urbaniak i in., 2013, publikacja nr 8 punkt IID z wykazu osiągnięć).

Obecnie, w ramach realizacji projektu MNiSW pt. „*Rola bakterii ryzosferycznych oraz roślin z rodziny Cucurbitaceae w procesie usuwania toksycznych związków PCDD/PCDF*” (nr 0492/IP1/2014/73), którego jestem kierownikiem, trwają prace nad poznaniem mechanizmu usuwania związków organicznych przez wybrane rośliny z rodziny *Cucurbitaceae*. Badania z wykorzystaniem szerokiego spektrum analiz chemicznych, molekularnych i enzymatycznych pozwolą na ocenę roli zarówno bakterii ryzosferycznych jak i badanych roślin w procesie usuwania zarówno PCB jak i PCDD/PCDF ze środowiska glebowego oraz wpływu tychże związków na kondycję roślin.

Wykorzystanie wyników

Wyniki będące podstawą wyżej opisanego osiągnięcia naukowego wskazały nie tylko jaki stopień zanieczyszczenia związkami PCDD/PCDF i dl-PCB występuje w przypadku rzeki Pilicy i Sokołówki, ale przede wszystkim jakie procesy wpływają na notowane stężenia.

Analiza warunków hydrologicznych wykazała determinującą rolę przepływu na notowane stężenia, warunkując nawet 55-krotnie wyższe wartości w okresie wezbraniowym w porównaniu do okresu o stabilnej hydrologii. Dalsze badania ukierunkowane na scharakteryzowanie fazy wezbrania która niesie najwyższe stężenie PCDD/PCDF i dl-PCB może przyczynić się do redukcji stężenia tychże zanieczyszczeń poprzez retencjonowanie fali wezbraniowej w zbiornikach zaporowych o strukturze biologicznej zwiększającej potencjał biodegradacyjny badanych związków oraz na terasie zalewowej w wyniku procesów bio- i fitodegradacyjnych (Leahy i Colwell, 1990; Macek i in., 2000; Gramms i in., 1999; Susarla i in., 2003; Singer i in., 2004; Kuiper i in., 2004; Chaudhry i in., 2005; Yateem i in., 2007). Moje badania opublikowane w pracy Skłodowski i in. (2014, publikacja nr 9 punkt IIA z wykazu osiągnięć) wykazały, iż 40 km odcinek rzeki Pilicy porośnięty zbiorowiskiem roślinności łąkowej przyczynił się do zmniejszenia stężenia TEQ dl-PCB w osadach dennych o 49%. Powyższe dane wskazują, iż wykorzystanie naturalnych teras zalewowych dolin rzecznych ma ogromne znaczenie dla podniesienia tempa samooczyszczania rzeki i może zredukować transport PCDD/PCDF i dl-PCB wzdłuż kontinuum rzeczno-ego. Podobne tezy znaleźć można w pracach m.in. Bayley (1995), Burt i in., (2002), Barendregt (2003), Loeb

i Lamers (2003). Stąd rozpoznanie tego rodzaju zależności przyczyni się do zrozumienia funkcjonowania złożonych ekosystemów rzecznych, a tym samym umożliwi sprawne nimi zarządzanie pod kątem minimalizacji transportu i akumulacji mikrozanieczyszczeń w osadach dennych rzek, zbiorników zaporowych oraz estuariów.

Wyniki będące podstawą wyżej opisanego osiągnięcia naukowego wskazały również na konieczność podjęcia kroków celem minimalizacji ryzyka związanego z niedostatecznym oczyszczaniem ścieków. Jest to istotny problem z punktu widzenia realizacji zapisów dyrektyw unijnych oraz uzyskania i utrzymania dobrego stanu ekologicznego wód naszego kraju. Zgodnie z zapisami Dyrektywy Parlamentu Europejskiego i Rady (2013/39/UE), PCDD/PCDF oraz dl-PCB należą do grupy priorytetowych substancji niebezpiecznych, które powinny eliminowane być m.in. u źródła, w tym przypadku na odpływach z oczyszczalni ścieków. Moje badania realizowane jako główny wykonawca w ramach projektu pt. „*Analiza punktowych źródeł zanieczyszczeń związkami biogennymi, dioksynami i związkami dioksynopodobnymi w zlewni Pilicy oraz opracowanie metod ich rekultywacji*” N305 365738, wykazały, iż zastosowanie systemu biofiltrującego, zwanego Modelowym Układem Biofiltrującym (MUB), na wylocie ścieków oczyszczonych, pozwala na usunięcie od 16 do 55% dl-PCB, przy czym proces usuwania zachodzi głównie w strefie roślinnej (dane nieopublikowane). Wyniki te stały się podstawą do podjęcia obecnie realizowanych badań ukierunkowanych na ocenę roli wybranych gatunków roślin i mikroorganizmów w procesie usuwania PCDD/PCDF i dl-PCB ze środowiska oraz wpływu tychże zanieczyszczeń na metabolizm roślin.

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

Wprowadzenie

Moje zainteresowania naukowe, z wyłączeniem badań którymi zajmowałam się w trakcie realizacji pracy magisterskiej (*punkt I*), skupiają się wokół zagadnień związanych z wykorzystaniem biotechnologii dla redukcji zanieczyszczeń środowiska, ze szczególnym uwzględnieniem trwałych zanieczyszczeń organicznych takich jak PCDD/PCDF i dl-PCB.

Pracę naukową rozpoczęłam badając rozmieszczenie przestrzenne w/w toksycznych związków w zbiornikach zaporowych, czego zwieńczeniem jest rozprawa doktorska pt. „*Analiza porównawcza zawartości dioksyn i związków dioksynopodobnych w zbiornikach zaporowych o różnych formach antropopresji*” (*punkt II*).

Kolejne etapy moich badań przyczyniły się do rozpoznania dróg migracji priorytetowych substancji niebezpiecznych w zlewniach rzek oraz możliwości obniżenia ich stężenia w środowisku (*patrz opis osiągnięcia naukowego*).

Jednocześnie od roku 2008 do 2012 uczestniczyłam w realizacji projektu pomocowego Ministerstwa Spraw Zagranicznych RP dla Etiopii. Efektem czego jest seria publikacji ukierunkowanych na rozpoznanie zagrożeń wynikających z obecności PCDD/PCDF i dl-PCB w środowisku oraz implementacji zaawansowanych, a jednocześnie niskobudżetowych rozwiązań służących poprawie jakości środowiska oraz życia ludzi (*punkt III*).

Badania stanowiące osiągnięcie naukowe jak również wiedza i doświadczenie zdobyte podczas realizacji projektów pomocowych w Etiopii, stały się podstawą do podjęcia kolejnych wyzwań ukierunkowanych na opracowanie efektywnych i przyjaznych środowisku metod eliminacji toksycznych PCDD/PCDF i dl-PCB oraz metali ciężkich poprzez wykorzystanie biotechnologii ekohydrologicznych stanowiących efekt integracji rozwiązań technicznych z procesami biologicznymi (*punkt IV*).

I. Molekularna analiza toksynogennych szczepów sinic (*Cyanobacteria*) – praca magisterska

Pierwsze badania naukowe realizowałam w ramach pracy magisterskiej pt. „*Zastosowanie wybranych genów zespołu mcyABCDEFGHIJ w systemie wczesnego ostrzegania przed toksycznymi szczepami sinic (*Cyanobacteria*)*” wykonywanej pod kierunkiem prof. dr hab. Macieja Zalewskiego i dr Joanny Mankiewicz w Katedrze Ekologii Stosowanej Uniwersytetu Łódzkiego.

Przyczyną, dla której zainteresowałam się w/w tematem, była potrzeba wczesnej detekcji i oceny potencjalnego zagrożenia ze strony toksycznych zakwitów sinicowych w celu zapobiegania dalszej produkcji i uwalnianiu toksyn sinicowych do wody, a tym samym ochrony zdrowia ludzi i zwierząt.

Sinice są organizmami coraz częściej dominującymi w zbiornikach wodnych na całym świecie. Ich masowy rozwój, a w konsekwencji produkcja niebezpiecznych hepatotoksyn (w tym mikrocytyn), stał się przyczyną poszukiwania sposobów ich wczesnej detekcji oraz monitorowania zmian w ich produkcji na poziomie molekularnym.

Występowanie w obrębie jednego gatunku szczepów toksycznych i nietoksycznych, których nie można odróżnić metodą analizy morfologicznej stało się problemem skłaniającym do podjęcia działań innych niż konwencjonalne metody analizy i detekcji toksyn sinicowych.

Alternatywą jest biologia molekularna, dzięki której możliwa jest wczesna detekcja toksycznych szczepów sinic. Molekularny monitoring ma na celu ostrzeganie przed potencjalnym ryzykiem związanym z aktywacją genów odpowiedzialnych za produkcję toksyn i w związku z tym daje możliwość zastosowania środków przeciwdziałających już we wczesnej fazie rozwoju komórek sinicowych. Możliwość uzyskania sygnału detekcji

toksycznych szczepów sinic w badanym materiale przy niskim zagęszczeniu 10 komórek w 1 ml wody czyni analizę molekularną jedną z najczulszych metod detekcji i monitoringu potencjalnie hepatotoksycznych szczepów *Cyanobacteria*. Dodatkowo prowadząc ciągły monitoring molekularny można wyznaczyć okresy najwyższej aktywności biologicznej szczepów toksycznych i przewidzieć wynikające z tego zagrożenia.

Badania, przeprowadzone w ramach realizacji pracy magisterskiej obejmowały kilka etapów tj. pobór próbek wody, izolowanie i oczyszczanie DNA, analizę fragmentów genów 16S rRNA i operonu fikocyjaniny (PC) konserwatywnych dla *Cyanobacteria* oraz genów z zespołu *mcyABCDEFGHIJ* odpowiedzialnych za syntezę toksyn sinicowych - mikrocytyn.

Uzyskane wyniki wykazały wysoką czułość i użyteczność analizy molekularnej jako metody wczesnej detekcji i ostrzegania przed potencjalnie toksycznymi szczepami sinic. Analiza próbek wody pochodzących ze Zbiornika Sulejowskiego pozwoliła wykryć geny z zespołu *mcyABCDEFGHIJ* odpowiedzialne za produkcję mikrocytyn we wczesnej fazie rozwoju toksycznych szczepów oraz monitorować zmiany w ich syntezie podczas całego sezonu wegetacyjnego. Dzięki niskiemu poziomowi detekcji wykazano, że istnieje potencjał komórek zdolnych do produkcji toksyn już przy bardzo niskiej biomacie hepatotoksycznych szczepów sinic wynoszącej 0,67 mg/mL, a dalsze badania potwierdziły obecność toksycznych szczepów przez cały okres wegetacyjny. Ponadto wykazano, iż w celu prowadzenia stałego monitoringu zbiorników wodnych w których dominują sinice z rodzaju *Microcystis* optymalnym rozwiązaniem jest stosowanie przynajmniej dwóch genów z dwóch różnych operonów (ze względu na pełnione funkcje oraz efektywność amplifikacji zarekomendowano stosowanie genu *mcyA* kodującego syntetazę peptydową oraz genu *mcyE* biorącego udział w aktywacji cząsteczki ADDA).

Zagadnienia realizowane w ramach powyższej pracy magisterskiej były jednymi z pierwszych badań w Polsce ukierunkowanych na jakościową ocenę toksynogennych szczepów sinic w środowisku, a uzyskane wyniki posłużyły do dalszych badań, realizowanych to tej pory przez zespół prof. Joanny Mankiewicz-Boczek w Europejskim Regionalnym Centrum Ekohydrologii PAN oraz Katedrze Ekologii Stosowanej Uniwersytetu Łódzkiego. Natomiast wiedza z zakresu wykorzystania technik molekularnych, którą uzyskałam w ramach realizacji w/w pracy magisterskiej, jest obecnie wykorzystywana w celu identyfikacji m.in. genów bakteryjnych odpowiedzialnych za degradację PCDD/PCDF w ramach realizacji projektu MNiSW pt. „*Rola bakterii ryzosferycznych oraz roślin z rodziny Cucurbitaceae w procesie usuwania toksycznych związków PCDD/PCDF*” (nr 0492/IP1/2014/73), którego jestem kierownikiem.

Badania zaowocowały ponadto publikacją: Mankiewicz-Boczek i in. (2006) (**publikacja nr 1, punkt IIA z wykazu osiągnięć**).

II. Analiza porównawcza zawartości dioksyn i związków dioksynopodobnych w zbiornikach zaporowych o różnych formach antropopresji - praca doktorska

Po uzyskaniu tytułu zawodowego magistra, od 1 października 2005 roku, zostałam słuchaczką Stacjonarnego Studium Doktoranckiego Ekologii i Ochrony Środowiska na Wydziale Biologii i Ochrony Środowiska Uniwersytetu Łódzkiego. Obrona mojej rozprawy doktorskiej pt. „*Analiza porównawcza zawartości dioksyn i związków dioksynopodobnych w zbiornikach zaporowych o różnych formach antropopresji*” wykonanej pod kierunkiem prof. dr hab. Maciej Zalewskiego odbyła się 3 listopada 2009 roku. Recenzentami pracy byli prof. dr hab. Janusz Błasiak z Uniwersytetu Łódzkiego oraz prof. dr hab. Konrad Rydzyński z Instytutu Medycyny Pacy im. Nofera w Łodzi. Komisja jednogłośnie przyjęła obronę mojej

rozprawy doktorskiej. Rada Wydziału Biologii i Ochrony Środowiska UŁ na posiedzeniu w dniu 24 listopada 2009 r. nadała mi stopień doktora nauk biologicznych w zakresie ekologii.

W trakcie realizacji pracy doktorskiej, od 1 września 2006 r. zatrudniona byłam w Europejskim Regionalnym Centrum Ekohydrologii Polskiej Akademii Nauk (wcześniej Międzynarodowym Centrum Ekologii Polskiej Akademii Nauk) na stanowisku asystenta.

Podjęte przeze mnie w tym czasie badania dotyczyły depozycji i rozmieszczenia przestrzennego PCDD/PCDF i dl-PCB w osadach dennych zbiorników zaporowych o różnych formach antropopresji.

Punktem wyjścia do podjęcia w/w badań był fakt, iż na zanieczyszczenia związkami PCDD/PCDF i dl-PCB narażone są w szczególności te ekosystemy, które, ze względu na depozycję atmosferyczną, spływ z obszarów zurbanizowanych i rolniczych oraz redystrybucję z osadów dennych, otrzymują relatywnie dużą dawkę zanieczyszczeń. Należą do nich zbiorniki zaporowe, których jakość jest determinowana przez procesy zachodzące w całym systemie: zlewnia–rzeka–zbiornik. Tym samym dynamika i dystrybucja PCDD/PCDF i dl-PCB jest kompleksową funkcją wielkości zanieczyszczenia oraz procesów biogeochemicznych (biologicznych, chemicznych i fizycznych) oraz hydrologicznych, związanych z cyklem wody, zachodzących w danym układzie.

Spowolnienie biegu rzeki, długi czas retencji wody oraz duży ładunek materii niesionej wraz z wodami rzeki do zbiornika zaporowego, stwarzają dogodne warunki do sedimentacji i akumulacji PCDD/PCDF i dl-PCB w osadach dennych. Stąd, ekosystemy te stają się magazynami dla omawianych związków, pełniąc rolę ich długoterminowego źródła i zagrożenia dla organizmów wodnych. W efekcie osady denne są dogodnym materiałem do badań i oceny stopnia stresu środowiskowego wywołanego zanieczyszczeniami związkami chloroorganicznymi.

Z uwagi na konieczność zintegrowanego podejścia do ochrony i rekultywacji ekosystemów wodnych, w pracy doktorskiej podjęłam się analizy zagadnień dotyczących wpływu zagospodarowania zlewni rzeki powyżej zbiornika, powierzchni zlewni rzeki powyżej zbiornika i czasu retencji wody w zbiorniku na stężenia PCDD/PCDF i dl-PCB w osadach dennych. Do badań wybrałam 9 zbiorników zaporowych na terenie Polski (Zbiornik Włocławski, Jeziorsko, Sulejowski, Barycz, Julianów Górny, Julianów Dolny, Zbiornik Zgierska, Zbiornik Teresa i Zbiornik Pabianka) zróżnicowanych pod względem:

- stopnia przekształcenia zlewni w wyniku urbanizacji i rolnictwa;
- wielkości zlewni rzeki powyżej zbiornika;
- czasu retencji wody w zbiorniku.

Uzyskane wyniki pozwoliły stwierdzić, iż spośród przebadanych osadów dennych wybranych zbiorników zaporowych 65% prób przekroczyło poziom zanieczyszczenia wyrażony jako stężenie TEQ (0,85 ng TEQ/kg s.m.), a 5,8% przekroczyło poziom prawdopodobnego wystąpienia skutków – PEL (21,5 ng TEQ/kg s.m.) określonych w Canadian Sediment Quality Guidelines. W przypadku osadów dennych pobranych z miejskich zbiorników małej retencji na rzece Sokołowce limit toksyczności został przekroczony we wszystkich zbiornikach, natomiast przekroczenie wartości PEL zanotowano dla 1 zbiornika (z 5 badanych). Natomiast w przypadku wartości średnich limit PEL nie został przekroczony w żadnym z badanych zbiorników na rzece Sokołowce. W przypadku Zbiornika Włocławskiego i Jeziorsko poziomy toksyczności wszystkich prób przekroczyły podany wyżej limit toksyczności, natomiast poziom PEL został przekroczony w przypadku prób pobieranych ze Zbiornika Włocławskiego. Średni poziom toksyczności prób ze Zbiornika Sulejowskiego, charakteryzującego się najniższym stopniem zanieczyszczenia, przekroczył dopuszczalną wartość poziomu toksyczności na 1 stanowisku, przy czym żadna z analizowanych prób nie wykazała przekroczenia wartości PEL. W Zbiorniku Barycz

o rolniczym typie zagospodarowania zlewni, limit toksyczności nie został przekroczony dla wartości średnich, natomiast próby pobierane w okresach wiosennych przekroczyły ten próg, jednocześnie żadna próba nie przekroczyła poziomu PEL.

Analizując rolę wielkości zlewni oraz udziału terenów zurbanizowanych i rolniczych wykazano tendencję do wzrostu stężenia sumy PCDD/PCDF i dl-PCB oraz poziomu toksyczności prób osadów dennych wraz ze wzrostem obu parametrów, przy czym efekt ten jest dwukrotnie silniejszy w przypadku terenów zurbanizowanych niż rolniczych. Tendencję taką zauważono również przy zwiększeniu przepływu wody. Jednocześnie wykazano wyższe stężenia sumy PCDD/PCDF i dl-PCB w części dolnej zbiorników (60% prób), przy czym poziom toksyczności prób był wyższy w środkowej części zbiorników (67% prób). Przyczyną mogło być tempo transferu w/w związków wzdłuż zbiornika zależne od hydrodynamiki zbiornika oraz specyfika biogeochemiczna determinująca transformację kongenerów PCDD/PCDF i dl-PCB o różnej toksyczności.

Dodatkowe badania zmienności sezonowej badanych związków pozwoliły stwierdzić tendencję do wzrostu stężenia sumy PCDD/PCDF i dl-PCB (69% prób) oraz poziomu toksyczności (61% prób) w okresie wiosennym w porównaniu do okresu jesienno-wiosennego. Wskazywać to może na potencjalne znaczenie wyższej depozycji atmosferycznej i spływu powierzchniowego zwiększających zagrożenie w okresie zimowo-wiosennym oraz intensyfikacji procesów biologicznych w okresie lata, jako czynników redukujących stężenia PCDD/PCDF i dl-PCB w osadach dennych.

Wyniki uzyskane w ramach realizacji pracy doktorskiej stały się podstawą do dalszych analiz ukierunkowanych na określenie roli zbiorników zaporowych w redukcji ładunków i stężeń omawianych związków transportowanych wzdłuż kontinuum rzeczno-lądowego jak również oszacowaniu wpływu punktowych źródeł zanieczyszczeń na jakość wód rzeki oraz poszukiwaniu metod zmniejszenia ryzyka związanego z zanieczyszczeniem osadów dennych zbiorników zaporowych, co było podstawą osiągnięcia naukowego opisanego w punkcie 4c (*opis osiągnięcia naukowego*).

Badania realizowane były w ramach ścisłej współpracy z Instytutem Medycy Pracy im. Nofera w Łodzi (dr Wiktor Wesołowski, dr Danuta Ligocka, mgr inż. Marek Zieliński).

Badania zaowocowały ponadto:

- publikacjami z listy JCR: Urbaniak i in., 2008; Urbaniak i in. 2010; Urbaniak i in. 2010; Urbaniak i in., 2013; Urbaniak i in., 2014; Zieliński i in., 2014; Urbaniak i in., 2015 (**publikacje nr 2, 3, 4, 6, 8, 11 i 13 punkt IIA z wykazu osiągnięć**);

- rozdziałami w monografiach: Urbaniak i in., 2009; Urbaniak i Zalewski, 2010; Urbanik i in., 2010 (**publikacje nr 1, 2 i 3 punkt IID z wykazu osiągnięć**);

- publikacjami międzynarodowymi: Urbaniak, 2007; Urbaniak i in., 2009; Urbaniak i in., 2009 (**publikacje nr 1, 2 i 3 punkt IID z wykazu osiągnięć**);

- publikacją krajową: Urbaniak, 2012 (**publikacja nr 4 punkt IID z wykazu osiągnięć**).

III. Zastosowanie ekohydrologii jako nauki transdyscyplinarnej dla zintegrowanego zarządzania zasobami wodnymi i zrównoważonego rozwoju w Etiopii

Etiopia jest jednym z największych krajów afrykańskich z wielowiekową historią i wysokim potencjałem dynamicznego rozwoju. Jednak pomimo swoich wielu bogactw kraj ten stoi przed licznymi zagrożeniami, podobnie jak pozostałe kraje na tym kontynencie. Najważniejszym bogactwem Etiopii są jego zasoby naturalne i ludzkie, przede wszystkim żyzne gleby, wysokie roczne sumy opadów, długi okres wegetacyjny, korzystna struktura demograficzna ludności i wysoka kultura mająca korzenie w chrześcijaństwie. Z kolei zagrożenia to ograniczona ilość i jakość zasobów wodnych, której przyczyny leżą w

nadmiernym wylesianiu, niewłaściwej praktyce rolniczej oraz niekontrolowanej urbanizacji, a także dynamicznym wzroście liczby ludności powodującym presję na zasoby naturalne. Ta antropopresja to przede wszystkim postępująca, nadmierna eksploatacja pastwisk, a także zagospodarowywanie na cele rolnicze i wypas bydła obszarów dolin rzecznych i brzegów jezior oraz terenów górskich do tej pory nieuprawianych oraz niszczenie terenów podmokłych. Prowadzi to do poważnych modyfikacji cyklu obiegu wody i materii, powodując m.in. nadmierną erozję i utratę żyzności gleb, wypływanie i nadmierne użyźnienie zbiorników wodnych, przesuszenie krajobrazu itp. zaburzające szereg istotnych funkcji ekosystemów (Zalewski, 2010, 2011). Poważnym wyzwaniem jest również wzrost zanieczyszczenia środowiska toksycznymi związkami takimi jak PCDD/PCDF i dl-PCB.

Zagadnienia realizowane przeze mnie w latach 2008-2012 obejmowały udział, a w późniejszym czasie również koordynację ze strony polskiej cyklu 5 projektów finansowanych w ramach programu Polskiej Pomocy Ministerstwa Spraw Zagranicznych RP pt. „*Ecohydrology – a transdisciplinary science for integrated water management and sustainable development in Ethiopia*” (nr 1280/2008; 1018/2009) oraz „*Implementation of ecohydrology – a transdisciplinary science for integrated water management and sustainable development in Ethiopia*” (nr 944/2010; 23/2011; 62/2012).

W ramach realizacji pierwszej fazy omawianego projektu (lata 2008-2009) wykonałam szereg analiz środowiska wodnego i glebowego Etiopii pod kątem oszacowania stopnia zanieczyszczenia poszczególnych jego komponentów związkami PCDD/PCDF i dl-PCB. Uzyskane wyniki wykazały znaczny stopień skażenia badanych próbek, kilkunastokrotnie przekraczający dopuszczalne limity (Urbaniak i in., 2010; Urbaniak i Zalewski, 2011, publikacje nr 4 i 5 punkt IIA z wykazu osiągnięć). Tym samym konieczne stało się zaproponowanie metod minimalizujących ryzyko dalszej degradacji badanych ekosystemów, czego następstwem było utworzenie i optymalizacja funkcjonowania projektów demonstracyjnych ukierunkowanych nie tylko na poprawę jakości środowiska, ale przede wszystkim jakości życia okolicznych mieszkańców (lata 2010-2012). Flagowym wdrożeniem było utworzenie w Aselli (środkowa Etiopia) sekwencyjnego systemu sedymentująco-biofiltrującego, celem testowania efektywności redukcji zawiesiny mineralnej i organicznej, biogenów jak również PCDD/PCDF i dl-PCB. Efektywność tego systemu względem usuwania PCDD/PCDF i dl-PCB wynosi 70%. Tak wysoka redukcja omawianych związków, które ze względu na swoje lipofilne właściwości charakteryzują się znacząco odpornością i długim czasem półrozkładu w środowisku, spowodowana była ich depozycją w części sedymentującej systemu, gdzie w wyniku silnego nasłonecznienia część kongerów ulegała fotodegradacji, jak również biodegradacyjną aktywnością mikroorganizmów zasiedlającym zarówno strefę sedymentującą jak i roślinną. Jednocześnie badania porównawcze wykonane na terenie Polski (prototypowy system sedymentująco-biofiltrujący na rzece Sokołówce) i Etiopii (system sedymentująco-biofiltrujący w Aselli) wykazały, iż systemy te charakteryzują się znaczną wydajnością w usuwaniu związków biogennych oraz zawiesin (Zerihun i in., 2012, publikacja nr 7 punkt IIA z wykazu osiągnięć).

Wyniki te były jedną z przyczyn podjęcia obecnie realizowanych badań ukierunkowanych na ocenę roli mikroorganizmów oraz roślin w procesie usuwania PCDD/PCDF i dl-PCB ze środowiska oraz wpływu tychże zanieczyszczeń na kondycję roślin w ramach projektu MNiSW pt. „*Rola bakterii ryzosferycznych oraz roślin z rodziny Cucurbitacea w procesie usuwania toksycznych związków PCDD/PCDF*” (nr 0492/IP1/2014/73) oraz projektu NCN pt. „*Wpływ PCDD/PCDF z osadów ściekowych na zanieczyszczenie gleby oraz metabolizm Salix sp.*” (nr UMO-2013/09/D/ST10/04043).

Opisane wyżej badania realizowane były w ramach ścisłej współpracy z:

- Ministerstwem Wody i Energii Etiopii (Dyr Yohannes Zerihun Negussie i Wondwosan Abeje Fenta),

- Regionalnymi Biurami Wodnymi (Abraham Asha Tolke z Southern Region Water Bureau oraz Maru Alem Asegahegn z Bureau of Water Resource Development),
 - Instytutem Zarządzania Zasobami Naturalnymi na Afrykę Wschodnią (Dyr Getachew Tikubet),
 - Organizacją na rzecz Odbudowy i Rozwoju Regionu Amhara (dr Yeshanew Ashagrie),
 - Ambasadą Rzeczypospolitej Polskiej w Addis Ababie (Ambasador RP w Addis Abebie Jarosław Szczepankiewicz, Konsul RP w Addis Abebie Krzysztof Buzalski).
- Badania zaowocowały ponadto:
- publikacjami z listy JCR: Urbaniak i Zalewski, 2011; Mankiewicz-Boczek i in., 2015 (**publikacje nr 5 i 12 punkt IIA z wykazu osiągnięć**);
 - rozdziałami w monografiach: Zalewski i Urbaniak, 2012; Zalewski in., 2014 (**publikacje nr 6 i 7 punkt IID z wykazu osiągnięć**);
 - publikacjami międzynarodowymi: Zalewski i in., 2010; Zalewski i in., 2010; Zerihun Negussie i in., 2011; Zerihun Negussie i in., 2012 (**publikacje nr 4, 5, 6 i 7 punkt IID z wykazu osiągnięć**);
 - publikacją krajową: Urbaniak, 2010 (**publikacja nr 2 punkt IID z wykazu osiągnięć**).

IV. Wykorzystanie biotechnologii ekohydrologicznych dla ograniczenia ryzyka związanego z zanieczyszczeniem środowiska PCDD/PCDF i dl-PCB oraz metalami ciężkimi

Zagadnieniem rozwijanym w ramach w/w tematyki jest analiza możliwości wykorzystania m.in. osadów ściekowych zanieczyszczonych związkami PCDD/PCDF jako nawozu pod uprawę roślin energetycznych, głównie wierzby energetycznej oraz rekultywacji gruntów niskiej jakości. Głównym celem badań jest ocena wpływu toksycznych kongenerów PCDD/PCDF na metabolizm wierzby oraz stopień bioakumulacji tychże związków w jej tkankach. Brak uregulowań prawnych w Polsce dotyczących stężeń PCDD/PCDF w osadach ściekowych i glebie powoduje, iż brak jest danych dotyczących wpływu stosowanych dawek osadów ściekowych, zanieczyszczonych toksycznymi kongenerami PCDD/PCDF zarówno na stopień zanieczyszczenia gleby jak i kondycję roślin energetycznych, a co z tym związane wydajność procesu produkcji biomasy. Tego rodzaju badania nie były dotychczas prowadzone, a wyniki dotyczące wykorzystania roślin w procesie remediacji PCDD/PCDF pochodzące z literatury światowej przedstawiają sprzeczne informacje. Zagadnienie to jest obecnie realizowane w ramach projektu NCN pt. „Wpływ PCDD/PCDF z osadów ściekowych na zanieczyszczenie gleby oraz metabolizm *Salix sp.*”(nr UMO-2013/09/D/ST10/04043), którego jestem kierownikiem.

Badania te realizowane są w ramach ścisłej współpracy z:

- Katedrą Fizjologii i Biochemii Roślin Wydziału Biologii i Ochrony Środowiska UŁ (dr Anna Wyrwicka),
- Europejskim Regionalnym Centrum Ekohydrologii PAN (prof. Joanna Mankiewicz-Boczek, dr Ilona Gażała),
- Instytutem Medycyny Pracy im. Nofera w Łodzi (prof. Wojciech Wąsowicz, mgr inż. Marek Zieliński),
- Pracownią Gleboznawstwa i Geoekologii Katedry Geografii Fizycznej Wydziału Geografii UŁ (dr Wojciech Tołoczko),
- Instytutem Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa Państwowym Instytutem Badawczym w Puławach (dr Grzegorz Siebielec, dr Anna Gałazka, mgr Sylwia Siebielec),
- Laboratorium Analiz Śladowych Politechniki Krakowskiej (prof. Adam Grochowalski)

Badania zaowocowały ponadto:

- monografią: Urbaniak i in., 2013 (**publikacja nr 8 punkt IID z wykazu osiągnięć**);
- publikacjami krajowymi: Szewczyk i Urbaniak, 2012; Urbaniak i in., 2014; Posmyk i Urbaniak, 2014 (**publikacje nr 5, 6 i 7 punkt IID z wykazu osiągnięć**).

Kolejnym zagadnieniem jest problematyka zanieczyszczenia rzek i zbiorników miejskich związkami chloroorganicznymi i jak również metalami ciężkimi. Przykładem takiego miejskiego ekosystemu są zbiorniki rekreacyjne Arturówek na rzece Bzurze. Akwenty te, podobnie jak większość wód na terenach zurbanizowanych, znajdują się pod znacznym wpływem oddziaływań antropogenicznych, negatywnie wpływających na jakość wody, ograniczając tym samym możliwość użytkowania rekreacyjnego tego obszaru. Podejmowane w przeszłości próby poprawy jakości wód zbiorników Arturówek (np. poprzez usuwanie osadów dennych) ze względu na swój ograniczony charakter nie przynosiły trwałej poprawy sytuacji. Dlatego też podjęto próbę wdrożenia kompleksowych rozwiązań rekultywacyjnych, mających na celu poprawę jakości rzeki Bzury i zlokalizowanej na niej kaskady zbiorników w oparciu o systemowe podejście ekohydrologiczne. Wyzwanie to zostało podjęte w ramach projektu europejskiego LIFE+ pt.: „*Ekohydrologiczna rekultywacja zbiorników rekreacyjnych „Arturówek” (Łódź) jako modelowe podejście do rekultywacji zbiorników miejskich (EH-REK)*” (LIFE08 ENV/PL/000517). Moje badania realizowane w pierwszej fazie projektu skupiły się przede wszystkim na analizie zmienności stężeń zarówno PCDD/PCDF i dl-PCB jak i metali ciężkich celem oceny stanu ekosystemu pod kątem dalszych działań rekultywacyjnych. Kolejne fazy realizacji projektu ukierunkowane były na ocenę efektywności funkcjonowania wdrożonych rozwiązań z zakresu biotechnologii ekosystemowych i fitotechnologii (m.in. strefy buforowe z barierami biogeochemicznymi oraz pływające wyspy, sekwencyjny system biofiltracyjny systemu dla redukcji zagrożenia wodami burzowymi) oraz zaproponowanie działań optymalizujących ich funkcjonowanie. Uzyskane wyniki wykazały, iż zastosowanie w/w rozwiązań przyczyniło się do obniżenia stężenia całkowitego PCDD/PCDF i stężenia TEQ w osadach dennych odpowiednio o 90% i 78%. Jednocześnie zanotowano obniżenia stężenia metali ciężkich od 14% dla Hg do nawet 60% w przypadku Ni (dane nieopublikowane).

Badania te realizowane są w ramach ścisłej współpracy z:

- Katedrą Ekologii Stosowanej Wydziału Biologii i Ochrony Środowiska UŁ (dr Tomasz Jurczak),
- Laboratorium Analiz Śladowych Politechniki Krakowskiej (prof. Adam Grochowalski).

Do chwili obecnej badania zaowocowały:

- rozdziałami w monografii: Jurczak i in., 2012 i Stolarska i in., 2012 (**publikacje nr 4 i 5 punkt IID z wykazu osiągnięć**);
- referatem na międzynarodowej konferencji: Urbaniak in., 2014 (**referat nr 10 punkt IIK z wykazu osiągnięć**). Referat ten został nagrodzony nagrodą za najlepszą prezentację ustną (**punkt IJ z wykazu osiągnięć**).

Literatura:

- Barendregt A., 2003. Ecological impact of flooding in a fresh water tidal area. International conference “Towards natural flood reduction strategies”. September 2003, Warsaw, Poland.
- Bayley P.B., 1995. Understanding Large River: Floodplain Ecosystems. Bioscience 45(3), 153-158.
- Burt T.P., Bates P.D., Stewarts M.D., Claxton A.J., Anderson M.G., Price D.A., 2002. Water table fluctuations within the floodplain of the river Severn, England. Journal of Hydrology 262: 1-20.
- Camusso M., Vignati D., Van De Guchte C., 2000. Ecotoxicological assessment in the rivers Rhine (The Netherlands) and Po (Italy). Aquat. Ecosys. Health Manag. 3: 335–345.

- Chaudhry Q., Blom-Zandstra M., Gupta S., Joner E.J., 2005. Utilizing the synergy between plants and rhizosphere microorganisms to enhance breakdown of organic pollutants in the environment. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 12: 34–48.
- Chi K.H., Hsu S.-C., Lin C.-Y., Kao S.J., Lee T.Y., 2011. Deposition fluxes of PCDD/Fs in a reservoir system in northern Taiwan. *Chemosphere* 83:745–752.
- Chiew F.H., McMahon T. A., 2002. Modelling the impacts of climate change on Australian streamflow. *Hydrol. Processes* 16: 1235–1245.
- Cirja M., Ivashechkin P., Schaffer A., Corvine P.G.F.X., 2008. Factors affecting the removal of organic micropollutants from wastewater in conventional treatment plants (CTP) and membrane bioreactors (MBR). *Rev. Environ. Sci. Biotechnol.* 7:61–78.
- Devault D.A., Gerino M., Laplanche C., Julien F., Winterton P., Merlina G., et al. 2009. Herbicide accumulation and evolution in reservoir sediments. *Sci. Total Environ.* 407:2659–2665.
- DiPinto L.M., Coull B.C., Chandler G., 1993. Lethal and sublethal effects of a sediment-associated PCB Aroclor 1254 on a meiobenthic copepod. *Environ. Toxicol. Chem.* 12: 1909–1918.
- Engwall M., Hjelm K., 2000. Uptake of dioxin-like compounds from sewage sludge into various plant species – assessment of levels using a sensitive bioassay. *Chemosphere* 40: 1189–1195.
- Gramms G., Voigt K.D., Kirsche B., 1999. Oxidoreductase enzymes liberated by plant roots and their effects on soil humic material. *Chemosphere* 38: 1481–1494.
- HELCOM Thematic Assessment, 2007. Helsinki Commission. 2007. Climate change in the Baltic Sea area: HELCOM thematic assessment in 2007. *Baltic Sea Environ. Proc.* 111. *Baltic Marine Environ. Prot. Commiss., Helsinki.*
- Hilscherova K., Kannan K., Nakata H., Yamashita N., Bradley P., Maccabe J.M., Taylor A. B., Giesy J.P., 2003. Polychlorinated dibenzo-p-dioxin and dibenzofuran concentration profiles in sediments and flood-plain soils of the Tittabawassee River, Michigan. *Environ. Sci. Technol.* 37: 468-474.
- Hrdinka T., Novicly O., Hanslik E., Rieder M., 2012. Possible impacts of floods and droughts on water quality. *Journal of Hydro-Environment Research* 6: 145-150.
- Hülster A., Müller J.F., Marschner H., 1994. Soil-plant transfer of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans to vegetables of the cucumber family (*Cucurbitaceae*). *Environ. Sci. Technol.* 28: 1110-1115.
- Inui H., Sawada M., Goto J., Yamazaki K., Kodama N., Tsuruta H., Eun H., 2013. A Major Latex-Like Protein Is a Key Factor in Crop Contamination by Persistent Organic Pollutants. *Plant Physiology* 161: 2128–2135.
- Inui H., Wakai T., Gion K., Kim Y.S., Eun H., 2008. Differential uptake for dioxin-like compounds by zucchini subspecies. *Chemosphere* 73: 1602–1607.
- Kannan K., Kober J.L., Kang Y.S., Masunaga S., Nakanishi J., Ostaszewski A., Giesy J.P., 2001. Polychlorinated naphthalens, -biphenyls, -dibenzo-p-dioxins, -dibenzofurans, polycyclic aromatic hydrocarbons and alcyphenols in sediment from the Detroit and Rouge Rivers, Michigan, USA. *Environ. Toxicol. Chem.* 20: 1878-1889.
- Kentzer A., Dembowska E., Gizinski A., Napiorkowski P., 2010. Influence of the Włocławek Reservoir on hydrochemistry and plankton of a large, lowland river (the Lower Vistula River, Poland). *Ecol. Eng.* 36:1747–1753.
- Koh C.H., Khim J.S., Kannan K., Villeneuve D.L., Senthikumar K., Giesy J.P., 2004. Polychlorinated dibenzop-dioxins (PCDDs), dibenzofurans (PCDFs), biphenyls (PCBs), and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and 2,3,7,8-TCDD equivalents (TEQs) in sediments from the Hyeongsan River, Korea. *Environ. Pollut.* 123: 489–501.
- Kowalewska G., 1999. Phytoplankton - the main factor responsible for transport of polynuclear aromatic hydrocarbons from water to sediments in the southern Baltic ecosystem. *IECS J. Mar. Sci.* 56 (Suppl.): 219-222.
- Kowalewska G., Konat-Stepowicz J., Wawrzyniak-Wydrowska B., Szymczyk-Żyła M., 2003. Transfer of organic contaminants to the Baltic in the Odra Estuary. *Mar. Pollut. Bull.* 46: 703-718.
- Krasa J., Dostal T., Van Rompaey A., Vaska J., Vrana K., 2005. Reservoirs' siltation measurements and sediment transport assessment in the Czech Republic, the Vrchlice catchment study. *Catena* 64:348–362.
- Krauze K., Wagner I., 2008. An ecohydrological approach for the protection and enhancement of ecosystem services. [In:] Petrosillo, I., Jones, B., Muller, F., Zurlini, G., Krauze, K., Victorov, S. (Eds) *Use of landscape sciences for the assessment of environmental security.* Springer-Verlag Publisher.
- Krauze K., Zawilski M., Wagner I., 2008. Aquatic habitat rehabilitation: Goals, constraints and techniques [In:] Wagner I., Marshalek J., Breil P. (Eds) *Aquatic Habitats in Sustainable Urban Water Management: Science, Policy and Practice.* Taylor and Francis/Balkema: Leiden.
- Kuiper I., Lagendijk E.L., Bloemberg G.V., Lugtenberg B.J.J., 2004. Rhizoremediation: a beneficial plant–microbe interaction. *Mol. Plant Microbe Interact.* 17: 6–15.

- Leahy J.G., Colwell R.R., 1990. Microbial degradation of hydrocarbons in the environment. *Microbiol. Rev.* 54: 305–315.
- Li Q., Yu M., Lu G., Cai T., Bai X., Xia Z., 2011. Impacts of the Gezhouba and Three Gorges reservoirs on the sediment regime in the Yangtze River, China. *J. Hydrol.* 403:224–233.
- Loeb R., Lamers L., 2003. The effects of river water quality on the development of wet floodplain vegetations in the Netherlands. International conference “Towards natural flood reduction strategies”. September 2003, Warsaw, Poland.
- Loganathan B.G., Masunaga Sh., 2015. Chapter 19 - PCBs, Dioxins and Furans: Human Exposure and Health Effects Handbook of Toxicology of Chemical Warfare Agents (Second Edition), 2015: 239-247.
- Macek T., Mackova M., Kas J., 2000. Exploitation of Plants for the Removal of Organics in Environmental Remediation, *Biotechnology Advances* 03/2000; 18(1-18):23-34.
- Makles Z., Świątkowski A., Grybowska S., 2001. Niebezpieczne dioksyny. Wydawnictwo Arkady, Warszawa.
- Marsalek J., Jimenez-Cisneros B., Malmaquist E., Karmazus P.A., Goldenfum J., Chocat B., 2006. Urban Water Cycle Processes and Interactions. Technical Documents in Hydrology No. 78, UNESCO, Paris.
- McLachlan M.S., Horstmann M., Hinkel M., 1996. Polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in sewage sludge: sources and fate following sludge application to land. *Science of the Total Environment* 185: 109-123.
- Milly, W.J., Wetherald R.T., Dunne K.A., Delworth T.L., 2002. Increasing risk of great floods in a changing world. *Nature* 415:514–517.
- Niemirycz E., Jankowska D., 2011. Concentrations and profiles of PCDD/Fs in sediments of major Polish rivers and the Gdansk Basin--Baltic Sea. *Chemosphere* 85(3): 525-532.
- Ran, L., Lu X.X., Xin Z., Yang X., 2013. Cumulative sediment trapping by reservoirs in large river basins: A case study of the Yellow River basin. *Global Planet. Change* 100:308–319.
- Singer A.C., Thompson I.P., Bailey M.J., 2004. The tritrophic trinity: a source of pollutant-degrading enzymes and its implications for phytoremediation. *Curr. Opin. Microbiol.* 7: 239–244.
- Susarla S., Medina V.F., McCutcheon S.C., 2002. Phytoremediation: an ecological solution to organic chemical contamination. *Ecol. Eng.* 18: 647–658.
- Vannote R.L., Minshall G.W., Cummings K.W., Sedell J.R., Cushing C.E., 1980. The River Continuum Concept. *Can. J. Fish. Aquatic Sci.* 37: 130–137.
- Wagner I., Bocian J., Zalewski M., 2008. The ecohydrological dimension of small urban river management for stormwater and pollution loads mitigation: Lodz, Poland [In:] Wagner, I., Marshalek, J. and Breil, P. (Eds.) *Aquatic habitats in sustainable urban water management: science, policy and practice*. Taylor and Francis/Balkema: Leiden.
- Wagner I., Breil P., 2013. The role of ecohydrology in creating more resilient cities. *Ecohyd. Hydrobiol.* 13: 113–134.
- Wagner I., Zalewski M., 2000. Effect of hydrological patterns of tributaries on processes in a lowland reservoir – consequence of restoration. *Ecol. Eng.* 16: 79-90.
- Walker W.J., McNutt R.P., Maslanka C.K., 1999. The potential contribution of urban runoff to surface sediments of the Passaic river: sources and chemical characteristics. *Chemosphere* 38: 363-377.
- White J.C., Mattina M.I., Lee W.-Y., Eitzer B.D., Iannucci-Berger W., 2003. Role of organic acids in enhancing the desorption and uptake of weathered *p,p'*-DDE by *Cucurbita pepo*. *Environ. Pollut.* 124: 71-80.
- White J.C., Parrish Z.D., Isleyen M., Gent M.P., Iannucci-Berger W., Eitzer B.D., Kelsey J.W., Mattina M.I., 2005. Influence of citric acid amendments on the availability of weathered PCBs to plant and earthworm species. *Int. J. Phytoremed.* 8: 63–79.
- Yateem A., Al-Sharrah T., Bin-Haji A., 2007. Investigation of microbes in the rhizosphere of selected grasses for rhizoremediation of hydrocarbon-contaminated soils. *Soil Sed. Contam.* 16: 269–280.
- Zalewski M., 2014. Ecohydrology and Hydrologic Engineering: Regulation of Hydrology-Biota Interactions for Sustainability. *J Hydrol Eng* 20(1): 12-1-12-14. DOI: 10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0000999.
- Zalewski M., 2000. Ecohydrology – the scientific background to use ecosystem properties as management tools toward sustainability of water resources. *Ecol. Eng. J. Ecohydrol.* 16: 1-8.
- Zalewski M., 2010. Ecohydrology for compensation of Global Change. *Brazilian J. Biol.* 70(3) (suppl.):689-695.
- Zalewski M., 2011. Ecohydrology for implementation of the EU water framework directive. *Proceedings of the Institution of Civil Engineering Water Management* vol. 164 issue WM8: 375-385.
- Zalewski M., Santiago-Fandino V., Neate J., 2003. Energy, water, plant interactions: “Green Feedback” as a mechanism for environmental management and control through the application of phytotechnology and ecohydrology. *Hydrol. Processes* 17: 2753-2767.

Ubravsk Mazeklews