

Załącznik 3a

Autoreferat

Iwona Wagner

**Ekohydrologiczne podstawy
dla innowacyjnych rozwiązań w zrównoważonym rozwoju
i adaptacji miast do zmian klimatu**

Autoreferat

1. Imię i Nazwisko: Iwona Wagner

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

- 1995 Tytuł magistra biologii ze specjalnością biologia środowiskowa.
- Praca magisterska nt. „Globalne zmiany klimatu i ich potencjalny wpływ na procesy zachodzące w ekosystemach wód śródlądowych na przykładzie Sulejowskiego Zbiornika zaporowego i rzeki Pilicy”, wykonana w Katedrze Ekologii Stosowanej pod kierunkiem prof. dr hab. Macieja Zalewskiego
- 2002 Tytuł doktora w dziedzinie nauk biologicznych, w dyscyplinie ekologia i zakresie specjalności ekohydrologia.
- Praca doktorska nt.: „Zmienność procesów i symptomów eutrofizacji Zbiornika Sulejowskiego na tle wybranych czynników klimatycznych, hydrologicznych i biologicznych”, wykonana w Katedrze Ekologii Stosowanej pod kierunkiem prof. dr hab. Macieja Zalewskiego.

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

- 1996 - 2002 Katedra Ekologii Stosowanej, Wydział Biologii i Nauk o Ziemi, Uniwersytet Łódzki, Asystent,
- 2002 - 2015 Katedra Ekologii Stosowanej, Wydział Biologii i Ochrony Środowiska, Uniwersytet Łódzki, Adiunkt,
- 2005 - 2010 Międzynarodowe Centrum Ekologii Polskiej Akademii Nauk
Adiunkt,
- 2007 - 2010 Europejskie Regionalne Centrum Ekohydrologii pod auspicjami UNESCO PAN,
Adiunkt, Za-ca Dyrektora ERCE do spraw UNESCO,
- 2010 - obecnie Europejskie Regionalne Centrum Ekohydrologii pod auspicjami UNESCO PAN,
Adiunkt,
- 2015-2018 Katedra Ekologii Stosowanej, Wydział Biologii i Ochrony Środowiska,
Uniwersytet Łódzki, Starszy wykładowca
- 2018 - obecnie Katedra Ekologii Stosowanej, Wydział Biologii i Nauk o Ziemi,
Uniwersytet Łódzki, Asystent

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. 2017 r. poz. 1789):

a) tytuł osiągnięcia naukowego/artystycznego:

**Ekohydrologiczne podstawy
opracowania innowacyjnych rozwiązań w zrównoważonym rozwoju
i adaptacji miast do zmian klimatu**

b) autor/autorzy, tytuł/tytuły publikacji, rok wydania, nazwa wydawnictwa, recenzenci wydawniczy,

Na osiągnięcie naukowe składa się cykl **6 publikacji**, których sumaryczny *Impact Factor* (według roku publikacji) wynosi **16,294**, 5-letni *Impact Factor* wynosi **18,211**, Sumaryczna liczba punktów MNiSW wynosi **170**. Liczba cytowań wg bazy *Web of Science* (na dzień 28-04-2019): **42**.

[H1] **Wagner, I.**, Breil, P. 2013. The role of ecohydrology in creating more resilient cities. *Ecohydrol. Hydrobiol.* 13 (2013): 113–134

IF: 0,00 (obecnie 1,69)

IF_{5-letni}: 0,00

MNiSW: 10 pkt.

(Publikacja w bazie *Web of Science*)

[H2] 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

IF: 1,633

IF_{5-letni}: 1,918

MNiSW: 25 pkt.

[H3] 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

F: 4,005

IF_{5-letni}: 4,449

MNiSW: 35 pkt.

[H4] Jurczak, T., **Wagner, I.** Wojtal-Frankiewicz, A., Frankiewicz, P., Bednarek, A., Łapińska, M., Kaczkowski, Z., Zalewski, M. 2019. 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

IF: 3,023

IF_{5-letni}: 3,430

MNiSW: 30 pkt.

[H5] Jurczak, T., **Wagner, I.**, Kaczkowski, Z., Szklarek, S., Zalewski, M. 2018. Hybrid system for the purification of street stormwater runoff supplying urban recreation reservoirs. *Ecol Eng* (110): 67-77

IF: 3,023

IF_{5-letni}: 3,430

MNiSW: 30 pkt.

[H6] Krauze, K., **Wagner, I.** 2019. From classical water-ecosystem theories to Nature Based-Solutions - contextualizing Nature-Based Solutions for sustainable city. *STOTEN* (655): 697-706

IF: 4,610

IF_{5-letni}: 4,984

MNiSW: 40 pkt.

Spis treści

1. Wielkoskalowe badania ekohydrologiczne jako punkt wyjścia dla rozwiązań innowacyjnych w systemach miejskich	5
2. Degradacja zasobów wodnych w wyniku urbanizacji i znaczenie wody w rozwoju miast.....	7
3. Ekohydrologiczne podstawy kształtowania odpornych miast (ang. resilient cities) [H1]	8
4. Jakość wody w wybranych odpływach kanalizacji deszczowej zasilającej małe rzeki miejskie Łodzi [H2]	10
5. Prototypowy system NBS do oczyszczania wód opadowych na rzece Sokołówce [H3]	12
6. Systemy hybrydowe i rekultywacja zbiorników rekreacyjnych na rzece Bzurze [H4], [H5]	14
7. Ekologiczne perspektywy stosowania rozwiązań opartych na przyrodzie w zrównoważonym zarządzaniu miastem i adaptacji do zmian klimatu [H6]	16
8. Praktyczne wykorzystanie wyników	17
9. Omówienie pozostałych osiągnięć naukowo - badawczych	20
10. Wskaźniki bibliometryczne	22
11. Zestawienie skrótów stosowanych w pracy.....	23
12. Literatura	24

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

1. Wielkoskalowe badania ekohydrologiczne jako punkt wyjścia dla rozwiązań innowacyjnych w systemach miejskich

Żyjemy w czasach bezprecedensowego wpływu człowieka na środowisko (Anthropocen; Crutzen, 2002), w których człowiek sam stał się zakładnikiem wywołanych przez siebie zmian (IPCC, 2018). Ludzkość zużywa zasoby naturalne o 1,75 razy szybciej, niż systemy naturalne są w stanie je odnawiać (Global Footprint Network, 2019). Takie tempo degradacji środowiska wymaga podejmowania szybkich, trafnych, opartych o naukowe podstawy decyzji w zakresie środowiska i rozwoju.

W obszarze zarządzania zasobami wodnymi, krytyczny przegląd projektów realizowanych w Unii Europejskiej w poprzednich perspektywach finansowych pokazał jednak, że „wąska orientacja technicznych badań naukowych i ignorowanie politycznego kontekstu lub procesów rozwoju są powodem kolejnych porażek wielu innowacji w sektorze zarządzania wodą, jeżeli chodzi o ich właściwy wpływ” (Gyawali i in. 2006). Te spostrzeżenia przyspieszyły **rozwój badań naukowych ukierunkowanych na rozwiązywanie realnych, zidentyfikowanych przez interesariuszy problemów, czyli tzw. demand-led research** (Butterworth i in. 2008, Sutherland i in. 2012). Takie podejście stało się podstawą koordynowanego przeze mnie w Polsce projektu Europejskiego SWITCH¹ rozwijającego wiedzę i innowację w rozrządzaniu zasobami wodnymi dla zrównoważonego rozwoju miast (Wagner i Zalewski 2011, Wagner i in. 2011).

W realizacji projektu, a także w mojej pracy habilitacyjnej, punktem wyjścia były podstawy funkcjonowania systemów przyrodniczych wynikające z **teorii ekohydrologicznych**, doświadczenia zdobyte w wyniku koordynowanej przeze mnie międzynarodowej współpracy w obszarze **ekohydrologii systemów wielkoskalowych** (UNESCO-IHP Task Force for Demonstration Projects on Ecohydrology - Zalewski, Harper, Wagner, 2009), oraz doświadczenia z **prowadzonych własnych badań ekohydrologicznych** (np. Wagner i in. 2004, 2009, Wagner i Zalewski 2000, 2016). Pierwszym obszarem zainteresowań od początku mojej pracy naukowej, było **funkcjonowanie ekosystemów pod wpływem zmian klimatu**. W pracy magisterskiej i późniejszych publikacjach badałam efekty globalnego ocieplenia na zasilanie wewnętrzne ekosystemów wodnych, oraz analizowałam teoretyczne aspekty jego oddziaływania na przepływ energii, krążenie materii, produktywność ekosystemów, funkcjonowanie sieci troficznych i jakość wód (Zalewski i Wagner 1998, Wagner 2008). Drugim obszarem badawczym były badania prowadzone w czasie i po realizacji pracy doktorskiej, dotyczące **wielowymiarowej analizy zależności pomiędzy warunkami klimatycznymi i dynamiką hydrologiczną rzek a zmiennością transportu i transformacji biogenów w systemie rzeka – zbiornik** i ich znaczenia dla kształtowania i ograniczania procesów i symptomów eutrofizacji w zbiorniku zaporowym (Wagner i Zalewski 2000, Zalewski i in. 2000, Wagner i Zalewski 2016, Kiedrzyńska, Wagner, Zalewski 2008). Zmieniający się w wyniku globalnego ocieplenia rozkład opadów oraz postępujące zmiany zagospodarowania zlewni, były tu rozpatrywane jako synergicznie działające czynniki determinujące te procesy (Wagner-Łotkowska 2002, Wagner i in. 2004, 2009, Wagner i Zalewski 2016).

Powyższe doświadczenia z **systemów wielkoskalowych** wykorzystałam do formułowania i testowania **hipotez ekohydrologicznych w systemach miejskich**, o większym nasileniu antropopresji, zaburzeniach cykli krążenia wody i materii, oraz intensywności oddziaływań społeczno-ekologicznych.

¹ SWITCH - Sustainable Water Management Improves Tomorrow's Cities' Health (6 FP EU, GOCE 018530)

Zgodnie z teorią falsyfikacji Poppera (Givon, 1989) kompleksowe hipotezy badawcze pozwalają identyfikować **nowe właściwości ekosystemów**, które mogą stać się podstawą do **generowania innowacyjnych rozwiązań**. Kompleksowość hipotez wynikała z podejścia **transdyscyplinarnego**, zakładającego wykorzystanie różnych dyscyplin i zorientowanego na rozwiązywanie potrzeb społecznych i wyzwań zdefiniowanych przez interesariuszy (Cagri, Hadley 1986; Wagner i in. 2011, [H1] -Tabela 3). Naturalny cykl obiegu wody był punktem odniesienia dla odtworzenia równowagi w systemach społeczno-ekologicznych. Miasto, natomiast, stało się modelem [H1] do badania realnych problemów [H2], [H3], [H4], rozwijania innowacyjnych rozwiązań dla zarządzania zasobami wodnymi [H3], [H4], [H5], oraz analizy możliwości ich stosowania w zrównoważonym zarządzaniu miastem, błękitno-zieloną infrastrukturą i adaptacją do zmian klimatu [H6]. Wyniki badań stworzyły podstawy wielu wytycznych i działań wspierających ten kierunek rozwoju (Załącznik 4).

Celem moich badań było:

1. Rozwijanie teoretycznych podstaw wdrażania błękitno-zielonej infrastruktury (BZI) i rozwiązań opartych na przyrodzie (ang. „*nature based solutions*” - NBS) w systemach miejskich, w oparciu o teorie ekologiczne i doświadczenia z ekohydrologicznych badań w skali zlewni [H1], [H6],
2. Rozpoznanie zależności ekohydrologicznych kształtujących jakość wody w małych rzekach i zbiornikach miejskich [H1], [H2],
3. Wkład do opracowania innowacyjnych rozwiązań dla oczyszczania wód opadowych zasilających małe rzeki miejskie [H3], [H4], [H5],
4. Wykorzystanie wyników badań transdyscyplinarnych jako podstawy rozwiązań systemowych dla elastycznych/odpornych miast (ang. *resilient cities*) [H1], [H6].

Badania były zrealizowane w latach 2006-2015 w ramach projektów:

- **SWITCH** - Sustainable Water Management Improves Tomorrow's Cities' Health (6 FP EU, GOCE 018530), finansowanego z funduszy Unii Europejskiej,
- „**Innowacyjne środki i efektywne metody poprawy bezpieczeństwa i trwałości obiektów budowlanych i infrastruktury transportowej w strategii zrównoważonego rozwoju**” finansowanego z Europejskiego Funduszu Rozwoju Regionalnego w ramach Programu Operacyjnego Innowacyjna Gospodarka POIG.01.01.02-10-106/09-04,
- **EH-REK** „Ekohydrologiczna rekultywacja zbiorników rekreacyjnych Arturówek (Łódź) jako modelowe podejście do rekultywacji zbiorników miejskich”, finansowanego z instrumentu finansowego Unii Europejskiej LIFE (LIFE08 ENV/PL/000517) i współfinansowanego przez Narodowy Fundusz Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej.

Przedstawione w rozprawie kierunki badawcze w momencie ich podjęcia były pionierskimi w Polsce i jednymi z pierwszych w Europie i na świecie (hasło „*green infrastructure*” w bazie Web of Science w latach 2000-2004: 10 prac). W chwili obecnej ekohydrologia miejska, BZI i NBS, zwłaszcza w kontekście zarządzania zasobami wodnymi i adaptacji zmian klimatu, to bardzo dynamicznie rozwijająca się dziedzina wiedzy (hasło „*green infrastructure*” w bazie Web of Science w latach 2005-2009: 32 prace; w latach 2010-2014: 327 prac; w latach 2015-2019 (do IV): 1837 prac). Te tendencje pokazują rosnącą świadomość wpływu degradacji środowiska na bezpieczeństwo ekologiczne, oraz konieczności poszukiwania nowych rozwiązań w zrównoważonym rozwoju.

2. Degradacja zasobów wodnych w wyniku urbanizacji i znaczenie wody w rozwoju miast

Żyjemy w zurbanizowanym świecie. Statystyki ONZ (2018) podają, że w 2008 roku, po raz pierwszy w historii ludzkości liczba mieszkańców miast przekroczyła 50%. Obecnie (w 2018 r.) odsetek ten wnosi 55,3%. Według prognoz na rok 2050, miasta zamieszkiwać będzie 68,4% prawie 10 miliardowej wówczas populacji ludzkiej. Dlatego też, miasta są kluczowymi obszarami zrównoważonego rozwoju (Cel 11: Uczynić miasta i osiedla ludzkie bezpiecznymi, stabilnymi, zrównoważonymi oraz sprzyjającymi włączeniu społecznemu; ONZ, 2015). Jednakże już sam proces urbanizacji w ciągu ostatnich 150 lat, zasadał się na fundamentalnych przekształceniach krajobrazu, prowadzących do degradacji jednego z trzech filarów zrównoważonego rozwoju - kapitału naturalnego. W rezultacie, w miastach często jakość środowiska jest niska, negatywnie wpływając na zdrowie, jakość i warunki życia mieszkańców (kapitał społeczny) oraz koszty funkcjonowania miasta (kapitał ekonomiczny).

Podstawowym bezpośrednim skutkiem urbanizacji jest ilościowe ograniczenie terenów zieleni na rzecz infrastruktury twardej (tzw. „szarej”). Prowadzi ono do opisywanego już w latach 60. XX wieku zaburzenia lokalnego cyklu hydrologicznego (Leopold, 1968). Procesy retencji krajobrazowej (min. intercepcja, infiltracja, parowanie, transpiracja) ulegają zasadniczemu ograniczeniu na rzecz zwiększenia odpływu powierzchniowego, który w skrajnych przypadkach (przy uszczelnieniu 75-100%) stanowi ponad 95% opadu (SWRCB 2011). Odpływ jest dodatkowo przyspieszany przez konwencjonalną gospodarkę wodną, polegającą na jak najszybszym odprowadzeniu wody opadowej poza obszar miasta, przy użyciu systemów kanalizacji deszczowej i ogólnospławnej, oraz jej odbiorników – na przykład małych rzek miejskich.

W wyniku powyższych procesów ekosystemy miejskie, w tym małe rzeki, ulegają silnemu zaburzeniu. Zmiana krążenia wody w krajobrazie przekłada się na dynamikę hydrologiczną i funkcjonowanie rzek. Przy opadach, przepływy stają się mniej przewidywalne i gwałtowniejsze (Booth i Henshaw, 2001), skraca się czas trwania wezbrania i zwiększają przepływy kulminacyjne, które osiągane są wcześniej i występują częściej niż w warunkach naturalnych (Bartnik i in. 2008). W okresach bezdeszczowych, wydłuża się czas trwania przepływów niskich (Finkenbine i in. 2000) i skraca się czas łączności rzek z dolinami. Zagrożona jest ciągłość przestrzenna i czasowa procesów ekologicznych, np., uniemożliwiając funkcjonowanie fauny wodnej (Poff i in. 1997), zaburzając samooczyszczanie (Jekatierynczuk-Rudczyk 2008) i obniżając odporność ekosystemów na stres (Mori i in. 2018). Zasilanie wodami opadowymi przyspiesza również transfer zanieczyszczeń ze zlewni miejskich, narażając rzeki i powiązane z nimi ekosystemy (np. zbiorniki) na stres chemiczny ([H2], Göbel i in. 2007).

W obliczu powyższych procesów, cytowana powszechnie maksyma, że z wodą związane są trzy problemy: „za dużo, za mało, za brudna” (Kundzewicz i Kowalczak 2009), jest w miastach szczególnie prawdziwa. Z punktu widzenia potrzeb społecznych, problemem są bowiem wynikające z dużych spływów powierzchniowych i niewystarczającej wydolności systemów kanalizacji błyskawiczne powodzie miejskie (ang. *flash floods*), paraliżujące miasta i prowadzące do strat materialnych i zdrowotnych, a nawet zagrażające życiu (EEA 2012). Następujące po odprowadzeniu wody susze miejskie skutkują znacznym obniżeniem wilgotności powietrza (Fortuniak i in. 2006) powodując zwiększenia częstotliwości występowania astmy i alergii (Rodriguez i in. 2011, Kupryś-Lipińska, Kuna, Wagner 2014). Brak wody i zieleni nasila efekt miejskiej wyspy ciepła, przekładającej się u grup szczególnie wrażliwych (np. osoby powyżej 65 roku życia) na znacząco większe ryzyko udarów, problemów z układem krążenia, przegrzaniem i inne, powodując wzrost częstotliwości hospitalizacji

(Mastrangelo i in. 2007, EEA 2012, Heaviside i in. 2017). W praktyce utrzymania miast, brak retencji krajobrazowej zwiększa również koszty jego utrzymania, np. nawadniania zieleni (Wagner i in. 2013).

W takiej sytuacji powstaje pytanie o kierunki zarządzania miastem, które mogłyby przybliżyć je do osiągnięcia teoretycznego punktu równowagi pomiędzy stopniem zainwestowania, możliwością względnie niezaburzonego funkcjonowania środowiska oraz, uzależnionego od niego, dobrostanu mieszkańców (Zalewski i Wagner 2005). W kontekście zrównoważonego rozwoju, jest to kierunek który został uznany za jeden z priorytetowych obszarów działań Organizacji Narodów Zjednoczonych, w Strategii VIII Fazy Międzynarodowego Programu Hydrologicznego UNESCO na lata 2014-2021 (UNESCO, 2012).

Rola wody w kształtowaniu przestrzeni miejskiej oraz naukowe podstawy, oczekiwania społeczno-polityczne, normatywne i regulacyjne stojące za podejmowaniem decyzji w zarządzaniu jej zasobami zmieniały się w sposób zasadniczy na przestrzeni czasu. Brown i in. (2008) opisuje sześć przejściowych etapów w relacji człowieka i wody w miastach, opierających się na kumulującej się wiedzy, kontekście globalnym i zmieniających potrzebach. Obejmują one etapy: zaopatrzenia w wodę (*ang. water supply city*), ochrony zdrowia/odprowadzania ścieków (*ang. sewered city*), ochrony przeciwpowodziowej (*ang. drained city*), rehabilitacji ekosystemów (*ang. waterways city*), odtwarzania lokalnego cyklu hydrologicznego (*ang. water cycle city*) i adaptacji do zmian klimatu (*ang. water sensitive city*). Trzy historycznie pierwsze etapy, wraz z ogólną tendencją wykorzystywania „szarej infrastruktury” dla zaspokojenia potrzeb ludzkich i rozwiązywania problemów środowiskowych, doprowadziły do opisanych wcześniej wyzwań środowiskowych i społecznych. Dlatego też w ostatnich latach wiele miast przeszło do kolejnych etapów, w których wiodącą rolę spełnia kontekst środowiskowy.

Aplikacyjnym wymiarem nowego podejścia jest między innymi zaproponowana przez Komisję Europejską koncepcja zielonej infrastruktury (COM 2013) czyli strategicznie zarządzanej sieci przyrodniczych systemów naturalnych, półnaturalnych i zrekonstruowanych, która dostarcza ludziom konkretnych korzyści, czyli usług ekosystemowych (MEA 2005). W miastach zielona infrastruktura obejmuje naturalne i urządzone tereny zieleni, jak również nowe (eko)systemy miejskie („*novel ecosystems*”; Hobbs et al., 2009). Są to między innymi lasy miejskie, rolnicze tereny miejskie, parki, skwery, zieleń przyuliczna, zielone dachy, zielone ściany i in. Błękitno-zielona infrastruktura (BZI) obejmuje dodatkowo zasoby wodne - ciek, rowy, zbiorniki, tereny podmokłe i in., oraz wszelkie urządzenia NBS wspomagające ich funkcjonowanie np. systemy retencji i oczyszczania wód opadowych. Postuluje się, aby projektowaniu i użytkowaniu BZI, stosować „rozwiązania oparte na przyrodzie” (*ang. Nature Based Solutions - NBS*), które wykorzystują lub naśladują procesy zachodzące w przyrodzie (COM 2015, [H6]).

3. Ekohydrologiczne podstawy kształtowania odpornych miast (*ang. resilient cities*) [H1]

Błękitno-zielona infrastruktura i rozwiązania oparte na przyrodzie są dynamicznie rozwijającym się kierunkiem na drodze adaptacji do zmian klimatu i budowania odpornych (elastycznych) miast, co jest widoczne zarówno w literaturze naukowej (np. COM 2015, Demuzere i in. 2017) jak i strategiach rozwojowych (np. COM 2013, 2013a, MŚ 2013, 2014). Z drugiej strony, ich praktyczne stosowanie napotyka w miastach na wiele wyzwań (np. Zwierzchowska i in. 2019), wśród których skala negatywnych oddziaływań (w tym zanieczyszczenia i stres wodny), ograniczona przestrzeń, oraz uproszczona struktura ekosystemów i ich obniżona odporność na stres, są jednymi z najpoważniejszych. W tych silnie zmienionych ramach funkcjonowania, proste odtwarzanie ekosystemów jest najczęściej tak nierealne jak i niewystarczające. Dlatego, ciekawym z mojego punktu

widzenia kierunkiem badawczym było przetestowanie możliwości wzmocnienia działania systemów BZI na terenach miejskich, poprzez zaadaptowanie postulowanych w już latach 90. XX wieku rozwiązań ekohydrologicznych. Zakładają one wyjście poza ochronę ekosystemów, w kierunku zrozumienia i aktywnego wykorzystania ich właściwości w zarządzaniu zasobami wodnymi. Właściwości te, w szczególności wynikają z zależności pomiędzy obiegiem wody oraz strukturą i funkcjonowaniem biocenozy (Zalewski, 2000, 2002; „Green feedback” – Zalewski i in. 2003).

Ramy ekohydrologii terenów zurbanizowanych zostały nakreślone w pracy Wagner i Breil (2013 - **[H1]**). Uściśla ona cele, kluczowe pytania i kierunki transformacji doświadczeń ekohydrologicznych ze skali dorzecza do skali miasta i ustanawia podstawy dla hipotez testowanych w późniejszych pracach wchodzących w skład tej rozprawy.

Według założeń przedstawionych w pracy **[H1]**, podstawowym celem ekohydrologii miejskiej jest tworzenie podstaw dla podniesienia pojemności systemu przyrodniczego miasta (elastyczności i odporności mozaiki miejskich ekosystemów **[H6]**) na stres antropogeniczny, a docelowo dla poprawy jakości życia i stworzenia zrównoważonego, elastycznego w obliczu zmian klimatu miasta (Zalewski i Wagner 2005). Wdrażanie rozwiązań ekohydrologicznych zakłada współdziałanie czterech połączonych ze sobą obszarów: jakości zasobów wodnych, bioróżnorodności, odporności na zmiany klimatu, oraz usług ekosystemowych i dziedzictwa kulturowego wspierających społeczeństwa (Water, Biodiversity, Resilience to climate changes, ecosystem services for Society and cultural heritage – WBRS; Zalewski 2014). Dlatego też, wzajemna regulacja procesów hydrologicznych i biologicznych w mieście dąży do optymalizacji procesów pożądaných z punktu widzenia konkretnych usług ekosystemowych.

Małe rzeki miejskie są, potencjalnie, szczególnie cennym elementem systemu zarządzania przestrzenią miejską, gdyż mogą stanowić ośnowę jego systemu przyrodniczego (np. Błękitno-Zielona Sieć; Zalewski i in 2012) a także generować i umożliwiać transfer szeregu usług ekosystemowych wewnątrz miasta (**[H6]**). Jednak lata presji urbanizacyjnej i decyzji prowadzących do ich degradacji znacznie obniżyły tę rolę. Jej odbudowa wymaga zmiany myślenia i działania w kierunku rehabilitacji nie tylko struktury, ale i funkcji rzek, w oparciu o odbudowę zachodzących w nich procesów ekohydrologicznych. Dlatego też strategie zarządzania powinny obejmować zarówno działania zmierzające do ograniczania negatywnych wpływów („zagrożenia”, np. punkty odprowadzania ścieków opadowych powodujących zanieczyszczenie i destabilizację przepływów), jak i podnoszenia potencjału rzek („szanse”) dla funkcjonowania w trudnych warunkach. Podnoszenie potencjału zakłada np. identyfikację i/lub tworzenie/rehabilitację punktów które, w danym czasie lub miejscu, charakteryzują się wyższą szybkością reakcji metabolicznych w stosunku do ich otoczenia, umożliwiając skuteczną redukcję zanieczyszczeń (punkty „metaboliczne”; McClain i in. 2003).

W związku z powyższym, w systemach miejskich kluczowe pytania dotyczą kwestii:

- i)** jak włączyć funkcjonalności ekosystemów wodnych (punkty „metaboliczne”) zidentyfikowane lub stworzone w ramach rozwoju obszarów miejskich, do zarządzania zasobami wodnymi i przestrzenią miejską **[H1]**;
- ii)** jak wykorzystać lokalne warunki ekohydrologiczne i/lub cechy powyższych punktów aby wzbudzić lub podnieść ich efektywność **[H3]**, **[H4]**, **[H5]**;
- iii)** jak w skuteczny sposób włączyć je do zarządzania zanieczyszczeniami (przepływem materii) w skali miasta, przyczyniając się do stworzenia systemu rozwiązań dla elastycznych miast (ang. „resilient cities”) **[H6]**.

4. Jakość wody w wybranych odpływach kanalizacji deszczowej zasilającej małe rzeki miejskie Łodzi [H2]

Wychodząc z koncepcji regulacji czynników abiotycznych i biotycznych (ang. „*abiotic/biotic regulation concept*” - ABRC; Zalewski i Naiman, 1985), opisującej zmieniające się relatywne znaczenie procesów fizycznych i biologicznych w kontroli dynamiki ekosystemów wzdłuż kontinuum rzecznoego można założyć, że małe rzeki miejskie odpowiadają swoim charakterem rzekom o niskiej rzędowości - strumieniom górskim. Dynamika ich ekosystemów kontrolowana jest przez takie czynniki jak ekstremalne przepływy, ograniczona przestrzeń doliny i uproszczona struktura fizyczna habitatów.

Oddziałuje na nie również stres chemiczny wynikający z dużego ładunku zanieczyszczeń z uszczelnionych powierzchni miasta. Są to min. zawiesiny, metale ciężkie, trwałe zanieczyszczenia organiczne (TZO), substancje ekstrahujące się eterem naftowym (SEEN), substancje ropopochodne, nutriety i chlorki, oraz zmienione parametry fizyczne (Göbel i in. 2007, [H2]). Największe ładunki dostają się do rzek z odpływów kanalizacji deszczowej lub przelewów burzowych kanalizacji ogólnospławnej, które często odbierają wody z obszarów większych niż teoretyczny obszar naturalnej zlewni. Dodatkowo, rozwinięty system kanalizacji znacznie skraca czas dopłynięcia wody opadowej, nawet z oddalonych od rzeki obszarów.

Zanieczyszczenia, ich stężenia i ładunki są bardzo zmienne w czasie i przestrzeni. Ich rodzaj zależy od charakterystyki zlewni, w tym sposobu jej zagospodarowania i użytkowania (Babelski, 1999, Garbarczyk i Gwoździej-Mazur 2005, Sawicka-Siarkiewicz 2005, Wang i in. 2013). Wielkość ładunku i czas jego dopływu zależy natomiast od losowości występowania i zmienności nasilenia opadów i roztopów. W zlewniach miejskich stwierdza się następujące ogólne zależności: największe stężenia zanieczyszczeń obserwowane są w pierwszej fazie opadów (efekt pierwszej fali; Wang i in. 2013) i podczas wysokiej prędkości formowania odpływu (Fu i in. 2009); stężenie zanieczyszczeń zwiększa się wraz z długością okresów bezopadowych pomiędzy opadami i jest na ogół większe w spływach roztopowych niż opadowych (Marsalek et al. 2000); zimą obserwuje się również obecność chlorków pochodzących ze środków odładzających (Osmulska-Mróz, 1992, Twardowski, 2000).

Jednym z priorytetowych działań w ochronie wód powierzchniowych jest kontrola zawiesiny w spływach powierzchniowych z miasta. Zawiesina to jeden z dwóch (obok substancji ropopochodnych) czynników którego zawartość jest określona przez obowiązujące w Polsce wytyczne w sprawie warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi, oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska (Dz.U. 2014 poz. 1800). Jej stężenia bywają bardzo zróżnicowane, i mogą wahać się od kilku mg dm⁻³ do kilku tysięcy mg dm⁻³, w skrajnych przypadkach nawet do ponad 10 tys mg dm⁻³ (Pitt i in. 2008). Obecność zawiesiny oddziałuje na rzeki dwojako: w sposób bezpośredni, podwyższając mętność, ChZT, BZT (Alam i in. 2018) oraz pośredni, powodując efekt toksyczny wywołany przez adsorbowane na powierzchni cząstek zanieczyszczenia (Göbel i in. 2007, Lee i in. 2011; Szyprowska i in, 2012; Urbaniak, Zieliński, Wagner 2015).

W latach 2010 i 2011, w ramach pracy doktorskiej prowadzonej pod moją opieką naukową (promotor pomocniczy), przeprowadziliśmy monitoring małych łódzkich rzek na 21 stanowiskach zlokalizowanych na 6 rzekach (Olechówka, Łódka, Bzura, Sokołówka, Jasień, Ner) i 16 wylotach z kolektorów kanalizacji deszczowej (Szklarek, 2016). W oparciu o wyniki monitoringu, 5 stanowisk na wylotach kolektorów deszczowych, charakteryzujących się najwyższymi stężeniami zanieczyszczeń i wartościami konduktywności, zostało wytypowane do badań toksykologicznych przy pomocy biotestów (Porter-Goff i in. 2013, Khanal i in. 2019, [H2]). Ponieważ najwyższe wartości badanych parametrów

chemicznych odnotowano zimą, stąd ocenę toksyczności wykonano w okresie zimowym (13 prób) oraz referencyjnie podczas poboru w okresie wegetacyjnym (5 prób). W skład zestawu biotestów wchodziły organizmy reprezentujące wszystkie poziomy troficzne: producenci (*Selenestrum capricornutum*, *Sorghum saccharatum*, *Lepidium sativum*, *Sinapis alba*), konsumenci (*Thamnocephalus platyurus*), destruenci (*Tetrahymena thermophila*). To pozwoliło możliwie precyzyjnie ocenić ogólną toksyczność mieszaniny zanieczyszczeń (Mankiewicz-Boczek i in. 2008, Tuikka i in. 2011), zgodnie z pięciostopniową skalą, gdzie klasa I oznacza brak efektu toksycznego, klasa V - bardzo wysoką toksyczność (Persoon i in. 2003). Oceniono również zawartość zawiesiny ogólnej, którą odniesiono do obowiązujących norm prawnych (Dz. U. 2014 poz. 1800). Pozostałe, nie uwzględnione w powyższym rozporządzeniu parametry, orientacyjnie porównano z obowiązującymi w czasie realizacji badań normami dla oceny stanu jednolitych części wód powierzchniowych silnie zmienionych (Dz. U. 2014 poz. 1482).

Wyniki badań wykazały przekroczenia norm dla parametrów fizykochemicznych (głównie w zakresie pH i Cl⁻) tylko w próbach zimowych. Przyczyną jest większa ilość źródeł zanieczyszczeń, takich jak produkty niskiej emisji, emisji spalin samochodowych i środków chemicznych do zimowego utrzymania dróg podnoszących stężenia związków sodu i chloru (Keltling i in. 2012, Swan i DePalma 2012, Zhu i in. 2012). Ponadto, zalegający śnieg gromadzi piasek, zawiesiny i zaadsorbowane na ich powierzchniach związki, które w czasie roztopów dopływają do rzek w większej ilości i krótszym czasie, niż miałyby to miejsce z porównywalną ilością opadu w formie deszczu (Marsalek i in. 2000, Zhu i in. 2012).

Z praktycznego punktu widzenia wyniki pokazały, że ocena jakości wód opadowych i ryzyka związanego z ich wprowadzaniem do rzek w oparciu o zawiesinę może być niewystarczająca. Efekt toksyczny obserwowano bowiem często (w 14 na 18 przypadków) nawet przy wartościach zawiesiny utrzymujących się poniżej normy. Biotesty potencjalnie stanowią bardziej wiarygodną metodę oceny wskazując na całościowe toksyczne oddziaływanie spływu na wszystkie piętra troficzne ekosystemów.

Najwyższe stężenia, w tym przekraczające normy stężenia jonów chlorkowych, wystąpiły w czasie dużego roztopu po blisko 30-sto dniowym okresie mrozów (18 lutego 2011). Wszystkie próby charakteryzowały się wysoką, III klasą, a jedna z nich IV klasą toksyczności (stanowisko w zlewni rzeki Sokołówki przy ulicy Folwarcznej, analizowane w dalszych częściach rozprawy – [H3]). Nagłe roztopy, oraz większa częstotliwość i intensywność opadów ekstremalnych, która może być skutkiem zmieniającego się klimatu (IPCC 2018), mogą w przyszłości przekładać się na wzrost toksycznego oddziaływania na małe rzeki miejskie.

Wyniki wykazały również [H2], że bardziej stabilne warunki klimatyczne i hydrologiczne mogą łagodzić toksyczne oddziaływanie na ekosystem, co zostało to potwierdzone przez pobór ze stycznia 2011r. Był on poprzedzony długotrwałymi niewielkimi opadami deszczu przy lekko dodatniej temperaturze powietrza, co sprzyjało regularnemu spłukiwaniu zanieczyszczeń ze zlewni. W tym okresie, toksyczność na wszystkich stanowiskach była najniższa w całym cyklu badań. Rozłożenie ładunku w czasie powstrzymało efekt toksyczny, który w skrajnych przypadkach mógłby prowadzić nawet do zablokowania kinetyki procesów bio-asymilacyjnych (Lafont i in. 2008).

Wyniki badań wskazują, że stabilne warunki klimatyczne mogą do pewnego stopnia łagodzić negatywne oddziaływanie zlewni miejskich na rzeki. W tym kontekście, w zależności od swojego statusu ekologicznego, mała rzeka miejska może (bądź też nie jest w stanie) funkcjonować jako „punkt metaboliczny” [H1]. Jeżeli stan ekologiczny rzeki jest dobry, może ona skutecznie metabolizować dopływającą materię w procesie samooczyszczania. Należy przy tym wziąć pod uwagę fakt, że potencjał samooczyszczania zmienia się sezonowo (badania ekohydrologiczne w skali zlewni: Wagner i Zalewski

2016) a wrażliwość ekosystemów wodnych we wczesnym okresie wiosennym jest bardzo wysoka (Zhu i in. 2012). Wówczas łatwo jest przekroczyć ich pojemność asymilacyjną, przy której dopływający ładunek zanieczyszczeń w czasie jest większy, niż jego ilość która może zostać przetworzona zgodnie z kinetyką procesów bio-asymilacyjnych (Lafont i in. 2008).

Małe rzeki miejskie często mają zdegradowaną fizyczną strukturę habitatów i w konsekwencji biologiczną strukturę ekosystemu. Ich zdolności metaboliczne są często niskie. Dlatego też, oczyszczanie wód opadowych trzeba wspomagać systemami, np. takimi jak testowano w pracy [H3].

5. Prototypowy system NBS do oczyszczania wód opadowych na rzece Sokołówce [H3]

Z koncepcji kontinuum regulacji czynników abiotycznych i biotycznych (Zalewski i Naiman, 1985) wynika, że jednym z kluczowych działań dla poprawy bioróżnorodności i bioproduktywności małych rzek miejskich i związanych z nimi procesów samooczyszczania jest stabilizacja ich parametrów hydrologicznych przez zwiększenie retencyjności dolin. Biorąc pod uwagę jakość wód opadowych, ich retencja w dolinach wymaga opracowania technologii skutecznego oczyszczania przy efektywnym wykorzystaniu przestrzeni.

Optymalizacja skuteczności procesów oczyszczania wód opadowych jest przedmiotem wielu badań i innowacji, w ostatnich latach również obejmujących systemy NBS. Jednym z podstawowych parametrów systemów NBS wpływających na tę wydajność jest ich fizyczna wielkość i dynamika hydrologiczna. Dla przykładu, dla powierzchniowych oczyszczalni hydrobotanicznych stosowanych również do doczyszczania odpływów wód opadowych w miastach, optymalna powierzchnia wynosi 2 - 5% powierzchni odwadnianej zlewni (Bratieres i in. 2008; Johannesson i in. 2011, Tanner i Kadlec 2013). Jednak w miastach spełnienie takiego kryterium może być trudne, bowiem dostępność przestrzeni jest ograniczona, co wynika z mnogości, często sprzecznych, potrzeb i interesów społecznych i gospodarczych, oraz wysokich cen miejskich gruntów. Koszty inwestycji mogą więc zostać ograniczone przez zmniejszenie wielkości systemu i potrzebnej na jego wdrożenie przestrzeni.

Poligonem doświadczalnym dla opracowania i testowania prototypowego rozwiązania NBS wykorzystującego regulację ekohydrologiczną do oczyszczania wód opadowych była rzeka Sokołówka [H3]. Obszar demonstracyjny był zlokalizowany w północno-zachodniej części Łodzi. Zamykał górną zlewnię rzeki, o przewadze zabudowy jednorodzinnej, w punkcie w którym w opisanych wcześniej badaniach [H2] odnotowano okresowo wysoką toksyczność oraz przekroczenia zawartości zawiesiny. Przepływy naturalne Sokołówki są bliskie zeru w wyniku regulacji koryta i znacznego, powyżej 47%, uszczelnienia zlewni (Bartnik i Moniewski 2013). Rzeka jest zasilana przez odpływy kanalizacji deszczowej. W okresie opadów przepływy mają gwałtowny charakter i prowadzą znaczne ilości zanieczyszczeń ([H2], Urbaniak i in. 2012) do położonej poniżej kaskady rekreacyjnych zbiorników zaporowych. Jakość wód zbiorników scharakteryzowana jest w pracy [H1].

Punktem wyjścia do zaplanowania prac badawczo-rozwojowych były doświadczenia z badań dopływów Zbiornika Sulejowskiego które wskazały na istnienie zależności w postaci prawoskrętnej histerezy pomiędzy opadem i wielkością przepływów rzecznych, a prowadzonymi przez nie stężeniami i ładunkami biogenów (Zalewski i in. 2000, Wagner i Zalewski 2000, 2016). W pierwszej fazie wezbrania (ang. *nutrient-condensing stage*) wartości stężeń osiągały swoje maksimum, które występuje przed maksimum przepływu, następnie gwałtownie obniżały się, stabilizując się na znacznie niższym poziomie w czasie wycofywania się fali wezbraniowej (ang. *nutrient-dilution stage*; Wagner i Zalewski 2000). Z takiej zależności wynika, że największe stężenia i ładunki zanieczyszczeń transportowane są przez rzekę w pierwszym etapie wezbrania, później ulegają zmniejszeniu. Model ten jest zbliżony do

tzw. efektu pierwszej fali (z ang. *first flush*), który informuje o stosunku wielkości ładunku zanieczyszczeń transportowanego w początkowym okresie wezbrania, do jego całkowitej wielkości. O efekcie pierwszej fali najczęściej mówi się gdy w pierwszych 20% objętości zawiera się 80% całkowitego ładunku, czyli zachodzi kryterium 20/80 (Stahre i Urbonas, 1990), lub kryterium 25/50 (Wanielista i Yousef, 1993), lub kryterium 30/80 (Bertrand-Krajewski i in. 1998). Efekt *first flush* w miastach obserwuje się dla wielu zanieczyszczeń, w tym dla zawiesiny całkowitej, związków azotu i fosforu, metali ciężkich i toksyczności (Lee i in. 2002, Kayhanian i in. 2008).

Znajomość zależności pomiędzy dynamiką hydrologiczną rzeki i zlewni, a zmiennością jej parametrów chemicznych została wykorzystana w projektowaniu prototypowego systemu do oczyszczania wód opadowych [H3]. Pierwotnie, rzeka Sokołówka i kaskada zbiorników były chronione przed zanieczyszczeniem przez osadnik. Jego konstrukcja nie pozwalała jednak na skuteczne zatrzymanie zanieczyszczeń. W czasie wysokich przepływów, większość wody przepływała przez osadnik, wymywając nagromadzone osady do rzeki i zbiorników i prowadząc do zakwitów sinicowych (Wagner, Okyere, Jurczak, dane niepublikowane). W 2011, osadnik został zastąpiony przez sekwencyjny system sedymentacyjno-biofiltracyjny (SSSB) zaprojektowany w ramach koordynowanego przeze mnie projektu Europejskiego SWITCH, oraz wdrożony w ścisłej współpracy z Urzędem Miejskim w Łodzi.

SSSB jest usytuowany lateralnie w stosunku do koryta rzeki i jest ograniczony groblami wcześniejszego osadnika. W systemie, zgodnie z zasadami ekohydrologii, wykorzystywana jest regulacja hydrologiczna do sterowania procesów biogeochemicznych. Nieco podwyższony wlot do systemu sprawia, że przy niskich przepływach, cała woda jest kierowana przelotem szczelinowym do koryta rzeki, utrzymując w niej przepływ ekologiczny. W momencie wezbrania, wyższe przepływy transportujące zgodnie z modelem prawoskrętnej histerezy i pierwszej fali większość ładunku, trafiają na barierę powyżej przelotu szczelinowego, która ogranicza dopływ wody do rzeki, przekierowując ją do SSSB.

SSSB składa się z trzech stref w których i symulowane są (ang. „*mimicking nature*” [H6]) procesy abiotyczne i biotyczne zachodzące w ekosystemach naturalnych (NBS):

- 1) Fizyczna sedymentacja transportowanych cząstek mineralnych i organicznych (I strefa). Sedymentacja została zintensyfikowana przez 4 słupy betonowe zmniejszające prędkość przepływu wody w czasie nawalnych opadów i przenośne (pozwalające na optymalizację hydrodynamiki systemu) lamelle o kącie nachylenia 20°,
- 2) Fizykochemiczna immobilizacja jonów fosforanowych w reakcji z jonami wapnia oraz fizyczna filtracja drobnej frakcji zawiesiny (II strefa). Adsorpcja zachodzi w przegrodach gabionowych pomiędzy którymi znajduje się naturalne złożo w postaci kamienia wapiennego, obłożonego matą kokosową wzmacniającą filtrację,
- 3) Biologiczna transformacja biogenów w procesach biologicznych, takich jak asymilacja w biomacie makrofitów, denitryfikacja i dekompozycja (III strefa). Aby wydłużyć czas przepływu wody w strefie, dodano trzy grodzice z PCV wydłużające drogę przepływu. Nasadzono roślinność rodzimą: trzcinę pospolitą (*Phragmites australis*), pałkę szerokolistną (*Typha latifolia*) i tatarak zwyczajny (*Acorus calamus*).

Podstawowym celem badań było przetestowanie skuteczności i optymalizacja usuwania związków biogenych²z prowadzonych rzeką wód opadowych, przez poszczególne strefy oraz cały system SSBS.

Wyniki dwuletnich badań pokazały, że największe redukcje dla wszystkich parametrów (z wyjątkiem jonów amonowych) zaobserwowano w strefie I (sedymentacyjnej). W wielu przypadkach odnotowane redukcje nie spełniły warunku istotności statystycznej. Wiąże się to z dużymi odchyleniami standardowymi wynikającymi z charakterystycznych dla małych rzek miejskich ekstremalnych przepływów i związanym z nimi rozrzutem wartości stężeń (model histerezy / *first flush*). W dalszych strefach, gdzie warunki abiotyczne (hydrologiczne) były bardziej stabilne redukcje były mniejsze, ale często statystycznie istotne. Abiotyczne mechanizmy transportu biogenów przeważały więc, zgodnie z ABRC, w niestabilnej hydrologicznie części systemu, a następnie ulegały osłabieniu na korzyść mechanizmów kontroli biologicznej w obszarach stabilniejszych. Znaczną wydajność procesów biologicznych w usuwaniu zanieczyszczeń po stabilizacji przepływów potwierdzają statystycznie istotne redukcje biogenów w strefie III. Wyjątkiem są obniżające się, lecz nie istotne statystycznie, stężenia TP (3%) i NH_4^+ (47,1%).

Po przejściu wód opadowych przez całość systemu nastąpiła statystycznie istotna redukcja zawartości zawiesiny (61,4%), stężeń fosforu i azotu ogólnego (odpowiednio: 37,3% i 46,1%) i jonów azotanowych (44,8%). Redukcja stężenia jonów fosforanowych była wysoka (30,4%), choć nie statystycznie istotna.

Wyniki pokazały, że podział hydrogramu w zależności od fazy przepływu podczas wezbrania, może być narzędziem wspomagającym usuwanie zanieczyszczeń. SSSB staje się „punktem metabolicznym” o dużej efektywności przetwarzania materii na styku zlewni i ekosystemu wodnego, w rozumieniu koncepcji zaproponowanej w publikacji Wagner i Breil (2013 [H1]). Wydajność systemu w usuwaniu zanieczyszczeń należy uznać za znaczącą, w szczególności biorąc pod uwagę jego małą powierzchnię w stosunku do odwadnianego obszaru zlewni (0,02%), w porównaniu do optymalnej proporcji 2-5% (Bratieres i in. 2008; Johannesson i in. 2011, Tanner i Kadlec 2013).

6. Systemy hybrydowe i rekultywacja zbiorników rekreacyjnych na rzece Bzurze [H4], [H5]

Doświadczenia zdobyte przy opracowaniu SSBS na Sokołowce były kontynuowane i twórczo rozwijane w ramach projektu LIFE EH-REK³.

Celem praktycznym projektu była rekultywacja, ochrona i poprawa jakości kaskady małych zbiorników miejskich, położonych na rzece Bzurze w rozległym, intensywnie użytkowanym rekreacyjnie kompleksie leśnym na północy Łodzi. W zbiornikach od lat odnotowywano toksyczne zakwity sinic uniemożliwiające bezpieczne korzystanie z akwenów (Szulc i in. 2015, [H5]). Podejmowane próby poprawy jakości wody (głównie kosztowne usuwanie osadów dennych) nie przynosiły trwałej poprawy. W oparciu o „Analizę zagrożeń i szans” (Jurczak, Wagner, Zalewski i in. 2012) zaplanowano i zrealizowano szereg wdrożeń, pod kątem rekultywacji zbiorników i ich ochrony przed dalszym zanieczyszczeniem.

Celem naukowym projektu było, między innymi, opracowanie koncepcji, wdrożenie i testowanie możliwości podniesienia wydajności prototypowego systemu SSSB.

² zawiesina ogólna - TSS, stężenie fosforu ogólnego – TP, azotu ogólnego - TN, jonów azotanowych - NO_2^- , azotynowych - NO_3^- i amonowych - NH_4^+ .

³ LIFE EH-REK: Ekohydrologiczna rekultywacja zbiorników rekreacyjnych Arturówek (Łódź) jako modelowe podejście do rekultywacji zbiorników miejskich (LIFE08 ENV/PL/000517).

W wyniku realizacji projektu powstały innowacyjne **systemy hybrydowe** łączące systemy NBS (sekwencyjne systemy sedimentacyjno-biofiltracyjne [H3]) z szarą infrastrukturą hydrotechniczną (separatory lamelowe poprzedzone osadnikami). Systemy takie, łączące wysoką wydajność „szarej infrastruktury” i dodatkowe korzyści wynikające z „błękitno-zielonej infrastruktury”, są ostatnio rozwijane w zarządzaniu przeciwpowodziowym (Alves i in. 2019) i zarządzaniu lasami miejskimi (Tsegaye i in. w druku).

Kolejną innowacją było zastosowanie SSBS [H3] i systemów hybrydowych w **nowym kontekście środowiskowym i przestrzennym**, mianowicie:

- i) do doczyszczania wód opadowych **odprowadzanych bezpośrednio z ulicy przez odpływ z kanalizacji deszczowej** (obszar demonstracyjny: ulica Wycieczkowa [H4]);
- ii) do oczyszczania **całego nurtu wód rzecznych bezpośrednio w cofce zasilanego przez rzekę zbiornika** (stanowisko UA [H5]);
- iii) do oczyszczania **wód opadowych odprowadzanych przez odpływ z kanalizacji deszczowej bezpośrednio w czaszy zbiornika**, ze względu na brak wolnej przestrzeni na brzegu (stanowiska LA i MA [H5]).

Opracowane rozwiązania są objęte ochroną praw własności intelektualnej poprzez trzy złożone w 2016 roku wnioski patentowe.

Skonstruowane systemy, rzeka Bzura i zbiorniki w Arturówku przez cały czas trwania projektu były objęte programem monitoringu chemicznego i biologicznego (Szulc i in. 2015, Jurczak i in. 2019a, [H4], [H5]). Jego celem była ocena efektywności zastosowanych rozwiązań w usuwaniu zanieczyszczeń, oraz ich wpływu na jakość wody i funkcjonowanie ekosystemów zbiorników.

Wyniki wykazały, że skuteczność systemu hybrydowego skonstruowanego przy ulicy Wycieczkowej [H4], uległa znaczącemu podwyższeniu w porównaniu z systemem prototypowym [H3]. Zawartość TSS była redukowana o 86%, stężenia TP i TN odpowiednio o 66,7% i 71,5%, a stężenia poszczególnych form jonowych o 40,7% (PO_4^{3-}), 78,3% (NO_2^-), 58,1% (NO_3^-) 52,6% (NH_4^+).

W przypadku systemu doczyszczającego cały nurt rzeki zasilającej górny zbiornik (UA), redukcje stężeń dla TSS wyniosły 89,6%, TP - 56,9%, TN – 57,1%, a poszczególnych form jonowych 49,0% (PO_4^{3-}), 91,3% (NO_3^-) i 59,8% (NH_4^+) ([H5]). Wartości te były znacząco wyższe (20 do 50% wyższe) niż w przypadku SSSB na Sokołowce [H3]. Systemy zastosowane na zbiorniku dolnym (LA) i środkowym (MA) zredukowały stężenia wszystkich badanych biogenów o ok. 80-90%.

Po zakończonej rehabilitacji i oddaniu zbiorników do użytkowania w 2013 roku, przez 3 lata prowadzono monitoring jakości wody i elementów biologicznych [H5]. Utrzymanie wysokiej jakości wody w małych zbiornikach zaporowych jest niezwykle trudne, ze względu na stojącą, płytką, szybko nagrzewającą się wodę, długi czas retencji, i znaczne ładunki biogenów ze stosunkowo dużego obszaru zlewni (Zalewski, Tarczyńska Wagner 2000). Jednak w przypadku zbiorników w Arturówku, trzy lata po zakończeniu rehabilitacji jakość wody utrzymywała się na wysokim poziomie [H5]. Szczególnie istotne jest skuteczne ograniczenie wzrostu sinic oraz obecności toksyn sinicowych we wszystkich trzech zbiornikach ([H5] – Fig. 2, 3, 4, Tabela 3).

Utworzenie systemów hybrydowych umożliwiło wysoką redukcję zanieczyszczeń. Była ona możliwa dzięki połączenia działania wysoko wydajnych separatorów w pierwszej fazie oczyszczania wody, z zastosowaniem rozwiązań NBS w drugiej fazie. NBS są subtelniejsze w działaniu, lecz bardziej skuteczne przy niskich stężeniach zanieczyszczeń i przy redukcji rozpuszczonych form nutrientów.

7. Ekologiczne perspektywy stosowania rozwiązań opartych na przyrodzie w zrównoważonym zarządzaniu miastem i adaptacji do zmian klimatu [H6]

Ostatni raport IPCC (2018) nie pozostawił złudzeń, że mamy do czynienia z bezprecedensowym czasem w historii ludzkości, w którym konieczne jest podjęcie natychmiastowych działań ograniczających negatywny wpływ człowieka na klimat. Równocześnie już teraz trzeba wdrażać działania adaptacyjne, by łagodzić negatywne skutki oddziaływania tych zmian. Miasta są jednymi z kluczowych obszarów adaptacji (COM 2013a, MŚ 2013) gdyż już obecnie fale upałów, susze i powodzie negatywnie oddziałują na ich środowisko i gospodarkę, powodując zagrożenie dla zdrowia i życia ludzi (Mastrangelo i in., 2007, EEA 2012). W tym kontekście, dalsze inwestowanie w tradycyjne, nieelastyczne technologie gospodarowania wodą i przestrzenią miejską jest przestarzałe i okazuje się nie tylko bezskuteczne, ale często wręcz przeciwdziała adaptacji.

Rozwiązania oparte na przyrodzie i regulacji ekohydrologicznej stwarzają możliwości adaptacji miast do zmian klimatu, przynajmniej w granicy wzrostu temperatury globalnej do 1,5°C. Dzieje się tak, ponieważ oddziałują na jedno ze źródeł problemu – degradację środowiska potęgującą skutki oddziaływania zmian klimatycznych. Podstawą takiego myślenia jest wzmacnianie usług ekosystemowych (MEA 2005). W miastach największe znaczenie adaptacyjne mają usługi regulujące, zwłaszcza regulacja klimatu i cyklu obiegu wody [H6]). Dla ich dostarczenia kluczowy jest z kolei dostęp do wysokiej jakości usług wspierających, które najlepiej dostarczane są przez sprawnie funkcjonujące czyli integralne i odporne na stres ekosystemy (Maass i in. 2016). W rzeczywistości jednak, miasta są mozaiką obszarów o różnym udziale i jakości ekosystemów i różnym stopniu zainwestowania, obejmującą teoretyczny gradient urbanizacji od obszarów „szarej infrastruktury” (np. centra miast) do obszarów półnaturalnych (np. lasy miejskie). Według Roe i in. (2005), także sposoby zarządzania miastem zmieniają się w tym gradiencie, od wymagającego dużej precyzji i wydajności (ang.) „*high-reliability management*” w centrach miast, poprzez (ang.) „*bandwidth management*” do (ang.) „*self-regulatory management*” w systemach półnaturalnych.

W pracy [H6] moim punktem wyjścia była klasyczna ekologia ekosystemów Oduma (1969) jako podstawa teoretycznej analizy znaczenia dojrzałości (eko)systemów miejskich i ich potencjału dostarczania usług. W ekologii klasycznej, dojrzałość ekosystemu jest odzwierciedlona przez jego cechy, determinujące jego funkcjonowanie. W ekosystemach dojrzałych, produkcja jest bardziej jakościowa niż ilościowa, bioróżnorodność większa a gatunki o węższej specjalizacji, stosunek produkcji brutto do biomasy i do respiracji, jak również produkcja netto i entropia są niższe (Odum, 1969). Niska entropia wynika między innymi z wolniejszego tempa wymiany materii pomiędzy ekosystemem i jego otoczeniem oraz zamkniętych cykli obiegu pierwiastków mineralnych i wody (Pelorosso i in. 2017). Zakładam, że ze względu na ograniczenia fizyczne, wraz z wzrastającym gradientem urbanizacji i związanym z nim sposobem zarządzania miastem, zmienia się wydajność i funkcjonowanie rozwiązań opartych na przyrodzie, oraz ich dojrzałość ekologiczna. Zmieniają się więc rodzaje BZI, związane z nimi NBS oraz sposoby ich wdrażania. Zmieniają się też oczekiwania społeczne odnośnie usług.

W obszarach najbardziej zainwestowanych, jedną z kluczowych oczekiwanych usług ekosystemowych jest odtworzenie poszczególnych elementów cyklu wodnego przy użyciu terenów zieleni (np. ograniczenie spływu powierzchniowego i zwiększenie infiltracji i transpiracji). Stabilizacja cyklu wodnego w zlewni i wynikające stąd łagodzenie ekstremalnych przepływów małych rzek miejskich, przyczynia się do osłabienia dominującej roli czynników abiotycznych w kształtowaniu ich dynamiki, w kierunku regulacji biotycznej (ABRC). To umożliwia bardziej precyzyjną kontrolę jakości wody przy użyciu NBS. Jednak znaczna presja antropogeniczna utrzymuje ekosystemy lądowe w stanie stosunkowo niskiej dojrzałości ekologicznej, co wyklucza efektywne świadczenie usług w zakresie

regulacji cyklu obiegu wody. Zdolność retencji wody jest bowiem znacznie większa w ekosystemach dojrzałych (Barbier i in. 2009). Oczekiwania społeczne w strefach znacznego zainwestowania („*high-reliability management*”), muszą więc być zaspokajane w przeważającym stopniu przy użyciu szarej infrastruktury, podczas gdy infrastruktura BZI i NBS pełni tylko funkcje wspomagające (np. zielone dachy ograniczające odpływ i odciążające systemy kanalizacji). W obszarach silnie zabudowanych, rozwiązania NBS wymagają też na ogół znacznej i ciągłej interwencji i utrzymania, a same rozwiązania mogą być z założenia tymczasowe i nieelastyczne („*non-resilient*”).

Z drugiej strony, ekosystemy na wczesnym etapie dojrzewania mogą bardzo skutecznie dostarczać usług związanych z oczyszczaniem wód, które są zależne od tempa wycofywania pierwiastków (np. nutrientów) ze środowiska. Są one zależne głównie od wysokiego, w młodych ekosystemach, tempa obiegu pierwiastków, wysokiego stosunku produkcji brutto do respiracji i produkcji brutto do biomasy (Odum, 1969). Zarządzanie w kierunku oczyszczania wód, np. poprzez identyfikację i/lub tworzenie „punktów metabolicznych” [H1], może się zatem opierać na (eko)systemach na wczesnym etapie rozwoju, a nawet celowo utrzymywanych na tym etapie poprzez regularne usuwanie biomasy i stymulowanie wzrostu ([H3], [H5]). Ta hipoteza znalazła swoje potwierdzenie w prowadzonych wcześniej pod moim kierunkiem wielkoskalowych badaniach ekohydrologicznych (Kiedrzyńska, Wagner, Zalewski 2008). Zwiększenie różnorodności biologicznej i wewnętrznych oddziaływań symbiotycznych może zapobiec z kolei odpływowi substancji odżywczych, co stabilizuje strukturę ekosystemu i poprawia jego odporność na stres (Tilman i in. 2014) a w przypadku ekosystemów wodnych może ograniczać zasilanie wewnętrzne.

Odporność, potencjał adaptacyjny i zdolność podtrzymywania własnych funkcji (ang. “*sustainability*”) w rozwiązaniach BZI i NBS wzrasta wraz ze spadkiem zainwestowania przestrzeni. Obszary o pośrednim stopniu zainwestowania („*bandwidth management*”) odzyskują do pewnego stopnia możliwość samoregulacji. System przyrodniczy ma tutaj też mierzalny i bezpośredni wpływ na poprawę jakości życia i bezpieczeństwa ekologicznego mieszkańców (np. regulacja temperatury - Heaviside i in. 2007; retencja wód opadowych przez BZI - Loperfido i in. 2014, Yang i in. 2015; jakość przestrzeni mieszkalnej i zdrowie – Kupryś-Lipińska, Wagner, Kuna 2014). W obszarach o najmniejszym przekształceniu (np., przedmieścia), systemy przyrodnicze odzyskują własny potencjał adaptacyjny i, jeśli zachowana jest łączność, mogą być źródłem usług ekosystemowych dla miast ([H6], Tabela 2). Rozwiązania NBS pełnią rolę ochrony i wzmacniania odporności ekosystemów półnaturalnych i naturalnych, które są źródłem tych usług. Przykładem takiego działania są rozwiązania wdrażane w projektach SWITCH i EH-REK [H3], [H4], [H5].

Podsumowując, osiągnięcie wielu oczekiwań wynikających z usług ekosystemowych wymaga systemów BZI o różnym stopniu dojrzałości, dostosowanych do obszaru ich zastosowania ([H6], Tabela 1). Najkorzystniej, gdy obszary te pozostają w przestrzennej łączności (np. Błękitno-Zielona Sieć, Zalewski i in. 2012), co może wzmocnić ich odporność, poprawić wydajność procesów NBS i funkcjonowanie systemu przyrodniczego miasta, ograniczyć koszty jego utrzymania i ułatwić transfer usług wzdłuż gradientu urbanizacji (Krauze, Wagner 2019).

8. Praktyczne wykorzystanie wyników

Miasta to niezwykle złożone, przestrzenne systemy społeczno-ekologiczne, co w mojej pracy stworzyło szansę rozwijania związków ekohydrologii z innymi dziedzinami, takimi jak zdrowie (Kupryś-Lipińska, Kuna, Wagner 2014, Rosset, Żądzińska, Wagner i in. 2010), planowanie przestrzenne i strategiczne (Wagner i Zalewski 2009, Wagner i in. 2014), transformacje społeczno-polityczne (Kronenberg, Krauze, Wagner, 2017), transfer wiedzy (Wagner i in. 2011), edukacja (Ratajczyk, Wagner i in 2017), systemy wspierania decyzji (Jurczak, Wagner i in. 2015) i zarządzanie (Wagner i in. 2013, Krauze, Wagner 2014, Wagner, Krauze 2014). W ramach projektów miejskich, powstało również pod moim kierunkiem wiele

interdyscyplinarnym prac naukowych i raportów. Część z nich posłużyło do opracowań mających zastosowanie w praktyce (szczegóły: [H1], Tabela 3: *Kluczowe wyzwania, powiązane obszary badawcze i ich praktyczne zastosowanie w Łodzi*; Wagner i Zalewski 2009, 2011).

Poniżej wymieniam najważniejsze praktyczne aspekty:

i) **Stworzenie w Łodzi poligonów demonstracyjnych o znaczeniu międzynarodowym.** Poligony demonstracyjne obejmowały partycypacyjne projektowanie, wdrożenie i testowanie nowych rozwiązań na małych rzekach łódzkich, w tym kaskady zbiorników zaporowych i SSSB na rzece Sokołówce ([H1], [H3], Wagner i Zalewski 2009) i na rzece Bzurze [H4], [H5]. Obszary demonstracyjne stanowiły obszar edukacji na wszystkich poziomach (szkoły, akademia, studenci międzynarodowi, praktycy i profesjonaliści, decydenci, społeczeństwo), stanowiąc podstawę do budowania kapitału ludzkiego i instytucjonalnego, oraz know-how w zakresie praktycznego zastosowania BZI w gospodarce wodnej w miastach.

ii) **Stworzenie Platformy Interesariuszy *Learning Alliance*** (Wagner i in. 2011). Współ-koordynowana przez mnie Platforma objęła ponad 60 reprezentantów kluczowych instytucji w Łodzi i regionie (w tym: Wydziały Urzędu Miasta Łodzi, Grupowa Oczyszczalnia Ścieków w Łodzi, Zakład Wodociągów i Kanalizacji, Łódzka Spółka Infrastrukturalna, Miejska Pracownia Urbanistyczna, i in.). Platforma umożliwiła współpracę środowiska nauki z władzami samorządowymi Miasta Łodzi i łódzkimi przedsiębiorstwami użyteczności publicznej, w oparciu o metodykę stworzoną w projekcie SWITCH (Butterworth i in. 2011). Platforma umożliwiała identyfikację wyzwań, planowanie dedykowanych badań (*demand-led research*) i realizację wdrożeń opracowanych w oparciu o uzyskane wyniki badań transdyscyplinarnych. Mimo zakończenia projektu w 2011 roku, kontakty i współpraca nawiązana w Platformie *Learning Alliance* wciąż funkcjonują w obszarze zarządzania zasobami wodnymi Łodzi.

iii) **Sformułowanie wizji i podstaw strategii dla zagospodarowania zasobów wodnych w Łodzi** (Wizja Łódź 2038: Łódź Mądrze Korzysta z Wody). Wizja oraz wspierające ją dokumenty strategiczne zostały opracowane wraz z platformą interesariuszy *Learning Alliance*.

iv) **Sformułowanie wraz *Learning Alliance* wytycznych do Studium Uwarunkowań i Kierunków Zagospodarowania Miasta Łodzi** w zakresie zagospodarowania wód opadowych, terenów zieleni i obszarów przyrodniczych jako podstaw zrównoważonego rozwoju miasta. Wytyczne zostały częściowo uwzględnione w dokumencie.

v) **Sformułowanie koncepcji Błękitno-Zielonej Sieci** (Zalewski i in. 2012). Koncepcja stanowiła wkład do zrównoważonego rozwoju Łodzi w oparciu o zagospodarowanie wód opadowych, BZI i usługi ekosystemowe. Została włączona do Studium Uwarunkowań i Kierunków Zagospodarowania Miasta Łodzi w 2010 i później w 2018 roku.

Metodologia facylitacji i mediacji oraz planowania strategicznego rozwinięta z grupą *Learning Alliance* została w późniejszym okresie wykorzystana przez Urząd Miasta Łodzi (UMŁ) w pracach nad dokumentami strategicznymi miasta:

i) **Diagnozą Strategiczną Łodzi**, opracowaną przez Biuro Strategii, Partnerstwa i Funduszy, Oddział Strategii Rozwoju Miasta UMŁ, w opracowaniu której brałam udział jako ekspert,

ii) **Zintegrowaną Strategią Rozwoju Łodzi 2020+**, przyjętą w 2013r., w której system przyrodniczy i Błękitno-Zielona Sieć są rozpoznane jako jeden z filarów zrównoważonego rozwoju miasta (Filar: Przestrzeń i Środowisko: Łódź atrakcyjna, bezpieczna i zdrowa),

iii) **Polityką Sektorową Gospodarki Komunalnej i Ochrony Środowiska Miasta Łodzi 2020+** uchwaloną w 2013r., w której opracowaniu uczestniczyłam jako ekspert i moderator konsultacji społecznych.

Doświadczenia zdobyte w projekcie SWITCH [H1], [H2] były podstawą do sformułowania koncepcji i pozyskania środków na realizację kolejnych projektów naukowo-wdrożeniowych, w szczególności:

- i) **EH-REK „Ekohydrologiczna rekultywacja zbiorników rekreacyjnych Arturówek (Łódź) jako modelowe podejście do rekultywacji zbiorników miejskich” (LIFE08 ENV/PL/000517)**, finansowanego z instrumentu finansowego Unii Europejskiej LIFE i współfinansowanego przez Narodowy Fundusz Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej [H3], [H4], [H5],
- ii) **Innowacyjne środki i efektywne metody poprawy bezpieczeństwa i trwałości obiektów budowlanych i infrastruktury transportowej w strategii zrównoważonego rozwoju** finansowanego z Europejskiego Funduszu Rozwoju Regionalnego w ramach Programu Operacyjnego Innowacyjna Gospodarka POIG.01.01.02-10-106/09-04. W ramach tego projektu powstała współprowadzona przeze mnie praca doktorska (Szklarek 2016, [H2], [H3]). W projekcie powstały również praktyczne poradniki dla decydentów: **1) „Koncepcja zagospodarowania dolin rzecznych na obszarach zurbanizowanychz uwzględnieniem zrównoważonego zarządzania zasobami wodnymi, na przykładzie Łodzi”** (Wagner i in. 2015); **2) „Produkcja bioenergii i detoksykacja osadów pościekowych z wykorzystaniem ekohydrologii i technik fitoremediacyjnych”** (Urbaniak i in. 2013).
- iii) wdrażanego obecnie projektu **Europejskiego LIFE14 CCA/PL/000101 LIFE_RADOMKLIMA „Adaptacja do zmian klimatu poprzez zrównoważoną gospodarkę wodą w przestrzeni miejskiej Radomia”**, finansowanego przez Unię Europejską w ramach Programu LIFE oraz Narodowy Fundusz Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej.

Wyniki mojej pracy są intensywnie wykorzystywane w praktyce zrównoważonego zagospodarowania wody w mieście na poziomie krajowym i międzynarodowym. Były podstawą opracowania poradników i monografii na które powołują się źródła literaturowe (**google scholar**: cytowania: **795**, indeks Hirscha: **15**). Do najważniejszych zaliczam współredagowany przeze mnie i wydany wraz z Fundacją Sendzimira w języku polskim i angielskim poradnik **„Woda w mieście”** (Bergier, Kronenberg, Wagner 2014), oraz współredagowaną przeze mnie i wydaną przez Taylor & Francis książkę **„Aquatic Habitats in Sustainable Urban Water Management: Science, Policy and Practice”** (Wagner i in. 2008), podsumowującą doświadczenia różnych miast na świecie w ramach koordynowanej przeze mnie **międzynarodowej sieci miast projektu UNESCO/IHP/MAB „Urban Aquatic Habitats”**.

Wykorzystując naukowe i praktyczne doświadczenia z realizacji projektów związanych z ekohydrologią miejską, w roku 2009 opracowałam i włączyłam do oferty dydaktycznej Wydziału Biologii i Ochrony Środowiska UŁ wykład **„Ekohydrologia terenów zurbanizowanych”** (30 h). Wykład, w wersji anglojęzycznej (**„Urban ecohydrology”**), jest również od lat prowadzony w kolejnych edycjach studiów międzynarodowych w Polsce i za granicą (min., kilka edycji ECOHYD: ERASMUS MUNDUS Master of Science in Ecohydrology 2011 (159659-1-2009-1-PT-ERA MUNDUS-EMMC, ref. no: 2010-2505/001-001 EMMC; ERASMUS; ERASMUS +; MOBILITY DIRECT; Szkoła Letnia z Inicjatywą Azjatycką – Wymiana Polsko-Chińska: Understanding Poland: Economy, Society and Science (edycja 2017, 2018), Short Intensive Summer Courses in Ecohydrology).

9. Omówienie pozostałych osiągnięć naukowo - badawczych

Szczegółowe informacje dotyczące mojej działalności naukowej są zamieszczone w wykazie osiągnięć (Załącznik 4). Poniżej przedstawiam ogólny zarys najważniejszych tematów badawczych.

Określenie hierarchii czynników wpływających na transport biogenów i dynamikę samooczyszczania w systemie rzeka-zbiornik na przykładzie Zbiornika Sulejowskiego

Ze względu na funkcje pełnione przez duże zbiorniki zaporowe, takie jak zaopatrzenie w wodę aglomeracji miejskich oraz zapewnienie obszaru rekreacji ich mieszkańcom, jakość wód zbiorników stanowi nie tylko istotny problem ekologiczny, ale także społeczny i ekonomiczny (np. Jorgensen i Löffler 1990, Harper 1992). Ulegające eutrofizacji ekosystemy zmuszają do stosowania często kosztownych metod rekultywacji i ochrony, które nie zawsze przynoszą oczekiwane efekty (Hosper, 1997). Aby zwiększyć skuteczność podejmowanych działań, powinny one uwzględniać specyfikę ekosystemu, wynikającą z procesów warunkujących jego eutrofizację i intensywność występowania jej symptomów.

Celem pracy badawczej było określenie hierarchii czynników ekohydrologicznych determinujących jakość wód Zbiornika Sulejowskiego. Główne pytanie dotyczyło rozpoznania czynników wpływających na dynamikę zmienności procesów transportu biogenów i samooczyszczania rzek klimatu umiarkowanego, na przykładzie rzeki Pilicy i Luciąży (Wagner i Zalewski 2016).

W pracy wykazano sezonową zmienność hierarchii czynników determinujących stężenia fosforu i zawiesiny w obu rzekach. Zawartość zawiesiny zależała głównie od natężenia opadów oraz natężenia i dynamiki przepływu rzek. Stężenia fosforu były determinowane przez warunki hydrologiczne w półroczu zimowym, natomiast w półroczu letnim przez temperaturę (Wagner i Zalewski 2000). Wykazano, że stężenia biogenów zmieniają się w okresie wezbrań wraz z natężeniem przepływu, tworząc zależność w postaci prawoskrętnej histerezy (Zalewski i in. 2000). To świadczy o dużym znaczeniu procesów erozji i sedymentacji w kształtowaniu dynamiki stężeń. Efekt zależał też od wielkości rzeki.

Wyniki prowadzonych badań pokazały również, że parametry hydrologiczne zasilających rzek decydują o przebiegu sezonowej sukcesji fitoplanktonu w Zbiorniku Sulejowskim. Krótki czas retencji połączony z niestabilnym dopływem, ograniczał występowanie sinic. Zakwit był natomiast większy po okresie powodzi, zasilającej zbiornik w bogate w nutrietny wody, jeśli powódź zakończyła się przed końcem okresu optymalnych dla sinic temperatur (Wagner-Łotkowska 2002).

Wnioskowano również, że globalne zmiany klimatu będą obniżały jakość wód zbiorników zaporowych. Prognozowany wzrost temperatury, wzrost ilości intensywnych opadów oraz zwiększenie amplitudy i częstości ekstremalnych zjawisk hydrologicznych, mogą nasilić transport związków odżywczych ze zlewni i symptomy eutrofizacji (Wagner 2008), o ile równoległe nie ulegnie poprawie struktura krajobrazu zlewni.

Ocena efektywności retencji fosforu przez roślinność doliny zalewowej jako strategia ograniczania eutrofizacji zbiornika zaporowego

Celem badań było wykorzystanie wyników wcześniej prowadzonych przeze mnie badań nad czynnikami kształtującymi eutrofizację Zbiornika Sulejowskiego. Wiedza na temat zależności pomiędzy rozkładem czasowym i dynamiką fali powodziowej a stężeniami transportowanych biogenów została wykorzystana do opracowania strategii dla redukcji ładunku wprowadzanego do zbiornika (Zalewski i in. 2000, Wagner i Zalewski 2016). Podstawą tej strategii miało być wykorzystanie teras zalewowych

jako obszarów nasilonej sedymentacji i biofiltracji przy założeniu, że dostosowanie typów polderów w dolinie rzek do specyfiki zagrożeń, może okresowo znacznie zredukować ładunek i obniżyć współczynnik „koszty-efektywność” rekultywacji zbiornika (Wagner i Zalewski 2000).

Wstępnie oszacowano, że poldery biofiltracyjne o powierzchni 150ha i głębokości 1m mogą teoretycznie zredukować ładunek fosforu ogólnego w czasie niewielkiej powodzi wiosennej na rzece Pilicy, nawet o 17% do 27%. W dalszych badaniach wykorzystano nowoczesny model hydrauliczny CCHE2D do przewidywania i lepszego zrozumienia procesów sedymentacji w dolinie zalewowej (Magnuszewski i in. 2005). Opracowano wzór pola prędkości na skraju doliny zalewowej pod kątem ewentualnego planowania i kontrolowania procesu sedymentacji. Kluczowym pytaniem było, w jakim zakresie ładunki biogenów mogą być kontrolowane przez aktywne kształtowanie morfologii doliny zalewowej i zwiększenie wydajności przechwytywania niesionych osadów. Równocześnie prowadzone były badania terenowe jako podstawa dla weryfikacji wyników modelu.

Model CCHE2D został wykorzystany do symulacji transportu osadów podczas stałych przepływów, dla dwóch scenariuszy: dla naturalnego pokrycia roślinnością, i dla pokrycia roślinnością zmienionego przez wprowadzenie poletek (ang. „patches”) różnych gatunków wierzby (a w późniejszych latach również innej, rodzimej roślinności; Kiedrzyńska, Wagner, Zalewski 2008). Wyniki tych dwóch symulacji porównano i wykazano, że wprowadzenie nawet stosunkowo małego obszaru wierzby znacznie zmniejszyło prędkość przepływu. Stwierdzono statystycznie istotną korelację pomiędzy ilościami osadów zdeponowanych w pułapkach a tymi obliczonymi przez model. Stwierdzono również, że zdeponowane ilości osadów są słabo skorelowane z głębokością wody i wysokością dna doliny (Magnuszewski i w. 2007).

W pracach prowadzonych w kolejnych latach wykazano kluczowe znaczenie różnych zbiorowisk roślinnych teras zalewowych w asymilacji biogenów (Kiedrzyńska, Wagner, Zalewski 2008). Ostatecznie, na podstawie numerycznego modelu terenu, mapy wysokościowo-lokalizacyjnej, modelu zatapiania terasy i rozmieszczenia zbiorowisk roślinnych, oceniony został potencjał doliny do retencji fosforu.

Wpływ zmian klimatu na funkcjonowanie ekosystemów wodnych

Tematyka zmian klimatu i ich wpływu na procesy naturalne był od zawsze obecny w mojej pracy naukowej. Praca magisterska (1995) którą wykonałam w Katedrze Ekologii Stosowanej UŁ we współpracy z Instytutem Geofizyki PAN, analizowała ówczesne scenariusze zmian klimatu i ich wpływ na ekosystemy wodne, na przykładzie Sulejowskiego Zbiornika i rzeki Pilicy. Badania eksperymentalne dotyczyły oceny wpływu zmieniającej się temperatury na tempo dekompozycji materii ograniczanej i ryzyko nasilenia wewnętrznego zasilania zbiornika Sulejowskiego (Zalewski i Wagner 1998). Analizowałam również teoretyczne aspekty oddziaływania zmian klimatu na przepływ energii, krążenie materii, produktywność ekosystemów, funkcjonowanie sieci troficznych i jakość wód (Wagner 2008). W pracy doktorskiej, analizowałam zmiany klimatu w kontekście wpływu rosnącej temperatury i zmieniającego się rozkładu opadów, na eksport biogenów ze zlewni i ich transportu w systemie rzeka - zbiornik oraz wpływu na procesy i symptomy eutrofizacji (Wagner i Zalewski 2016).

Adaptacja miast do zmian klimatu

Obecnie tematyka zmian klimatu wciąż stanowi oś moich zainteresowań naukowych. Byłam zaangażowana w przygotowanie merytoryczne i pozyskanie środków na realizację projektu Europejskiego LIFE14 CCA/PL/000101 LIFE_RADOMKLIMA „Adaptacja do zmian klimatu poprzez

zrównoważoną gospodarkę wodą w przestrzeni miejskiej Radomia”. Celem projektu jest minimalizowanie niekorzystnych skutków nakładających się efektów urbanizacji i zmian klimatu, na jakość życia mieszkańców, poprzez tworzenie elastycznej, w stosunku do anomalii pogodowych, przestrzeni miejskiej. W projekcie, w ramach zadań realizowanych przez, firmę FPP Enviro, jednego ze współbeneficjentów projektu, kieruję zespołem projektującym, wdrażającym i monitorującym innowacyjne rozwiązania BZI do miejscowej retencji wody opadowej. Kierowałam również merytorycznie i pracowałam w interdyscyplinarnym zespole odpowiedzialnym za stworzenie metodyki i opracowanie „Oceny podatności miasta Radomia na zmiany klimatu”. Publikacje z tego opracowania są w przygotowaniu.

Doświadczenia z projektu LIFE_RADOMKLIMA wykorzystałam współpracując z firmą FPP Enviro i Instytutem Ochrony Środowiska – PIB, w projektach CLIMCITIES - Adaptacja do zmian klimatu małych i średnich miast Polski, oraz „Wczujmy się w klimat” - MPA 44. W projektach wykonywałam, wraz z pracującym pod moim kierunkiem interdyscyplinarnym zespołem ekspertów, analizy klimatyczne i pierwsze w Polsce strategie miejskie adaptacji do zmian klimatu.

Wkład naukowy do formułowania strategii wodnych na poziomie międzynarodowym

Badania prowadzone w ramach powyższych tematów nawiązują do priorytetów badawczych programów międzynarodowych w tym największej inicjatywy międzyrządowej w zakresie zasobów wodnych ONZ: Międzynarodowego Programu Hydrologicznego UNESCO (UNESCO-IHP). Od V fazy Projektu (IHP-V; 1996-2001) do dzisiaj (IHP-VIII; 2014-2021), ekohydrologia jest jednym z kluczowych tematów badawczych Programu.

Przez dwa lata byłam członkiem specjalnego, 5-osobowego międzynarodowego zespołu ekspertów do opracowania Strategii dla VII Fazy UNESCO IHP (Special IHP-VII Task Force Group). Efektem tego działania było opracowanie, na podstawie konsultacji międzyrządowych i negocjacji międzynarodowych, dokumentu strategicznego wdrażanego przez UNESCO IHP w latach 2008-2013.

Koordynowałam również działania międzynarodowej sieci miast w projekcie UNESCO/IHP/MAB „Urban Aquatic Habitats”, oraz wykorzystywałam swoje doświadczenia jako ekspert ds. Współpracy Programów „Ekohydrologia” UNESCO IHP i „Fitotechnologia” UNEP-DTIE-IETC (Program Środowiskowy ONZ) koordynując działania obu agend ONZ.

10. Wskaźniki bibliometryczne

Sumaryczny IF: 27,534

Sumaryczny IF_{5 letni}: 28,629

	Web of Science (Core collection)	Web of Science	Scopus	Google Scholar
Liczba cytowań	133	180	275	795
(bez autocytowań)	122	164	233	bd
Index Hirscha	6	6	8	15

11. Zestawienie skrótów stosowanych w pracy

ABRC – Koncepcja kontinuum regulacji czynników abiotycznych i biotycznych (ang. „Abiotic/Biotic Regulation Concept; Zalewski i Naiman 1985)

BZI – Błękitno-Zielona Infrastruktura (ang. *Blue-Green Infrastructure*). „Strategicznie zaplanowana sieć obszarów naturalnych i półnaturalnych z innymi cechami środowiskowymi, zaprojektowana i zarządzana w sposób mający zapewnić szeroką gamę usług ekosystemowych” (COM 2013). W tej rozprawie: “Instrument wdrażania NBS, mający na celu podniesienie potencjału dostarczania usług ekosystemowych, stanowiący strukturalną podstawę dla funkcjonowania NBS” [H6].

NBS – ang. „*Nature Based Solutions*” („rozwiązania oparte na przyrodzie”). “Działania inspirowane przez, wspierane przez lub kopiowane z natury” (COM 2015). W tej rozprawie: “Działania wdrażane wewnątrz BZI” naśladujące procesy naturalne (Nesshöver et al., 2017, [H6]).

SSSB – Sekwencyjny System Sedymentacyjno-Biofiltracyjny

TSS - zawiesina ogólna

TP - fosfor ogólny

TN - azot ogólny

WBRS – Water, Biodiversity, Resilience to climate changes, ecosystem services and cultural heritage for Society (Zalewski 2014).

12. Literatura

- Alam, M. Z., Anwar, A. H. M. F., Heitz, A. Sarker, D. C. 2018. Improving stormwater quality at source using catch basin inserts. *Journal of Environmental Management* (228): 393-404
- Alves, A., Gersonius, B., Kapelan, Z., Vojinovic, Z., Sanchez, A. 2019. Assessing the Co-Benefits of green-blue-grey infrastructure for sustainable urban flood risk management. *Journal of Environmental Management* (239): 244-254
- Babelski Z. 1999. Ocena zanieczyszczeń ścieków deszczowych różnych zlewni miejskich. *Gaz, Woda i Techn. Sanit.*, (11): 12-14
- Barbier, S., Balandier, P., Gosselin, F. 2009. Influence of several tree traits on rainfall partitioning in temperate and boreal forests: a review. *Ann. For. Sci.* 66 (6): 602
- Bartnik, A., Moniewski, P., Tomalski, P. 2008. Rola naturalnych i antropogenicznych elementów obiegu wody w zlewni miejskiej (Sokołówka) i podmiejskiej (Dzierżazna). *Problemy Ekologii Krajobrazu*. XXII: 39–48
- Bartnik, A., Moniewski, P. 2013. Changes of the basic physico-chemical characteristics of small rivers influenced by anthropogenic elements in the area of Łódź, Poland. *Understanding Freshwater Quality Problems in a Changing World*. In: Proceedings of H04, IAHS-iapso-IASPEI Assembly, Gothenburg, Sweden, 336-344
- Bergier, T., Kronenberg, J., **Wagner, I.** (eds.) 2014. *Water in the City. Sustainable Development Applications Journal* 5/2014
- Bertrand-Krajewski, J., Chebbo, G., Saget, A. 1998. Distribution of pollutant mass vs volume in stormwater discharges and the first flush phenomenon. *Water Research*, 32(8), 2341–2356
- Booth, D.B., and P.C. Henshaw. 2001. Rates of Channel Erosion in Small Urban Streams. In *Land Use and Watersheds: Human Influence on Hydrology and Geomorphology in Urban and Forest Areas*. Mark Wigmosta and Stephen Burges, (eds). American Geophysical Union, Washington, DC: 17-38
- Bratieres, K., Fletcher, T.D., Deletic, A., Zinger, Y., 2008. Nutrient and sediment removal by stormwater biofilters: a large-scale design optimisation study. *Water Res.* (42): 3930-3940
- Brown, R., Keath, N., Wong, T., 2008. Transitioning to water sensitive cities: historical, current and future transition states. In: 11th International Conference on Urban Drainage, Edinburgh, Scotland, UK
- Butterworth, J., McIntyre, P., da Silva Wells, C. [eds.] 2011. *SWITCH in the City. putting urban water management to the test*. IRC International Water and Sanitation Centre. The Hague, The Netherlands: 210-221
- COM. 2013. *Zielona Infrastruktura — zwiększanie kapitału naturalnego Europy*, Komunikat Komisji KOM (2013) 249, Bruksela 2013
- COM. 2013a. Komunikat Komisji do Parlamentu Europejskiego, Rady, Europejskiego Komitetu Ekonomiczno-Społecznego i Komitetu Regionów. *Strategia UE w zakresie przystosowania się do zmiany klimatu*. Com(2013) 216 Final
- COM. 2015. *Towards an EU research and innovation policy agenda for nature-based solutions and re-naturing cities*. Final report of the Horizon 2020 Expert Group on nature-based solutions and re-naturing cities. Directorate-General for Research and Innovation 2015 Climate Action, Environment, Resource Efficiency and Raw Material. Publications Office of the European Union, DG Environment, Luxembourg.
- Crutzen P.J. 2002. Geology of mankind: the Anthropocene. *Nature* 415: 23
- Demuzere, M., Orru, K., Heidrich, O., Olazabal, E., Geneletti, D., Orru, H., Bhave, A. G., Mittal, N., Feliu, E., Faehnle, M. 2017. Mitigating and adapting to climate change: Multi-functional and multi-scale assessment of green urban infrastructure. *Journal of Environmental Management* (146): 107-115
- Dz. U. 2014 poz. 1800. Rozporządzenie Ministra Środowiskaz dnia 18 listopada 2014 r. w sprawie warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi, oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego
- Dz. U. 2014 poz. 1482. Rozporządzenie Ministra Środowiskaz dnia 22 października 2014 r. w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych

- EEA. 2012. Urban adaptation to climate change in Europe Challenges and opportunities for cities together with supportive national and European policies. EEA Report No 2/2012
- Finkenbine, J. K., Atwater, J. W., Mavinic, D. S. 2000. Stream health after urbanization. *Journal of the American Water Resources Association* 36: 1149–1160
- Fortuniak, K., Klysik, K., Wibig, J. 2006. Urban–rural contrasts of meteorological parameters in Lodz. *Theoretical and Applied Climatology* 84 (1–3): 91–101
- Fu, G., Butler, D., and Khu, S.T. 2009. The impact of new developments on river water quality from an integrated system modelling perspective. *Sci. Total Environ.* 407(4): 1257-1267
- Garbarczyk K., Gwoździej-Mazur J. 2005. Analiza zanieczyszczeń ścieków opadowych ze zlewni zurbanizowanych. II Kongres Inżynierii Środowiska, Tom I, Monografie Komitetu Środowiska PAN, Lublin
- Givon, T. 1989. *Mind, Code and Context: Essays in Pragmatics (Neuropsychology and Neurolinguistics Series)*. Lawrence Erlbaum Associates. 474 pp.
- Global Footprint Network. 2019. <https://www.footprintnetwork.org> (wejście w dniu 24 kwietnia 2019)
- Göbel, P., Dierkes, C., Coldewey, W. G. 2007. Storm water runoff concentration matrix for urban areas. *Journal of Contaminant Hydrology*, 91: 26–42
- Harper, D. 1992. *Eutrophication of freshwaters. Principles, problems and restoration*. Chapman & Hall. London. 327pp
- Heaviside, C., Macintyre, H., Vardoulakis, S. 2017. The Urban Heat Island: Implications for Health in a Changing Environment. *Curr Envir Health Rpt* (4): 296
- Hobbs, R. J.; Higgs, E.; Harris, J. A. 2009. Novel ecosystems: implications for conservation and restoration. *Trends in Ecology & Evolution*. 24 (11): 599–605
- Hosper, H. 1997. *Clearing Lakes - an ecosystem approach to the restoration and management of shallow lakes in the Netherlands*. RIZA. 168 pp.
- IPCC. 2018. *Global Warming of 1.5 °C*. Intergovernmental Panel on Climate Change
- Jekatierynczuk-Rudczyk, E. 2008. Threats to a small river and its urban catchment: Hydrological and hydrochemical assessment of Jaroszkówka River in Białystok, Poland. *Ecohydrology & Hydrobiology* (8) 1: 77-87
- Johannesson, K., Andersson, J., Sundblad-Tonderski, K. 2011. Efficiency of a constructed wetland for retention of sediment associated phosphorus. *Hydrobiologia* 674 (1): 179 - 190
- Jorgensen, S.E., Löffler, H. (red.) 1990. *Guidelines of Lake Management*. vol 3. Lake Shore Management. International Lake Environment Committee. UN Environment Programme
- Jurczak, T., **Wagner, I.**, Zalewski, M. [red.]. 2012. Analiza zagrożeń i szans. Ekohydrologiczna rekultywacja zbiorników rekreacyjnych Arturówek (Łódź) jako modelowe podejście do rekultywacji zbiorników miejskich (EH-REK, LIFE08 ENV/PL/000517). Katedra Ekologii Stosowanej, Wydział Biologii i Ochrony Środowiska UŁ. ISBN 978-83-902280-2-0, pp. 117
- Jurczak, T., **Wagner, I.**, Mirosław-Świątek, D., Jaglewicz, M., Kaczkowski, Z., Olesińska, Z., Łapińska, Z. 2015. System wspierania decyzji w rekultywacji małych zbiorników miejskich. Katedra Ekologii Stosowanej, Wydział Biologii i Ochrony Środowiska, Wydawnictwo Uniwersytetu Łódzkiego. ISBN 978-83-902280-5-1
- Jurczak, T., **Wagner, I.**, Kaczkowski, Z., Szklarek, S., Zalewski, M. 2018. Hybrid system for the purification of street stormwater runoff supplying urban recreation reservoirs. *Ecol Eng* (110): 67-77 [H5]
- Jurczak, T., **Wagner, I.**, Wojtal-Frankiewicz, A., Frankiewicz, P., Bednarek, A., Łapińska, M., Kaczkowski, Z., Zalewski, M. 2019. Comprehensive approach to restoring urban recreational reservoirs. Part 1 – reduction of nutrient loading through low-cost and highly effective ekohydrological measures. *Ecological Engineering* (131): 81-98 [H4]
- 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

- Kayhanian M., Stransky C., Bay S., Lau S.L. Stenstrom M.K. 2008. Toxicity of urban highway runoff with respect to storm duration. *Science of the Total Environment*, 389: 386-406
- Kelting, D. L., Laxson, C. L., & Yerger, E. C. 2012. Regional analysis of the effect of paved roads on sodium and chloride in lakes. *Water Research*, 46, 2749–2758
- Khanal, R., Furumai, H., Nakajima, F., Yoshimura, C. 2019. Impact of holding time on toxicity change of urban road dust during runoff process. *Science of The Total Environment* (668): 1267-1276
- Kiedrzyńska E., **Wagner I.**, Zalewski M. 2008. Quantification of phosphorus retention efficiency by floodplain vegetation and a management strategy for a eutrophic reservoir restoration. *Ecological Engineering Ecological Engineering* vol 33 (1): 15-25
- Krauze, K., **Wagner, I.** 2014. Water in the urban space and integrated urban management. [In:] Bergier, T., Kronenberg, J., Wagner, I. (eds.). *Water in the City. Sustainable Development Applications Journal* 5/2014: 90-105
- Krauze, K., **Wagner, I.** 2019. From classical water-ecosystem theories to Nature Based-Solutions - contextualizing Nature-Based Solutions for sustainable city. *STOTEN* (655): 697-706 [\[H6\]](#)
- Kronenberg, J., Krauze, K., **Wagner, I.** 2017. Focusing on ecosystem services in the multiple social-ecological transitions of Lodz. [In:] Frantzeskaki, N., Castán Broto, V., Coenen, L., Loorbach, D. (eds.) *Urban Sustainability Transitions*. Taylor & Francis. 331-345
- Kundzewicz, Z.W., Kowalczak, P. 2009. The potential for water conflict is on the increase. *Nature* 459: 31
- Kupryś-Lipińska, I., Kuna, P., **Wagner, I.** 2014. Water in the urban space and the health of residents. [In:] Bergier, T., Kronenberg, J., Wagner, I. (eds.) 2014. *Water in the City. Sustainable Development Applications Journal* 5/2014: 47-55
- Lafont, M., Marsalek, J., Breil, P. 2008. Urban aquatic habitats: Characteristics and functioning [In:] **Wagner, I.**, Marshalek, J. and Breil, P. (eds). *Aquatic Habitats in Sustainable Urban Water Management: Science, Policy and Practice*. Taylor and Francis Group: 9-24
- Lee, J. H., Bang, K. W., Ketchum, L. H., Choe, J. S., Yu, M. J. 2002. First flush analysis of urban storm runoff. *The Science of the Total Environment*, 293: 163-175
- Lee, J. Y., Kim, H., Kim, Y., Han, M. Y. 2011. Characteristics of the event mean concentration (EMC) from rainfall runoff on an urban highway. *Environmental Pollution* (159): 884– 888
- Leopold, L. 1968. *Hydrology for urban land planning — a guidebook on the hydrologic effects of urban land use*. U.S. Geol. Survey Circular 554. USGS, Reston, VA
- Loperfido, J.V., Noe, G.B., Jarnagin, S.T., Hogan, D.M. 2014. Effects of distributed and centralized stormwater best management practices and land cover on urban stream hydrology at the catchment scale. *J. Hydrol.* 519 (Part C): 2584–2595
- Maass, M., P. Balvanera, P. Bourgeron, M. Equihua, J. Baudry, J. Dick, M. Forsius, L. Halada, K. Krauze, M. Nakaoka, D. E. Orenstein, T. W. Parr, C. L. Redman, R. Rozzi, M. Santos-Reis, A. M. Swemmer, and A. Vădineanu. 2016. Changes in biodiversity and trade-offs among ecosystem services, stakeholders, and components of well-being: the contribution of the International Long- Term Ecological Research network (ILTER) to Programme on Ecosystem Change and Society (PECS). *Ecology and Society* 21(3):31
- Magnuszewski A., Kiedrzyńska E., **Wagner-Łotkowska I.**, Zalewski M. 2005. Immobilising of Sediments in a Lowland River Floodplain. In: Altınakar M.S., Czernuszenko W., Rowiński P.M., Wang S.S.Y. (Eds.). *Computational Modeling for the Development of Sustainable Water-Resources Systems in Poland*. US-Poland Technology Transfer Program. Publications of the Institute of Geophysics Polish Academy of Sciences. Monographic Volume E-5 (387): 239-260
- Magnuszewski A., Kiedrzyńska E., **Wagner-Łotkowska I.**, Zalewski M. 2007. Numerical modeling of material fluxes on the floodplain wetland of the Pilica River, Poland. In: Okruszko T., Szatyłowicz J., Mirosław – Świątek D., Kotowski W., Maltby E. (Eds). *Wetlands: Monitoring, Modeling and Management*. A.A. Balkema Publishers – Taylor & Francis Group

- Mankiewicz-Boczek, J., Nałęcz-Jawecki, G., Drobniewska, A., Kaza, M., Sumorok, B., Izydorczyk, K., Zalewski, M., & Sawicki, J. 2008. Application of a microbiotests battery for complete toxicity assessment of rivers. *Ecotoxicology and Environmental Safety* (71): 830–836
- Marsalek, J., Oberts, G., Viklander, M. 2000. Urban water quality issue in urban drainage in specific climates. Vol. II: urban drainage in cold climates. In C. Maksimovic, S. Saegrov, J. Milina, & T. Thorolfsson (Eds.), *IHP-V technical documents in hydrology* (pp. 97–117). Paris, France: UNESCO
- Mastrangelo, G., Fedeli, U., Visentin, C., Milan, G., Fadda, E., Spolaore, P. 2007. Pattern and determinants of hospitalization during heat waves: An ecologic study *BMC Public Health*, 7 (1), p. 1
- McClain, M.E., Boyer, E.W., Dent, L.C., Gergel, S.E., Grimm, N.B., Groffman, P.M., Hart, S.C., Harvey, J.W., Johnston, C.A., Mayorga, E., McDowell, W.H., Pinay, G. 2003. Biogeochemical hot spots and hot moments at the interface of terrestrial and aquatic ecosystems. *Ecosystems* (6): 301–312
- MEA 2005. Millennium Ecosystem Assessment. Millennium Ecosystem Assessment: ecosystems and human well-being: synthesis. Island Press, Washington, D.C., USA.
- Mori, A. S., Isbell, F., Seidl, R. 2018. β -Diversity, Community Assembly, and Ecosystem Functioning (33) 7: 549-564
- MŚ. 2013. Strategiczny Plan Adaptacji dla sektorów i obszarów wrażliwych na zmiany klimatu do roku 2020z perspektywą do roku 2030. Ministerstwo Środowiska, Warszawa
- MŚ. 2014. Podręcznik adaptacji dla miast wytyczne do przygotowania Miejskiego Planu Adaptacji do zmian klimatu. Ministerstwo Środowiska, Warszawa
- 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., Vandewalle, M., Vistad, O., Wilkinson, M., Wittmer, H., 2017. The science, policy and practice of nature-based solutions: an interdisciplinary perspective. *Sci. Total Environ.* 579, 1215–1227.
- Odum, E. 1969. The strategy of ecosystem development. *Science* 164 (3877): 262–270
- ONZ, 2015. Transforming our world: the 2030 agenda for sustainable development. A/RES/70/1
- ONZ, 2018. Revision of World Urbanization Prospects. Organizacja Narodów Zjednoczonych, Nowy Jork
- Osmulka-Mróz B., 1992. Ocena ładunków zanieczyszczeń odprowadzanych w ściekach opadowych miast polskich oraz ich udział w zanieczyszczeniu wód. (W:) Prognozowanie i ochrona jakości wód powierzchniowych na terenach miejskich. Instytut Ochrony Środowiska, Warszawa, 84-99
- Pelorusso, R., Gobattoni, F., Leone, A. 2017. The low-entropy city: a thermodynamic approach to reconnect urban systems with nature. *Landsc. Urban Plan.* (168): 22–30
- Persoone, G., Marsalek, B., Blinova, I., Törökne, A., Zarina, D., Manusadžianas, L., Nałęcz-Jawecki, G., Tofan, L., Stepanova, N., Tothova, L., & Kolar, B. 2003. A practical and user-friendly toxicity classification system with microbiotests for natural waters and wastewaters. *Environmental Toxicology* (18): 395–402
- Pitt, R., Maestre, A. and R. Morquecho. 2008. National Stormwater Quality Database, Version 3. February. (unix.eng.ua.edu/~rpitt/Research/ms4/Table%20NSQD%20v3%20Feb%2003,%202008.xls)
- Poff, N.L., Allan, J.D., Bain, M.B., Karr, J.R., Prestegard, K.L., Richter, B.D., Sparks, R.E., Stromberg, J.C. 1997. The natural flow regime: a paradigm for river conservation and restoration. *BioScience* (47): 769–784
- Porter-Goff, E. R., Frost, P. C., & Xenopoulos, M. A. 2013. Changes in riverine benthic diatom community structure along a chloride gradient. *Ecological Indicators* (32): 97–106
- Ratajczyk, N., **Wagner, I.**, Wolańska-Kamińska, A., Jurczak, T., Zalewski, M. 2017. University's multi-scale initiatives for redefining city development. *Journal of Sustainability in Higher Education* (18): 50-62
- Rodriguez A, Vaca M, Oviedo G. i in. 2011. Urbanisation is associated with prevalence of childhood asthma in diverse, small rural communities in Ecuador. *Thorax*, 66(12): 1043–1050
- Roe, E., Schulman, P., van Eeten, M., de Bruijne, M. 2005. High-reliability bandwidth management in large technical systems: findings and implications of two case studies. *J. Public Adm. Res. Theory* 15 (2), 263–280.

- Rosset, I., Żądzińska, E., **Wagner, I.**, Borowska-Strugińska, B., Lorkiewicz, W., Sitek, A., Śmiszkiewicz-Skawska, A. 2012. Badania pilotażowe związku środowiska urbanizacyjnego Łodzi ze statusem społeczno-ekonomicznym rodzin w aspekcie oddziaływania na wybrane parametry morfologiczne dzieci, *Przegląd Pediatryczny*, 42 (3): 133 - 140
- Sawicka-Siarkiewicz, H. 2005. Ograniczanie zanieczyszczeń w odpływach opadowych. Mat. Sem. „Kierunki rozwoju systemów odprowadzania i oczyszczania wód opadowych na terenach m. st. Warszawy, 8 listopada 2005 r., Warszawa
- Stahre, P., Urbonas, B. 1990. *Stormwater Detention*. Prentice Hall, Inc., Englewood Cliffs, New Jersey
- Sutherland, A., da Silva Wells, C., Darteh B., Butterworth, J. 2012. Researchers as actors in urban water governance? Perspectives on learning alliances as an innovative mechanism for change. *Int. J. Water* (6) 3/4:311-329
- Swan, C. M., DePalma, C. A. 2012. Elevated chloride and consumer presence independently influence processing of stream detritus. *Urban Ecosystem* (15): 625–635
- SWRCB. 2011. *The Clean Water Team Guidance Compendium for Watershed Monitoring and Assessment State Water Resources Control Board 5.1.3 FS-(RC)*
- Szklarek, S. 2016. Sekwencyjny system sedymentacyjno-biofiltracyjny jako metoda oczyszczania miejskich rzek zasilanych ściekami opadowymi. Praca doktorska. Uniwersytet Łódzki
- Szklarek, S., Stolarska, M., **Wagner, I.**, Mankiewicz-Boczek, J. 2015. The microbio-test battery as an important component in the assessment of snowmelt toxicity in urban watercourses—preliminary studies. *Environ Monit Assess*, 187: 16 [H2]
- 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 [H3]
- 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
- Szyprowska, E., Sawicka-Siarkiewicz, H., Nechay, A. 2012. *Ochrona Środowiska i Zasobów naturalnych* (54): 221-235
- Tanner, C.C., Kadlec, R.H. 2013. Influence of hydrological regime on wetland attenuation of diffuse agricultural nitrate losses. *Ecol. Eng.* (56): 79-88
- Tilman, D., Forest, I., Cowles, J.M. 2014. Biodiversity and ecosystem functioning. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* (45): 471–493
- Tsegaye, S., Singleton, T. L., Koeser, A. K., Lamb, D. S., Landry, S. M. Joshua, Lu, S. Barber, J. B., Hilbert, D. R., Hamilton, K. O., Northrop, R. J., Ghebremichael, K. w druku. Transitioning from gray to green (G2G)—A green infrastructure planning tool for the urban forest. *Urban Forestry & Urban Greening* XX:XX-XX
- Tuikka, A. I., Schmitt, C., Höss, S., Bandow, N., von der Ohe, P. C., de Zwart, D., de Decker, E., Streck, G., Mothes, S., van Hattum, B., Kocan, A., Brix, R., Brack, W., Barceló, D., Sormunen, A. J., Kukkonen, J. V. K. 2011. Toxicity assessment of sediments from three European river basins using a sediment contact test battery. *Ecotoxicology and Environmental Safety* (74): 123–131
- Twardowski, R. 2000. charakterystyka fizyczno-chemiczna wód opadowych i wielkości deponowanych opadem atmosferycznym w woj. łódzkim. Odprowadzanie i oczyszczenie spływów deszczowych. PZiTS, Łódź
- UNESCO. 2012. *International Hydrological Programme (IHP) Eighth Phase “Water Security: Responses to Local, Regional and Global Challenges”*. Strategic Plan. IHP-VIII (2014-2021). IHP/2012/IHP-VIII/1Rev
- 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

- Urbaniak, M., Drobniewska, A., Zalewski, M. 2013. Produkcja bioenergii i detoksykacja osadów pościelowych wykorzystaniem ekohydrologii i technik fitoremediacyjnych. Katedra Ekologii Stosowanej, Wydział Biologii i Ochrony Środowiska UŁ, Wydawnictwo Uniwersytetu Łódzkiego
- 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
- Wagner-Łotkowska, I.** 2002. Zmienność procesów i symptomów eutrofizacji Zbiornika Sulejowskiego na tle wybranych czynników klimatycznych, hydrologicznych i biologicznych. Praca doktorska. Uniwersytet Łódzki
- Wagner I.** 2008. Ecohydrology - Understanding the Present as a perspective on the Future: Global Change. In: Eds M Harper, D. M., Zalewski, M., Pacini, N. [Eds.] *Ecohydrology: Processes, Models and Case Studies: An approach to the sustainable management of water resources*, Wallingford, Oxon, UK
- Wagner, I.,** Breil, P. 2013. The role of ecohydrology in creating more resilient cities. *Ecohydrol. Hydrobiol.* 13 (2013): 113–134 [H1]
- Wagner, I.,** Krauze, K. 2014. How to safely retain stormwater in the city: technical tools. [In:] Bergier, T., Kronenberg, J., Wagner, I. (eds.) 2014. *Water in the City. Sustainable Development Applications Journal* 5/2014: 71-87
- Wagner, I.,** Zalewski, M., 2000. Effect of hydrological patterns of tributaries on biotic processes in lowland reservoir – consequences for restoration. *Special Issue. Ecological Engineering* 16: 79-90
- Wagner, I.,** Zalewski, M. 2009. Ecohydrology as a Basis for the Sustainable City Strategic Planning - Focus on Lodz, Poland. *Rev Environ Sci Biotechnol.* (8): 209-217
- 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. 231-245
- Wagner I.,** Zalewski, M. 2016. Temporal changes in the abiotic/biotic drivers of selfpurification in a temperate river. *Ecol Eng:* 275-285
- Wagner, I.,** Bocian, J., Pypaert, P., Santiago-Fandino, V., Zalewski, M. 2004. Environment and economy - dual benefit of ecohydrology and phytotechnology in water resources management: Pilica River Demonstration Project under the auspices of UNESCO and UNEP. In: *Ecology and Hydrobiology* (4), 3: 345-352
- Wagner, I.,** Marshalek, J. and Breil, P. [Eds.]. 2008. *Aquatic Habitats in Sustainable Urban Water Management: Science, Policy and Practice*. Taylor and Francis Group, pp. 229
- Wagner, I.,** Izydorczyk, K., Kiedrzyńska, E., Mankiewicz-Boczek, J., Jurczak, T., Bednarek, A., Wojtal-Frankiewicz, A., Frankiewicz, F., Ratajski, S., Zaczkowski, Z., Zalewski, M. 2009. Ecohydrological system solution to enhance ecosystem services: the Pilica river Demonstration Project. *Ecohydrology & Hydrobiology* (9) 1: 13-39
- Wagner, I.,** da Silva Wells C., Butterworth J., Dziegielewska-Geitz M. 2011. Lodz: city of water. [In:] John Butterworth, Peter McIntyre and Carmen da Silva Wells [eds.] *SWITCH in the City. putting urban water management to the test*. IRC International Water and Sanitation Centre. The Hague, The Netherlands: 210-221
- Wagner, I.,** Krauze K., Zalewski, M. 2013. Błękitne aspekty zielonej infrastruktury. [W:] Bergier, T., Kronenberg, J., Lisicki, P. *Przyroda w mieście - Rozwiązania. Zrównoważony Rozwój - Zastosowania* 4/2013: 145-155
- Wagner, I.,** Januchta-Szostak, A., Waack-Zalając, A. 2014. Tools for strategic planning and management of urban water. [In:] Bergier, T., Kronenberg, J., Wagner, I. (eds.) 2014. *Water in the City. Sustainable Development Applications Journal* 5/2014: 17-29
- Wagner, I.,** Stolarska, M., Szklarek, S., Zalewski, M. 2015. Koncepcja zagospodarowania dolin rzecznych na obszarach zurbanizowanych uwzględnieniem zrównoważonego zarządzania zasobami wodnymi, na przykładzie Łodzi. POIG.01.01.02-10-106/09, w pakiecie tematycznym 8.6. nt. „Innowacyjność metod harmonizacji biotechnologii ekosystemowych infrastrukturą systemów kanalizacyjnych i oczyszczania ścieków”. Katedra Ekologii Stosowanej, Wydział Biologii i Ochrony Środowiska UŁ, Wydawnictwo Uniwersytetu Łódzkiego, ISBN : 978-83-902280-4-4, pp. 45
- Wang, S., He, Q., Ai, H., Wang, Z., Zhang, Q. 2013. Pollutant concentrations and pollution loads in stormwater runoff from different land uses in Chongqing. *Journal of Environmental Sciences*, 25(3): 502-510

- Wanielista M., Yousel, Y. 1993. Stormwater Management. John Wiley i Sons, Inc., Nowy York
- Yang, L., Zhang, L., Li, Y., Wu, S. 2015. Water-related ecosystem services provided by urban green space: a case study in Yixing City (China). *Landsc. Urban Plan.* (136): 40–51
- Zalewski, M. 2000. Ecohydrology – the scientific background to use ecosystem properties as management tools toward sustainability of water resources. *Ecological Engineering* 16 (1) 1–8
- Zalewski, M. 2002. Ecohydrology – the use of ecological and hydrological processes for sustainable management of water resources. *Hydrological Sciences Journal* 47, 825–834
- Zalewski, M. 2014. Ecohydrology, biotechnology and engineering for cost efficiency in reaching the sustainability of biogeosphere. *Ecohydrology & Hydrobiology* (14) 1: 14-20
- Zalewski, M., Naiman, R.J. 1985. The regulation of riverine fish communities by a continuum of abiotic-biotic factors. In: Alabaster, J.S. (Ed.), *Habitat Modification and Freshwater Fisheries*. FAO/UN/Butterworths Scientific, London, UK, 3–9
- Zalewski M., **Wagner I.**, 1998. Temperature and nutrients dynamic in freshwater eutrophic ecosystems. *Geographia Polonica* (71): 79-92
- Zalewski, M., **Wagner, I.** 2005. Ecohydrology - the use of water and ecosystem processes for healthy urban environments. In: Special issue: Aquatic Habitats in Integrated Urban Water Management. *Ecohydrology&Hydrobiology* 5 (4): 263-268
- Zalewski, M., Janauer, G.A., Jolankai, G. (Eds.), 1997. Ecohydrology: A New Paradigm for the Sustainable Use of Aquatic Resources. Technical Documents in Hydrology 7. UNESCO, Paris
- Zalewski M., Tarczyńska M., **Wagner-Łotkowska I.** 2000. Ecohydrological approach for elimination of toxic algal blooms in lowland reservoir. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* (27): 1–8
- Zalewski M., Santiag-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. *Hydrological Processes* 17(14):2753 - 2767
- Zalewski M., Harper D., **Wagner I.** 2009. Ecohydrology – why demonstration projects throughout the world? *Ecohydrology & Hydrobiology* (1): 3-11
- Zalewski, M., **Wagner, i**, Fraczkak, W., Mankiewicz-Boczek, J., Parniewki, P. 2012. Blue-Green City for Compensating Global Climate Change. *The Parliament Magazine*, issue 350. 11 June 2012, 2-3
- Zhu, H., Xu, Y., Yan, B., & Guan, J. 2012. Snowmelt runoff: a new focus of urban nonpoint source pollution. *International Journal of Environmental Research and Public Health* (9): 4333–4345
- Zwierzchowska, I. Fagiewicz, K., Poniży, L., Lupa, P. Mizgajski, A. 2019. Introducing nature-based solutions into urban policy – facts and gaps. Case study of Poznań. *Land Use Policy* (85): 161-175

