

dr inż. Jolanta Dąbrowska
Instytut Inżynierii Środowiska
Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu

AUTOREFERAT

Wrocław, luty 2019 r.

Spis treści

1. Posiadane dyplomy i stopnie naukowe	3
2. Informacje o dotychczasowym zatrudnieniu w jednostkach naukowych.....	5
3. Wskazanie osiągnięcia naukowego	6
3.1 Cykl publikacji.....	6
3.2 Omówienie celu naukowego	7
3.3 Metodyka badań.....	16
3.4 Omówienie osiągniętych wyników	20
3.5 Podsumowanie	34
3.6 Potencjał aplikacyjny wyników badań.....	38
3.7 Literatura	39
4. Omówienie pozostałych osiągnięć naukowo-badawczych.....	42
4.1 Geokompozyty sorbujące wodę.....	42
4.2 Opracowanie i optymalizacja GSW w zależności od przeznaczenia i sposobu aplikacji.....	45
4.3 Efektywność GSW w zastosowaniach w skali półtechnicznej.....	48
4.4 Podsumowanie	49
5. Syntetyczne podsumowanie dorobku habilitantki.....	50

Imię i nazwisko: Jolanta Barbara Dąbrowska

1. Posiadane dyplomy i stopnie naukowe

- 1993–1997** Akademia Rolnicza we Wrocławiu, Wydział Melioracji i Inżynierii Środowiska – 3,5-letnie wyższe studia zawodowe na kierunku Inżynieria Środowiska zakończone uzyskaniem tytułu zawodowego inżyniera inżynierii środowiska. Temat pracy inżynierskiej, zrealizowanej pod opieką dra inż. Daniela Garlikowskiego: *Wzmacnianie gruntów metodą zamrażania.*
- 1997–1998** Akademia Rolnicza we Wrocławiu, Wydział Melioracji i Inżynierii Środowiska – 1,5-letnie magisterskie studia uzupełniające na kierunku Inżynieria Środowiska zakończone uzyskaniem stopnia magistra inżyniera inżynierii środowiska. Temat pracy magisterskiej, napisanej pod opieką dra inż. Daniela Garlikowskiego: *Zastosowanie popiołów lotnych z węgla kamiennego do budowy nasypów konstrukcyjnych.*
- 1999–2003** Akademia Rolnicza we Wrocławiu. Studia doktoranckie w dyscyplinie Kształtowanie Środowiska.
- 28.10.2003** Akademia Rolnicza we Wrocławiu, Wydział Inżynierii Kształtowania Środowiska i Geodezji. Uzyskanie stopnia doktora nauk rolniczych na podstawie rozprawy pt.: *Wpływ czynników naturalnych, antropogenicznych i technicznych na jakość wody w zbiornikach zaporowych na przykładzie zbiornika w Gołuchowie.* Promotor: prof. dr hab. inż. Jerzy Kowalski, recenzenci: dr hab. Jerzy Jańczak, prof. nadzw., i dr hab. inż. Janusz Łomotowski, prof. nadzw.

Ważniejsze kursy i szkolenia

- 2015** Ukończenie szkolenia pt.: *Termowizja w budownictwie*. Organizator: EC Training Center. Kraków, 10–11.03.2015 r. Szkolenie finansowane z projektu Uniwersytetu Przyrodniczego we Wrocławiu *Ustawiczne all inclusive* (obejmującego indywidualne szkolenia specjalistyczne w obszarach kluczowych dla realizacji *Strategii Europa 2020*) ze środków Unii Europejskiej, w ramach Europejskiego Funduszu Społecznego. Udział w szkoleniu potwierdzony certyfikatem.
- 2013** Ukończenie szkolenia pt.: *Ekspert ds. projektów badawczo-rozwojowych*. Organizator: Instytut Organizacji Przedsiębiorstw i Technik Informatycznych InBIT Sp. z o.o. w Szczecinie. Wrocław, 17.05–28.07.2013 r. (126 godzin zajęć). Szkolenie realizowano w ramach projektu *Kreatorzy innowacji* ze środków POKL Priorytet IV *Szkolnictwo wyższe i nauka, Działanie 4.2 Rozwój kwalifikacji kadr systemu B+R i wzrost świadomości roli nauki w rozwoju gospodarczym*. Udział potwierdzony zaświadczeniem.
- 2011** Ukończenie kursu pt.: *Water Resources Modelling using MIKE BASIN and NAM models*. Wrocław, 18–22.04.2011 r. Udział potwierdzony certyfikatem DHI.
- 2009** Ukończenie kursu pt.: *Ocena hydromorfologiczna rzek w oparciu o metodę River Habitat Survey*. Poznań, 2–4.09.2009 r. Akredytacja: RHS Competent Surveyor (Poland), nr PL 0074. Akredytacja potwierdzona przez Environmental Agency in Bristol.
- 1997** Ukończenie kursu pt.: *Monitoring and Measurement of Environmental Variables*. Organizatorzy: Akademia Rolnicza w Poznaniu, Polska Akademia Nauk, Politechnika Poznańska. Turew, Poznań, 28.04–03.05.1997 r. Kurs realizowany w ramach programu TEMPUS SJEP 7862: *Joint Curricula Development for Soil and Water Resources Protection*, SWARP. Udział potwierdzony certyfikatem.

2. Informacje o dotychczasowym zatrudnieniu w jednostkach naukowych

- 1998–2004** Asystentka w Instytucie Inżynierii Środowiska, Akademia Rolnicza we Wrocławiu.
- 2004 do chwili obecnej** Adiunkt w Instytucie Inżynierii Środowiska Uniwersytetu Przyrodniczego we Wrocławiu.
- 2007–2014** Zastępca kierownika ds. badawczych Stacji Badawczo-Dydaktycznej w Mściwojowie. Wydział Inżynierii Kształtowania Środowiska i Geodezji, Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu.

3. Wskazanie osiągnięcia naukowego

Jako osiągnięcie naukowe, wynikające 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. 2003 nr 65 poz. 595 ze zm., tekst jedn. Dz.U. 2017 poz. 1789) w związku z art. 179 ust. 2 Ustawy z dnia 3 lipca 2018 r. – Przepisy wprowadzające ustawę – Prawo o szkolnictwie wyższym i nauce (Dz.U. 2018 poz. 1669), wskazuję cykl publikacji powiązanych tematycznie, zatytułowany:

Badania transferu zanieczyszczeń do wód powierzchniowych w małych zlewniach

3.1 Cykl publikacji

Osiągnięcie wskazane do oceny w postępowaniu habilitacyjnym to cykl pięciu oryginalnych prac twórczych, opublikowanych w latach 2016–2018.

1. **Dąbrowska J., Kaczmarek H., Markowska J., Tyszkowski S., Kempa O., Gałęza M., Kucharczak-Moryl E., Moryl A.** 2016. *Shore zone in protection of water quality in agricultural landscape – Mściwojów Reservoir, southwestern Poland*. „Environmental Monitoring and Assessment”, Vol. 188: 467. (25 pkt, **publikacja w czasopiśmie znajdującym się w bazie JCR, IF₂₀₁₆ = 1,687**). **Udział: 35%**.
2. **Dąbrowska J., Lejcuś K., Kuśnierz M., Czamara A., Kamińska J., Lejcuś I.** 2016. *Phosphate dynamics in the drinking water catchment area of the Dobromierz Reservoir*. „Desalination and Water Treatment”, Vol. 55, Issue 53: 25600–25609. (20 pkt, **publikacja w czasopiśmie znajdującym się w bazie JCR, IF₂₀₁₆ = 1,631**). **Udział: 60%**.
3. **Dąbrowska J., Bawiec A., Pawęska K., Stodolak R., Kamińska J.** 2017. *Assessing the impact of wastewater effluent diversion on water quality*. „Polish Journal of Environmental Studies”, Vol. 26, No. 1: 9–16. (15 pkt, **publikacja w czasopiśmie znajdującym się w bazie JCR, IF₂₀₁₇ = 1,120**). **Udział: 60%**.
4. **Dąbrowska J., Dąbek P.B., Lejcuś I.** 2018. *A GIS based approach for the mitigation of surface runoff to the shallow lowland reservoir*. „Ecohydrology&Hydrobiology”,

Vol. 18, Issue 4: 420–430. (15 pkt, **publikacja w czasopiśmie znajdującym się w bazie JCR, IF₂₀₁₇ = 1,592**). **Udział: 65%**.

5. **Dąbrowska J., Dąbek P.B., Lejcuś I.** 2018. *Identifying Surface Runoff Pathways for Cost-Effective Mitigation of Pollutant Inputs to Drinking Water Reservoir*. „Water”, Vol. 10, Issue 10: 1300. (30 pkt, **publikacja w czasopiśmie znajdującym się w bazie JCR, IF₂₀₁₇ = 2,069**). **Udział: 60%**.

Sumaryczny *impact factor* osiągnięcia naukowego: 8,099.

Łączna liczba punktów osiągnięcia naukowego: 105 pkt.

Kopie publikacji wchodzących w skład cyklu zamieszczono w załączniku 5, oświadczenia współautorów znajdują się w załączniku 6. Liczby porządkowe publikacji od 1 do 5 w dalszej części autoreferatu stanowiąc będą odnośniki bibliograficzne.

3.2 Omówienie celu naukowego

Wprowadzenie

Eutrofizacja jest globalnym zagrożeniem jakości wód powierzchniowych – uważa się ją za główną przeszkodę w osiągnięciu dobrego stanu wód w ramach realizacji wspólnotowego działania w dziedzinie polityki wodnej Unii Europejskiej. Wszystkie wody powierzchniowe ulegają naturalnemu procesowi użyźniania, jednak od wielu lat jest on znacząco przyspieszony przez działalność człowieka (zjawisko eutrofizacji antropogenicznej). Nadmierne ilości związków biogenych – głównie azotu i fosforu – dostają się do wód przede wszystkim ze spływów z terenów rolniczych oraz ze zrzutu nieoczyszczonych lub niedostatecznie oczyszczonych ścieków. Eutrofizacja wywołuje zmiany strukturalne ekosystemów i ogranicza korzyści społeczne uzyskiwane ze środowiska. Powoduje m.in. gwałtowny rozwój sinic, glonów i roślin wodnych, zubożenie gatunkowe flory i fauny, ogólne pogorszenie jakości wody, ograniczenie możliwości wykorzystania zasobów wodnych przez człowieka, a także wzrost kosztów uzdatniania wód

(Benndorf i Putz, 1987a; Correll, 1998; Lejcuś, 2004; Moss i in., 2011; Sharpley, 2016; Wiatkowski i in., 2015).

Zmiany klimatu prowadzące do wzrostu temperatury i intensyfikacji procesów erozji gleb w wyniku opadów atmosferycznych o dużym natężeniu, wzrastające zużycie nawozów sztucznych oraz zmiany demograficzne powodują postępujące zwiększanie produktywności ekosystemów wodnych. W perspektywie kolejnych 80 lat przewiduje się znaczące zwiększanie ilości fitoplanktonu w wodach powierzchniowych oraz dominację sinic (Jeppesen i in., 2009; Jeppesen i in., 2011; Marcinkowski i in., 2017; Rolighed i in., 2016; Zalewski, 2014).

Dzięki wprowadzanym w ciągu ostatnich 25 lat w Unii Europejskiej regulacjom prawnym udało się usprawnić oczyszczanie ścieków i zwiększyć liczbę mieszkańców podłączonych do sieci kanalizacyjnych. Według Europejskiej Agencji Środowiska wyraźna poprawa w zakresie ograniczenia negatywnego wpływu ścieków na jakość wód dotyczy przede wszystkim wschodniej i południowej części kontynentu – ta bowiem wyraźnie odstawała od wysoko rozwiniętych północy i zachodu. Rolnictwo jest aktualnie głównym źródłem zanieczyszczeń wód związkami biogennymi. Zanieczyszczenia te mają charakter rozproszony i nie mogą być wychwytywane przez urządzenia techniczne. Dynamicznie rosnąca liczba ludności na świecie pociąga za sobą intensyfikację produkcji rolnej. Od początku XXI wieku ulega ona systematycznemu zwiększeniu, a według prognoz poziom zużycia nawozów sztucznych będzie nadal rósł (Bouwman i in., 2017; Kopiński i Jurga, 2016; Pawęska i Bawiec, 2015; Sharpley, 2016; Spanhoff i in., 2007; Withers i in., 2014).

W latach siedemdziesiątych i osiemdziesiątych ubiegłego wieku zwracano uwagę przede wszystkim na wykorzystanie gospodarcze wody. Do oceny jej jakości stosowano wskaźniki fizyczne, chemiczne i sanitarne. W tym czasie rozwinięto wiele technicznych metod rekultywacji zbiorników wodnych – skupiających się na cieku lub zbiorniku, a nie na zlewni jako systemie, którego są elementem (Barroin, 1991; Kajak, 2002; Soszka, 2002).

W latach osiemdziesiątych i dziewięćdziesiątych natomiast zlewnię zaczęto traktować jako podstawową jednostkę, w ramach której rozwiązuje się problemy gospodarki wodnej. Stanowiło to podwaliny zintegrowanego zarządzania zasobami wodnymi (Soszka, 2002). Badania elementów biologicznych oraz wspierających je wskaźników fizykochemicznych i hydromorfologicznych są do dziś podstawą klasyfikacji wód powierzchniowych, wprowadzonej przez Ramową Dyrektywę Wodną (RDW). Stanowi to efekt wieloletnich prac nad utworzeniem wspólnej polityki wodnej, zmierzającej do osiągnięcia dobrego stanu wód w krajach Unii Europejskiej. Rozwinięto badania dotyczące metod ochrony i rekultywacji wód opartych na procesach biologicznych – takich jak zbiorniki wstępne, roślinne strefy buforowe, biofiltry hydrofitowe. W gospodarce wodnej nastąpił rozwój inżynierii ekologicznej, a także zaczęto projektować zrównoważone ekosystemy dla obopólnej korzyści ludzi i przyrody (Benndorf i Putz, 1987a; Benndorf i Putz, 1987b; Mitsch, 1998; Perrow i Davy, 2002).

Doświadczenia naukowców duńskich dotyczące biomanipulacji i niemieckich dotyczące zbiorników wstępnych (Benndorf i Putz, 1987a; Benndorf i Putz, 1987b; Sondergaard i in., 2007) wskazują na dużą skuteczność metod remediacji opartych na procesach biologicznych w warunkach klimatycznych centralnej i północnej części Europy. Jednym z pionierów rekultywacji technicznej zbiorników wodnych był prof. Karol Olszewski. Jego eksperyment na Jeziorze Kortowskim (1956 r.) – polegający na odprowadzeniu zanieczyszczonych wód hypolimnionu poprzez leżący na dnie jeziora rurociąg – uznawany jest za jedną z pierwszych wdrożonych w praktyce metod rekultywacji jezior. Niestety późniejsze próby rekultywacji zbiorników zaporowych i jezior w Polsce kończyły się niepowodzeniami. Za główne przyczyny tego stanu należy uznać prowadzenie działań tylko w zbiorniku – w oderwaniu od zlewni – a także błędy projektowe i zaniedbania eksploatacyjne (Kajak, 2002; Lossow, 1998). Należy jednocześnie pamiętać o tym, że rekultywacja jest działaniem ostatecznym i musi być poprzedzona ograniczeniem dopływu biogenów ze zlewni (Kajak, 2002).

Pod koniec lat dziewięćdziesiątych ubiegłego wieku naukowcy i praktycy skupili się na myśleniu zorientowanym na proces, a nie strukturę – na holistycznym podejściu do problemu jakości wód powierzchniowych. Nowoczesne zarządzanie zasobami wodnymi ma na celu zwiększanie pojemności ekosystemów (*carrying capacity*) poprzez równoczesną poprawę jakości zasobów wodnych, utrzymanie i odtwarzanie różnorodności biologicznej, świadczenie usług ekosystemowych na rzecz społeczeństwa oraz budowanie odporności na zmiany klimatu i oddziaływania antropogeniczne – od skali molekularnej do skali krajobrazu (WBSR+C – *water, biodiversity, ecosystem services, resilience + cultural heritage*). Integracja rozwiązań z zakresu inżynierii i biotechnologii w jednostce, jaką jest zlewnia, ma kluczowe znaczenie dla jakości wód. Może ona wpłynąć na ograniczenie kosztów, zwiększenie efektywności działań na rzecz poprawy jakości wód i stworzenie odpornych na degradację systemów. Świadomie wykorzystując zależności pomiędzy procesami hydrologicznymi a biologicznymi, można zwiększać pojemność ekosystemów, ich odporność oraz zdolność elastycznego reagowania na zagrożenia (Gallopín, 2006; Izydorczyk i in., 2015; Mander i in., 2017; Zalewski, 2000; Zalewski, 2013; Zalewski, 2014).

Adaptacyjne (AEM – *Adaptive Environmental Management*) i zintegrowane (IWRM – *Integrated Water Resources Management*) zarządzanie zasobami wodnymi jest obecnie jednym z najistotniejszych elementów europejskiej polityki wodnej. IWRM opiera się na trzech zasadach: sprawiedliwość społeczną, efektywność ekonomiczną i równowaga środowiskowa. Jego celem jest dążenie do zapewnienia optymalnego i zrównoważonego wykorzystania zasobów wodnych na rzecz rozwoju gospodarczego i społecznego, przy jednoczesnej ochronie i poprawie ekologicznej wartości środowiska. AEM definiuje się natomiast jako proces ulepszania polityk i praktyk zarządzania poprzez systematyczne uczenie się z efektów wdrożonych strategii – w sposób proaktywny i z uwzględnieniem zmieniających się czynników (Grafton i Hussey, 2011).

W ciągu ostatnich kilku lat zdecydowanie zwiększyła się dostępność informacji na temat jakości poszczególnych elementów środowiska oraz danych przestrzennych, wykorzystywanych do celów naukowych i komercyjnych. Stało się tak między innymi w związku z wprowadzeniem Dyrektywy 2007/2/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 14 marca 2007 r. ustanawiającej infrastrukturę informacji przestrzennej we Wspólnocie Europejskiej (INSPIRE – *IN*frastructure for *SP*atial *InfoR*mation in Europe). Umożliwiło to analizę ujednoczonych, ogólnodostępnych danych gromadzonych w wielu europejskich bazach oraz rozwój narzędzi wspomagających zarządzanie zasobami wodnymi, opartych na danych przestrzennych i danych z monitoringu środowiska. W połowie ubiegłego dziesięciolecia zdecydowanie rzadziej prowadzono badania wykorzystujące Systemy Informacji Geograficznej (GIS – *Geographic Information Systems*) jako narzędzie do oceny skuteczności metod ochrony i remediacji wód powierzchniowych. Dziś zaś – z powodu łatwiejszego dostępu do danych przestrzennych o wysokiej rozdzielczości – można rozwijać takie zastosowania. Są one podstawą tworzenia systemów wspomagania decyzji wykorzystywanych do zarządzania wodami opadowymi w miastach i wykrywania zagrożeń powodziowych, a także w celu analizy transportu zanieczyszczeń z różnych obszarów zlewni do wód powierzchniowych (Correll, 2005; Kazak i in., 2018; Szewrański i in., 2018; Thomas i in., 2017).

Transfer biogenów ze źródeł obszarowych do wód powierzchniowych odbywa się przez szybkie szlaki spływu powierzchniowego oraz wolnymi ścieżkami migracji związanymi z infiltracją wód opadowych w głąb gruntu. Spływ powierzchniowy ma kluczowe znaczenie w transporcie zanieczyszczeń rolniczych. Jest bowiem główną drogą przedostawania się związków fosforu oraz istotną drogą transferu związków azotu do cieków i zbiorników wodnych (Agnew i in., 2006; Ahmad, 1996; Mellander i in., Mioduszewski i in., 2002; 2015; Sharpley i in., 1994). Podczas jednego lub dwóch opadów o dużym natężeniu do wód powierzchniowych może się dostać 90% rocznego ładunku fosforu – pierwiastka odpowiedzialnego za

eutrofizację większości ekosystemów słodkowodnych. Obliczenie rzeczywistej ilości fosforu, jaka dostaje się do cieków w czasie opadów o dużym natężeniu, oraz wielkości nieobarczonych błędami ładunków rocznych staje się wyzwaniem dla ochrony wód. Kalkulacje oparte na standardowych danych z monitoringu środowiska (gdzie pomiary wykonywane są w odstępach miesięcznych lub większych) nie oddają w pełni dynamiki zmian stężeń i ładunków związków fosforu w wodach powierzchniowych (Cassidy i Jordan, 2011; Julich i in., 2017; Sharpley i in., 1999). Obliczanie ładunków biogenów metodami opartymi na danych z monitoringu wysokiej częstości stosuje się jedynie w zlewniach doświadczalnych. Bardzo trudno jest znaleźć modele rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń obszarowych w zlewniach użytkowanych rolniczo, które mają odpowiednią elastyczność w zakresie danych wejściowych. W przypadku małych zlewni część danych jest niedostępna, a część – gromadzona w nieregularnych odstępach czasu (Adu i Kumarasamy, 2018).

Obecnie badania skupiają się na ograniczaniu oddziaływania spływu powierzchniowego na jakość wód powierzchniowych. Koncentrują się też na wyznaczaniu tych obszarów w zlewni, które są podatne na generowanie spływu (HSAs – *Hydrologically Sensitive Areas*), oraz obszarów o największym ryzyku transferu zanieczyszczeń (CSAs – *Critical Source Areas*) – gdzie potencjalne obciążenie substancjami zanieczyszczającymi wiąże się ze skłonnością do generowania odpływu (HSAs + wysokie ryzyko mobilizacji zanieczyszczeń). Podejmuje się również próby identyfikacji połączeń między obszarami, w których leżą źródła zanieczyszczeń, a strefami buforowymi. W badaniach nad rozprzestrzenianiem się zanieczyszczeń obszarowych typu rolniczego powszechnie wykorzystywane są Numeryczne Modele Terenu, utworzone na podstawie danych z lotniczego skaningu laserowego (ALS – *Airborne Laser Scanning*, LiDAR – *Light Detection and Ranging*). Rozdzielczość przestrzenna tych modeli – wraz z czasem i dostępnością danych – zmieniła się z 5–30 m do < 3 m (Agnew i in., 2006; Dupas i in., 2015; Lou i in., 2016; Ockenden i in., 2017; Shore i in., 2014; Thomas i in., 2016; Thomas i in., 2017). Identyfikowanie

uprzywilejowanych dróg spływu powierzchniowego, badanie ich koncentracji, kształtowanie i przerywanie takich szklaków – zaczynają być wykorzystywane głównie przy zagospodarowaniu wód opadowych na terenach miejskich, dla których tworzy się liczne narzędzia wspomagające zarządzanie zrównoważonym rozwojem. Stosowane dotychczas powszechnie w ochronie wód rozwiązania oparte na przyrodzie (NBS – *Nature Based Solutions*) oraz wykorzystywane w miastach zrównoważone systemy drenażu (SUDS – *Sustainable Urban Drainage Systems*) są integrowane i coraz intensywniej wprowadzane na tereny wiejskie i rolnicze. Z uwagi na to w literaturze pojawiło się nowe pojęcie wprowadzone w 2012 r. przez Lisę M. Avery: *Rural Sustainable Drainage Systems (RSuDS)* (Adams i in., 2018; Kazak i in., 2018; Szewrański i in., 2018).

W Polsce działania związane z monitoringiem i ochroną wód w ramach realizacji założeń wspólnotowej polityki wodnej nie są efektywne i budzą zastrzeżenia między innymi Komisji Europejskiej. Potrzebne są udoskonalenie systemu monitoringu jakości wód powierzchniowych oraz rozwój badań naukowych wspierających ochronę jakości zasobów wodnych na obszarach wiejskich naszego kraju – należy uwzględnić ich specyfikę, lokalizację i liczbę punktów monitoringowych, rodzaj gromadzonych danych oraz częstość pomiarów. Przy niedoborze danych dotyczących jakości poszczególnych elementów środowiska – który przekłada się na trudności z obliczeniem realnych ładunków biogenów – pojawia się coraz więcej danych przestrzennych o wysokiej rozdzielczości. Istnieje więc potrzeba zbadania tego, w jakim zakresie można wspomagać zarządzanie zasobami wodnymi w małych zlewniach przy użyciu metod opartych na dostępnych danych przestrzennych.

**Cel cyklu pięciu publikacji powiązanych tematycznie
i stanowiących osiągnięcie naukowe:**

1. Zaproponowanie metod i narzędzi pozwalających na rozpoznanie czasowej i przestrzennej zmienności zanieczyszczeń oraz na hierarchizację źródeł zanieczyszczeń wód powierzchniowych w małych zlewniach.
2. Wykorzystanie narzędzi GIS i zasobów baz danych przestrzennych do badania mechanizmów transferu zanieczyszczeń wraz ze spływem powierzchniowym do cieków i zbiorników wodnych.
3. Ocena działań ochronnych podjętych dla wód powierzchniowych lub celowości wprowadzenia nowych na podstawie analizy wyznaczonych dróg spływu powierzchniowego, map koncentracji spływu i map zagospodarowania terenu.
4. Opracowanie metod oraz narzędzi do kontrolowania i ograniczania spływu powierzchniowego, które można by zastosować w małych zlewniach, przy ogólnodostępnych zasobach danych przestrzennych i danych dotyczących jakości elementów środowiska.

W badaniach dotyczących jakości wód powierzchniowych prowadzonych przed uzyskaniem stopnia doktora skupiałam się na czynnikach naturalnych, antropogenicznych i technicznych wpływających na jakość wód w zlewniach rolniczych oraz na ochronie i rekultywacji zbiorników zaporowych. Podstawowym obszarem badań była intensywnie użytkowana rolniczo zlewnia rzeki Trzemny i położony w niej płytki, nizinny zbiornik zaporowy Gołuchów. Analizy przeprowadzone dla zbiornika Gołuchów w rozprawie doktorskiej dowiodły tego, że przy próbie rekultywacji zbiornika popełniono charakterystyczne dla tego okresu błędy projektowe. Polegały one na: budowie osadnika ekologicznego o zbyt małych wymiarach; stworzeniu instalacji napowietrzającej o niewielkim zasięgu, która nie była w stanie wpłynąć na jakość wody w obciążonym dużymi ładunkami biogenów zbiorniku (o powierzchni 51,5 ha i pojemności 1,385 mln m³); założeniu biostruktur

na dopływie cieków do zbiornika, które – ze względu na prędkość przepływającej wody – nie spełniały roli filtra biologicznego. Na zbiornik spojrzano w oderwaniu od zlewni; co więcej, działania rekultywacyjne nie były poprzedzone ograniczeniem dopływu biogenów z zasilających go cieków i zlewni bezpośrednio, nie dostosowano ich też do charakterystyki obiektu. Na podstawie przeprowadzonych badań za podstawowe źródła zanieczyszczeń biogenych wnoszonych do wód Trzemny uznałam obszarowe zanieczyszczenia rolnicze (47,1% N i 13,7% P) oraz ścieki bytowe z obszarów o niskim stopniu skanalizowania i oczyszczania (51,6% N i 86,2% P). Procesy naturalne i depozycja z atmosfery nie odgrywają tu znaczącej roli w dostawie biogenów do wód powierzchniowych. W porównaniu z innymi zlewniami rolniczymi w Polsce problem wpływu ścieków na jakość wód jest znaczący. Bilans biogenów sporządzony dla danych z Powszechnego Spisu Rolnego z 1996 r. wykazał dużą nadwyżkę N i P w zlewni rzeki Trzemny – ponad 37 kg N i 2,8 kg P na 1 ha w ciągu roku – co jest charakterystyczne dla intensywnie użytkowanych rolniczo terenów Wielkopolski.

W 1997 r. dołączyłam do zespołu naukowców, który w połowie lat dziewięćdziesiątych ubiegłego wieku zaprojektował zbiornik zaporowy Mściwojów i nadzorował jego budowę. Zbiornik ten był pierwszym w Polsce tego typu obiektem, w którym już na etapie projektowania przewidziano rozwiązania mające na celu wspomaganie samooczyszczania wody. Jego integralnym elementem jest zbiornik wstępny z osadnikiem ekologicznym i przegrodami biologicznymi, w którym mają nastąpić sedymentacja zawieszin oraz wspomagane procesami biologicznymi oczyszczanie wody. Zbiornik główny został przewidziany jako rezerwuuar czystej wody. Wokół zbiornika zaprojektowano strefę ochrony ekologicznej – z nasadzeniami mającymi charakter roślinnej strefy buforowej, zbudowanej z makrofitów w litoralu, krzewów i drzew w części lądowej. Praca w zespole związanym ze zbiornikiem Mściwojów skierowała moje zainteresowania na inżynierię ekologiczną oraz możliwości wykorzystania roślin i procesów biologicznych w celu ochrony i rekultywacji wód.

Po uzyskaniu stopnia doktora nadal zajmowałam się problematyką jakości wód w zlewniach rolniczych i zbiornikach zaporowych. W artykule [II.D.10]¹ podsumowałam doświadczenia polskie i zagraniczne w zakresie działań remediacji zbiorników wodnych. Podkreśliłam, że oprócz wyboru właściwej dla charakterystyki zlewni i zbiornika metody rekultywacji oraz zastosowania jej po ograniczeniu dopływu biogenów ze zlewni należy brać też pod uwagę: efektywność, pewność, efekt długoterminowy i potencjalne skutki ujemne wybranej metody rekultywacji, a także koszt inwestycji i jej późniejszego utrzymania. Działania rekultywacyjne wymagają interdyscyplinarnych analiz zlewni i zbiornika. Z badań przedstawionych w moich publikacjach niewłączonych do cyklu [II.D.1, II.D.5, II.D.6] wynika, że podjęte od 1994 r. działania rekultywacyjne dla zbiornika Gołuchów są nieskuteczne. Aby ułatwić lepsze zrozumienie analizowanych przeze mnie procesów, rozszerzyłam badania o podgórskie zlewnie Wierzbiaka i Strzegomki.

W przedstawionym cyklu powiązanych tematycznie publikacji poszerzyłam zakres zainteresowań naukowych – zgodnie z rozwojem wiedzy w dyscyplinie. Uwzględniłam szczegółowe rozpoznanie presji i oddziaływań, hierarchii zagrożeń, czasowej i przestrzennej zmienności zanieczyszczeń oraz szlaków transportu zanieczyszczeń wraz ze spływem powierzchniowym (uprzywilejowanych dróg spływu powierzchniowego) do cieków i zbiorników wodnych. Następnie na tym tle oceniłam podjęte działania ochronne i rekultywacyjne.

3.3 Metodyka badań

Do badań wybrano podgórską zlewnię rzeki Wierzbiak do przekroju zapory zbiornika Mściwojów [1], podgórską zlewnię Strzegomki do przekroju zapory zbiornika Dobromierz [2, 5] oraz niziną zlewnię Trzemny (dawniej Ciemnej) do ujścia do Prosny [3, 4]. Są to małe zlewnie o zróżnicowanych warunkach fizyczno-geograficznych i antropopresji, użytkowane przede wszystkim rolniczo. Taki wybór

¹ odsyłacz do załącznika 4

obiektów badawczych dał możliwość kompleksowego przetestowania metod i narzędzi.

Rzeka Trzemna (Ciemna) to lewostronny dopływ Prozny, do której uchodzi w 46,70. km jej biegu. Jest dopływem IV rzędu, o całkowitej powierzchni zlewni równej 119,2 km². Rzeka bierze swój początek w okolicy miejscowości Czachory, w odległości ok. 9 km na południowy zachód od Kalisza. Jej źródła znajdują się na wysokości 126,50 m n.p.m., zaś ujście – na rzędnej 90,10 m n.p.m. Długość Trzemny wynosi ok. 21 km, co daje spadek podłużny ciek na poziomie 1,73‰. Średni spadek zlewni wynosi 5,48‰. Zalesienie zlewni jest niewielkie – wynosi 8,54 %, lasy zajmują zaledwie 10,18 km². W 5,6. km biegu Trzemny (51°50'37'' N, 17°56'09'' E) położona jest zapora wybudowanego w 1970 r. zbiornika Gołuchów. Średni przepływ roczny wynosi tu 0,37 m³·s⁻¹. Zlewnię Trzemny tworzą piaski lodowcowe i gliny zwałowe, pokrywające obszar Wysoczyzny Kaliskiej. W tej samej okolicy wypływa w kierunku południowo-wschodnim ciek także o nazwie Ciemna, który stanowi dopływ Ołoboku. Obydwa cieki na dziale wodnym wyraźnie bifurkują. Grunty orne stanowią 80% zlewni. Liczba ludności na badanym terenie wynosi ok. 10 000. W 1994 r. rozpoczęto wspomnianą wyżej rekultywację zbiornika Gołuchów. W 2008 r. zmodernizowano oczyszczalnię ścieków, a ścieki oczyszczone przekierowano do rzeki Prozny [3, 4].

Rzeka Strzegomka jest lewobrzeżnym dopływem Bystrzycy. Dla przekroju zapory zbiornika Dobromierz (50°54'27'' N, 16°14'37'' E) średni przepływ roczny wynosi 0,781 m³·s⁻¹. Powierzchnia zlewni obejmuje 80,7 km², a jej średni spadek wynosi 5,2%. Zbiornik Dobromierz jest rezerwuarem wody pitnej dla Świebodzic. Powstał w 1986 r., gdy dolinę rzeki przedzielono zapora ziemną w 58,2. km. Dobowa produkcja wody w stacji uzdatniania Dobromierz wynosi ok. 4500 m³. Proces uzdatniania wody obejmuje podwójną filtrację z zastosowaniem filtrów dyskowych i żwirowych, koagulację oraz końcową dezynfekcję. Podczas zakwitów wody wykorzystuje się filtry dyskowe oraz – w razie potrzeby – zmienia się głębokości ujmowania wody ze zbiornika. Zlewnia Strzegomki do przekroju zapory zbiornika

jest intensywnie użytkowana rolniczo. Zużycie nawozów azotowych pozostaje na wysokim poziomie – w badanym piętnastoleciu podwoiło się i w 2014 r. wynosiło ok. 135 kg·ha⁻¹. W produkcji zwierzęcej dominuje przemysłowa hodowla kur niosek; pogłowie drobiu przekracza tu 850 000 sztuk. Zlewnia w znacznej części jest skanalizowana, w 2006 r. w Chwaliszowie oddano do użytkowania oczyszczalnię ścieków. Obszar zlewni zamieszkuje ok. 3000 osób. Ładunek azotu w pomocie kurzym produkowanym w zlewni odpowiada ładunkowi powstającemu wraz z odchodami 100 000 ludzi, a fosforu – 400 000 osób [2, 5].

Głównym elementem zlewni rzeki Wierzbiak, na którym skupiły się badania, jest zbiornik zaporowy Mściwojów (51°02'14" N, 16°15'55" E), położony na obszarze Przedgórze Sudeckiego (południowo-zachodnia Polska). Wybudowany został na rzece Wierzbiak (35 + 375 km) i ciekę Zimnik. Funkcjonuje od 2000 r. Zaliczany jest do obiektów małej retencji, a jego podstawowymi funkcjami są gromadzenie wody do celów rolniczych i ochrona przeciwpowodziowa. W ostatnich latach znaczenia nabrała także funkcja rekreacyjna – w szczególności wędkowanie. W przekroju zbiornika średni roczny przepływ jest równy 0,2 m³·s⁻¹. Powierzchnia zlewni wynosi 47 km², a jej średni spadek – 2,26%. Czasza zbiornika podzielona jest na zbiornik główny oraz poprzedzający go zbiornik wstępny, z wydzielonym trzykomorowym osadnikiem. Część główna jest rezerwuarem czystej wody, natomiast wstępna – miejscem sedymentacji osadów i biologicznego usuwania biogenów, do czego służą trzy przegrody biologiczne oraz osadnik wstępny. W pierwszej komorze osadnika następuje osadzanie grubszych frakcji, druga komora – obsadzona trzcina – pełni funkcję filtra biologicznego, a w trzeciej następuje sedymentacja drobnych zawiesin. Aby zlikwidować punktowe źródła zanieczyszczeń, do 2013 r. znacząco rozbudowano sieć kanalizacyjną w zlewni [1].

Do oceny jakości wód, czasowej i przestrzennej zmienności zanieczyszczeń oraz hierarchizacji źródeł zanieczyszczeń w zlewni Trzemny i Strzegomki wykorzystano dane dotyczące jakości wód powierzchniowych. Pochodziły one z bazy Państwowego Monitoringu Środowiska (zakres lat: 2000–2014) i zostały

udostępnione przez Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska (WIOŚ) w Poznaniu i we Wrocławiu. Dla zlewni Wierzbiaka liczba danych była niewystarczająca do oceny – w punkcie powyżej zbiornika dokonywano pomiarów w 2004 i 2005 r. ($n = 23$). W przypadku zlewni Strzegomki użyto również danych hydrologicznych udostępnionych przez Państwowe Gospodarstwo Wodne Wody Polskie (Regionalny Zarząd Gospodarki Wodnej we Wrocławiu). Dla wszystkich omawianych zlewni pozyskano też informacje z Centralnej Bazy Danych Klimatologicznych IMGW PIB, numeryczne dane wysokościowe z Centralnego Ośrodka Dokumentacji Geodezyjnej i Kartograficznej oraz ortofotomapy z Głównego Urzędu Geodezji i Kartografii. Źródłem informacji dotyczących nawożenia, upraw oraz produkcji zwierzęcej był Bank Danych Lokalnych GUS. Z kolei danych dotyczących pokrycia terenu pochodziły z bazy Corine Land Cover 2012 (Główny Inspektorat Ochrony Środowiska).

Do wyznaczenia trendów w stężeniach wybranych wskaźników w wodach powierzchniowych wykorzystano nieparametryczny test Manna–Kendalla. Dane dotyczące jakości wód nie spełniały założeń testów parametrycznych – rozkładu normalnego i równości wariancji [2–4]. Zmiany, jakie nastąpiły w zasadach monitoringu środowiska w ostatnich latach, spowodowały, że oznaczeń dokonywano w różnych punktach i z różną częstotliwością – w związku z czym często istnieją przerwy w obserwacjach.

Test Manna–Kendalla jest powszechnie używany do wykrywania trendów w danych hydrologicznych i związanych z jakością wód. Może być stosowany dla parametrów, które nie mają rozkładu normalnego, równych wariancji oraz gdy w ciągach pomiarowych występują przerwy o długości nieprzekraczającej 1/3 okresu zbierania danych.

Weryfikację hipotezy przeprowadza się na podstawie statystyki Manna–Kendalla S :

$$S = \sum_{k=1}^{n-1} \sum_{j=k+1}^n \operatorname{sgn}(x_j - x_k)$$

gdzie: x – dane w postaci szeregu czasowego, n – liczba obserwacji, a $sgn(x_j - x_k) =$

$$\begin{cases} sgn(x_j - x_k) = 1 \text{ dla } x_j - x_k > 0 \\ sgn(x_j - x_k) = 0 \text{ dla } x_j - x_k = 0 \\ sgn(x_j - x_k) = -1 \text{ dla } x_j - x_k < 0 \end{cases}$$

Tau Kendalla jest miarą korelacji (nieparametrycznym ekwiwalentem współczynnika korelacji) i przyjmuje wartości od -1 do 1. Dodatnia wartość wskazuje na wzrost jednej zmiennej wraz ze wzrostem drugiej, ujemna zaś – na spadek. *P-value* oblicza się w celu statystycznego potwierdzenia istotności obserwowanego trendu [2–4].

Aby określić wpływ modernizacji oczyszczalni ścieków w Gołuchowie na jakość wód rzeki Trzemny zaadaptowano stosowane w ekologii metody *Before-After* i *Before-After-Control-Impact* [3].

Do wyznaczenia uprzywilejowanych dróg spływu powierzchniowego (wód opadowych) wykorzystano dane w postaci chmury punktów, pochodzące z ALS/LiDAR, o gęstości 4 pkt/m². Dane te zostały pozyskane w projekcie ISOK (Informatyczny System Osłony Kraju przed nadzwyczajnymi zagrożeniami) i udostępnione przez Centralny Ośrodek Dokumentacji Geodezyjnej i Kartograficznej. Z chmury punktów w oprogramowaniu GIS wygenerowano numeryczny model terenu, który posłużył do dalszych analiz – stworzenia rastrowych map spadków terenu oraz kierunków i akumulacji spływu powierzchniowego. Model został skorygowany hydrologicznie. Do generowania siatki kierunków spływu powierzchniowego wykorzystano jeden z najpopularniejszych algorytmów – algorytm D8 (*eight direction pour point model, single flow direction method*) [1, 4, 5].

3.4 Omówienie osiągniętych wyników

Zlewnia rzeki Trzemny i zbiornik Gołuchów

Do analizy wpływu modernizacji oczyszczalni ścieków na jakość wód rzeki Trzemny zaadaptowano wykorzystywane w ekologii metody *Before-After* (BA) i *Before-After-Control-Impact* (BACI) [3]. Po modernizacji w 2008 r. zaprzestano zrzutu

ścieków oczyszczonych do Trzemny – przekierowano je do rzeki Proсны, jako większego odbiornika, o większej pojemności (chłonności) ekosystemu. W metodzie BA porównuje się dane uzyskane przed pozytywnym lub negatywnym wpływem na środowisko z danymi zebranymi po wpływie na środowisko. Należy tego dokonać przy użyciu testu statystycznego dla dwóch prób niezależnych. Metoda nie uwzględnia jednak innych zmian, które mogły na danym obszarze zaistnieć i mieć wpływ na wyniki – np. zmian klimatycznych. Metoda BACI zaś wymaga porównania różnic uzyskanych dla badanych parametrów przed wpływem na środowisko i po nim w punkcie, którego zmiana dotyczy, oraz w punkcie pełniącym funkcję kontrolną, zlokalizowanym poza wpływem analizowanych zmian. Dane muszą być w obu punktach rejestrowane w tym samym czasie.

Badania jakości wód rzeki Trzemny wykazały, że spośród analizowanych w metodzie BA 12 wskaźników (punkt pomiarowo-kontrolny Tursko) działania modernizacyjne miały wpływ na poprawę jakości wody w zakresie tlenu rozpuszczonego, BZT₅, azotu ogólnego, azotynów, azotu amonowego, azotu Kjeldahla, fosforu, fosforanów i przewodności elektrolitycznej właściwej w temperaturze 20°C. Nie zauważono istotnej statystycznie zmiany odczynu wód, stężenia azotanów i całkowitego węgla organicznego.

W metodzie BACI porównano 6 wskaźników. Pozytywny wpływ modernizacji oczyszczalni zanotowano dla azotu ogólnego, amonowego, azotu Kjeldahla i fosforu; dla azotanów i tlenu rozpuszczonego nie wykazano istotnych statystycznie zmian. W przypadku metody BACI możliwe było porównanie tylko 6 parametrów. Różnice pomiędzy wynikami uzyskanymi w ramach BA i BACI odnotowano tylko dla tlenu rozpuszczonego. Obie te metody są używane w ekologii, gdzie dane spełniają zazwyczaj założenia testów parametrycznych. W badaniach prowadzonych dla Trzemny do porównania danych przed modernizacją i po niej wykorzystano nieparametryczny test U Manna–Whitneya. Przeprowadzone analizy potwierdziły możliwość wykorzystania zarówno metody *Before-After*, jak i *Before-After-Control-Impact* do oceny działań remediacyjnych w małej zlewni.

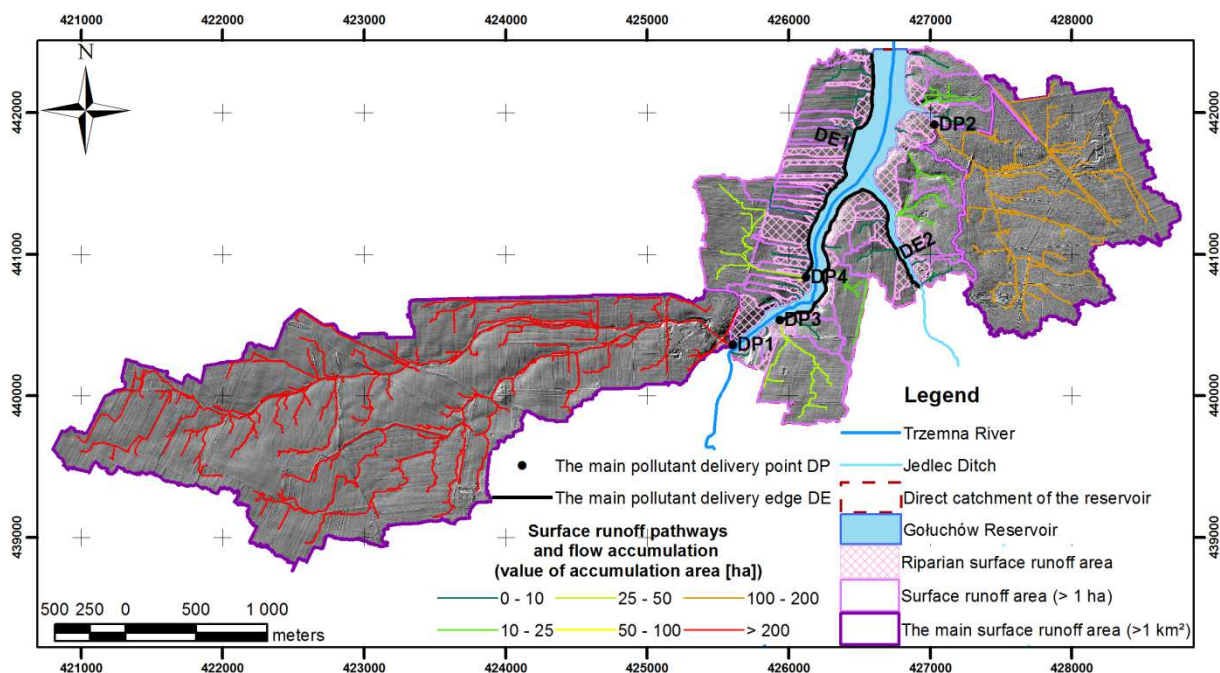
Na podstawie średnich stężeń stwierdzono, że w okresie przed modernizacją oczyszczalni ścieków i ich przekierowaniem do Proсны stosunek azotu do fosforu (N:P) w wodach rzeki Trzemny wynosił 9 (15,8 mg N·dm⁻³:1,8 mg P·dm⁻³), a po modernizacji wynosił 39 (11,7 mg N·dm⁻³:0,3 mg P·dm⁻³). Stosunek N:P decyduje o tym, który z pierwiastków biogennych stymuluje rozwój fitoplanktonu. Jeżeli N:P < 10, to rozwój glonów i sinic jest limitowany azotem; gdy wynosi 10–20, wówczas występuje łączne limitowanie przez oba pierwiastki; kiedy zaś N:P > 20, to występuje limitowanie fosforem. Działania przeprowadzone w zlewni spowodowały więc nie tylko poprawę jakości wody, lecz także zmianę pierwiastka limitującego rozwój fitoplanktonu w rzece – z azotu na fosfor. W ekosystemach wód słodkowodnych fosfor jest zazwyczaj pierwiastkiem limitującym produkcję pierwotną.

Oceniając jakość wód rzeki Trzemny w latach 2000–2014 oraz trendy dla związków azotu i fosforu (test Manna–Kendalla) [3, 4], stwierdzić można, że w badanej zlewni odnotowuje się rosnący trend dla stężeń azotu azotanowego, a jego stężenia w obu punktach pomiarowo-kontrolnych są bardzo wysokie. Koncentracja azotu azotanowego oznacza zły stan (potencjał) ekologiczny wód zgodnie z obowiązującymi przepisami. Jest też bardzo wysoka w porównaniu z innymi zlewniami nizinnymi w tej części Europy.

Do wyznaczenia zasięgu zlewni bezpośredniej zbiornika Gołuchów oraz analizy uprzywilejowanych dróg spływu powierzchniowego i jego koncentracji wykorzystano Numeryczny Model Terenu [4]. Do jego stworzenia posłużyły dane LiDAR pochodzące z marca 2011 r. Na etapie przetwarzania danych zwrócono szczególną uwagę na problem wyboru optymalnej rozdzielczości modelu i jego korekty hydrologicznej. Z chmury punktów wygenerowano Numeryczny Model Terenu (NMT) o rozdzielczości przestrzennej 1,0 m, który posłużył do dalszych analiz w oprogramowaniu ArcGIS.

Zlewnia bezpośrednia zbiornika Gołuchów ma powierzchnię 980 ha (część lądowa + zbiornik). Spadki terenu w przeważającej części zlewni są mniejsze niż 2,5°,

lokalnie w strefie przybrzeżnej przekraczają 15°. Tereny użytkowane rolniczo oraz luźna zabudowa typu wiejskiego stanowią 67% powierzchni zlewni bezpośredniej, lasy – 26%, wody powierzchniowe – 5%, a pozostałe – 2%. W analizie uprzywilejowanych dróg i koncentracji spływu powierzchniowego badany teren podzielono na sześć obszarów o różnej powierzchni akumulacji (0–10 ha, 10–25 ha, 25–50 ha, 50–100 ha, 100–200 ha oraz > 200 ha). Za główne obszary spływu uznano te, które mają powierzchnię powyżej 100 ha. Dodatkowo w strefie przybrzeżnej wydzielono tereny, z których następuje bezpośredni transfer (bez akumulacji) spływu powierzchniowego do zbiornika. Wskazano cztery główne punkty (DP1–DP4), w których skoncentrowany spływ powierzchniowy dociera do zbiornika, oraz dwa fragmenty brzegu (DE1 i DE2), gdzie w sposób nieskoncentrowany woda spływa z dużych powierzchni użytkowanych rolniczo (rys. 1). Z wykonanych analiz wynika, że las znajdujący się na prawym brzegu zbiornika nie pełni funkcji efektywnej roślinnej strefy brzegowej. Skoncentrowany spływ z tego obszaru – o powierzchni ponad 100 ha – wpływa w punkcie DP2 do zbiornika. Na podstawie ortofotomapy, mapy użytkowania i pokrycia terenu, stworzonych map koncentracji i kierunków spływu w poszczególnych obszarach wskazano istniejące zagrożenia dla jakości wód powierzchniowych oraz zaproponowano odpowiednie rozwiązania (np. zmiana zagospodarowania terenu, zastosowanie rozwiązań służących do zrównoważonego zagospodarowania wód opadowych, stworzenie pasa roślinnej strefy brzegowej, wprowadzenie ochrony antyerozyjnej, zalecenia z zakresu dobrej praktyki rolniczej). Przeprowadzone badania potwierdzają możliwość wykorzystania uprzywilejowanych dróg spływu powierzchniowego i map jego akumulacji stworzonych na podstawie NMT – jako cennego elementu w analizach stosowanych w celu ochrony zasobów wód powierzchniowych w małych zlewniach.



Rys. 1. Uprzywilejowane drogi spływu powierzchniowego i mapa akumulacji spływu – zlewnia bezpośrednia zbiornika Gołuchów [4]

Zlewnia rzeki Strzegomki i zbiornik Dobromierz

Dla wód rzeki Strzegomki przeprowadzono analizy stężeń związków fosforu uzyskanych z badań codziennych w roku hydrologicznym 2000–2001, a także pozyskano i przeanalizowano dane wieloletnie z WIOŚ dotyczące stężeń związków fosforu w latach 2000–2014 [2]. Połączenie informacji na temat stężeń w badaniach codziennych z danymi hydrologicznymi z Regionalnego Zarządu Gospodarki Wodnej (RZGW) oraz danymi z Centralnej Bazy Danych Klimatologicznych IMGW PIB pozwoliło na obliczenie ładunków związków fosforu, ich zależności od opadu i przepływu oraz na wskazanie procesów mających wpływ na wymywanie i retencję związków fosforu w zlewni. Pokazano tu wyniki badań opartych na rzadko spotykanym monitoringu o dużej częstotliwości oraz na standardowym monitoringu prowadzonym przez WIOŚ. Monitorowane w wodach rzeki Strzegomki stężenia fosforanów i fosforu ogólnego wykazywały dużą zmienność. Przeprowadzone analizy dowiodły tego, iż wpływ na ładunek P-PO₄ w wodach Strzegomki miały opady ($r = 0,93$; $p = 0,00001$) i natężenie przepływu ($r = 0,88$; $p = 0,0000$). Dodatkowo

wyniki badań wykazały, iż podczas przepływu wód przez zbiornik retencyjny następuje proces ich oczyszczania. W roku hydrologicznym 2000–2001 w zbiorniku nastąpiła redukcja ładunku fosforu o 57%, zaś w wybranych latach z wielolecia 2000–2014 redukcja stężeń przy przepływie wody przez zbiornik wynosiła 54,1–61,5%. Nie potwierdzono istnienia statystycznie istotnego trendu malejącego dla stężeń fosforanów i fosforu ogólnego w latach 2000–2014. Średnie roczne stężenia fosforanów w wodach Strzegomki na dopływie do zbiornika Dobromierz przekraczały w analizowanym piętnastoleciu wartość graniczną dobrego stanu wód – 0,31 mg PO₄³⁻·dm⁻³. Prowadziło to do niespełnienia założeń Ramowej Dyrektywy Wodnej. Średnie roczne stężenia fosforu całkowitego nie przekraczały wartości granicznej 0,4 mg P·dm⁻³.

Badania prowadzone w ramach codziennego monitoringu jakości wód, parametrów hydrologicznych i meteorologicznych pozwalają na wyznaczenie zależności pomiędzy ładunkami substancji biogennych a opadem lub przepływem. Na podstawie ich analizy można zauważyć i szczegółowo opisać zjawiska czy procesy wpływające na jakość wód w zlewni. Niestety są to badania możliwe do przeprowadzenia tylko w zlewniach modelowych, przy dużym nakładzie finansowym. Oznaczenia stężeń o mniejszej częstotliwości (np. comiesięczne) mogą – przy zastosowaniu odpowiednich metod statystycznych – służyć do wyznaczania wieloletnich trendów i do oceny skuteczności podjętych działań remediacyjnych [2].

Podobnie jak dla zlewni zbiornika Gołuchów, do wyznaczenia zasięgu zlewni bezpośredniej zbiornika Dobromierz oraz analiz uprzywilejowanych dróg spływu powierzchniowego i jego koncentracji wykorzystano także NMT [5]. Do jego stworzenia posłużyły dane wysokościowe pozyskane w technologii LiDAR, pochodzące z kwietnia 2012 r. Z chmury punktów wygenerowano NMT o rozdzielczości przestrzennej 0,4 m, który posłużył do dalszych analiz w oprogramowaniu ArcGIS. W badaniach kierunków i koncentracji spływu analizowany obszar podzielono na:

- duże zlewnie cząstkowe (*main surface runoff areas/main subcatchments*) – powyżej 100 ha:
 - klasa > 200 ha,
 - klasa 100–200 ha,
- średnie zlewnie cząstkowe (*mid-range subcatchments*) – 10–100 ha:
 - klasa 50–100 ha,
 - klasa 25–50 ha,
 - klasa 10–25 ha,
- małe zlewnie cząstkowe (*microcatchments*) – 0–10 ha:
 - klasa 1–10 ha,
 - przybrzeżna strefa spływu powierzchniowego – poniżej 1 ha (*inshore surface runoff area; areas with no tendency to flow accumulation*).

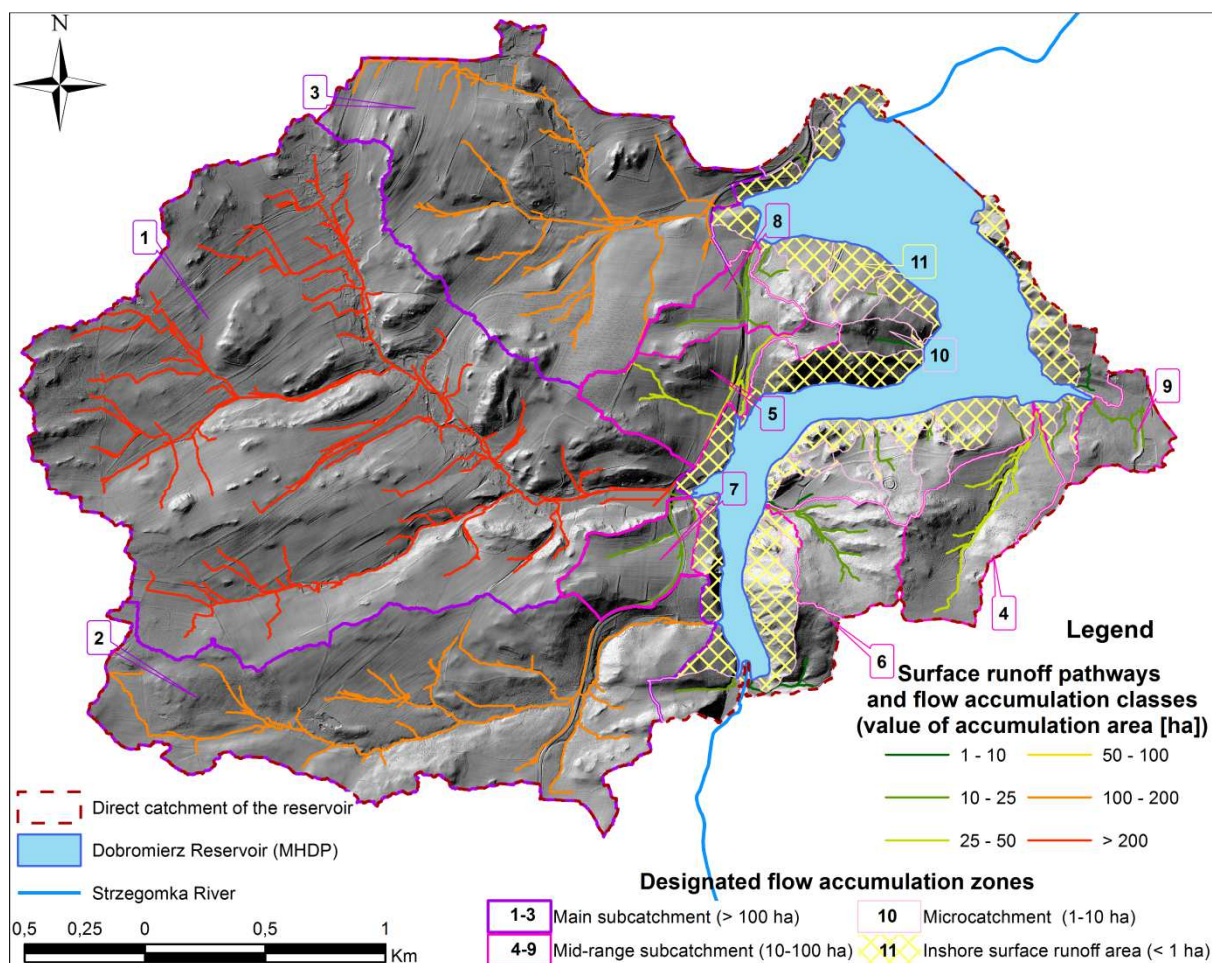
Wyznaczona na podstawie NMT powierzchnia zlewni bezpośredniej zbiornika Dobromierz wynosi 998 ha (część lądowa i zbiornik). Nachylenie terenu zazwyczaj nie przekracza 10°, miejscami jednak dochodzi do 86°. Zachodnia i centralna część zlewni to tereny intensywnie użytkowane rolniczo, z rozproszoną zabudową. We wschodniej części, gdzie znajduje się zbiornik Dobromierz, dominują lasy. Na analizowanym obszarze tereny użytkowane rolniczo oraz luźna zabudowa typu wiejskiego stanowią 55,4%, lasy – 33,5%, zaś wody powierzchniowe – 11,0%.

W badaniach wprowadzono trzy poziomy koncentracji spływu powierzchniowego, wyznaczone według stref akumulacji – wysoki: > 100 ha, średni: 10–100 ha, niski: < 10 ha. Dla poziomu rolniczych zanieczyszczeń obszarowych występujących w zlewniach cząstkowych wprowadzono podział: wysoki – obszary rolnicze stanowią > 70% powierzchni, średni – obszary rolnicze to 30–70%, niski – < 30% obszarów rolniczych. Możliwość zmniejszenia odpływu powierzchniowego przez las określono zaś jako: niską – lasy < 30%, średnią – lasy 30–70%, wysoką – > 70% lasów.

Analiza wykazała, że w małych zlewniach cząstkowych usytuowanych w zalesionej przybrzeżnej części nie ma tendencji do koncentracji spływu

powierzchniowego ani źródeł rolniczych zanieczyszczeń obszarowych. Taka sama sytuacja ma miejsce we wschodnim zalesionym segmencie zlewni. W części zachodniej znajdują się trzy duże zlewnie cząstkowe, w których dochodzi do koncentracji spływu powierzchniowego oraz zlokalizowane są źródła zanieczyszczeń rolniczych typu rozproszonego. W przypadku tych obszarów trzeba najpierw zaplanować strategie związane z dekoncentracją spływu powierzchniowego (odpowiednie kształtowanie dróg spływu powierzchniowego). Należy tu zwrócić uwagę na przestrzeganie kierunku orki zgodnie z Kodeksem Dobrej Praktyki Rolniczej, wprowadzić rozwiązania przeciwoerozyjne i zaproponować zmianę zagospodarowania wybranych obszarów. Aby kontrolować (spowalniać) spływ powierzchniowy, zaleca się stosowanie technik infiltracyjnych zgodnych z zasadami zrównoważonej gospodarki wodami opadowymi. Stworzenie dodatkowych stref buforowych oraz rozwiązań służących do przechwytywania i oczyszczania wód opadowych jest wskazane przede wszystkim w przypadku największej zlewni cząstkowej nr 1. Strefy buforowe należy zlokalizować wzdłuż cieku, stanowiącego główne połączenie pomiędzy terenami użytkowanymi rolniczo a zbiornikiem (rys. 2). Problemem jest to, że skoncentrowany spływ powierzchniowy z dwóch największych zlewni cząstkowych dociera do zbiornika w miejscach, w których las – stanowiący roślinną strefę buforową – ma najmniejszą szerokość lub praktycznie nie istnieje. Uprzywilejowane drogi spływu powierzchniowego i mapy akumulacji spływu posłużyły tu – podobnie jak dla zbiornika Mściwojów – do oceny skuteczności roślinnej strefy brzegowej. Wykorzystano je także – tak jak w badaniach przeprowadzonych dla zbiornika Gołuchów – do wydzielenia obszarów, dla których przeprowadzono analizę podatności na generowanie spływu, możliwości uruchomienia zanieczyszczeń ze źródeł obszarowych i zaplanowania dla nich efektywnych działań ochronnych. Samo kształtowanie dróg spływu powierzchniowego (rozrywanie, odłączanie poszczególnych szlaków), na których następuje nadmierna jego koncentracja, może być metodą ochrony wód

powierzchniowych. NMT o wysokiej rozdzielczości przestrzennej dają możliwość dokładnego zbadania mikrotopografii terenu i wskazania miejsc do takich działań.



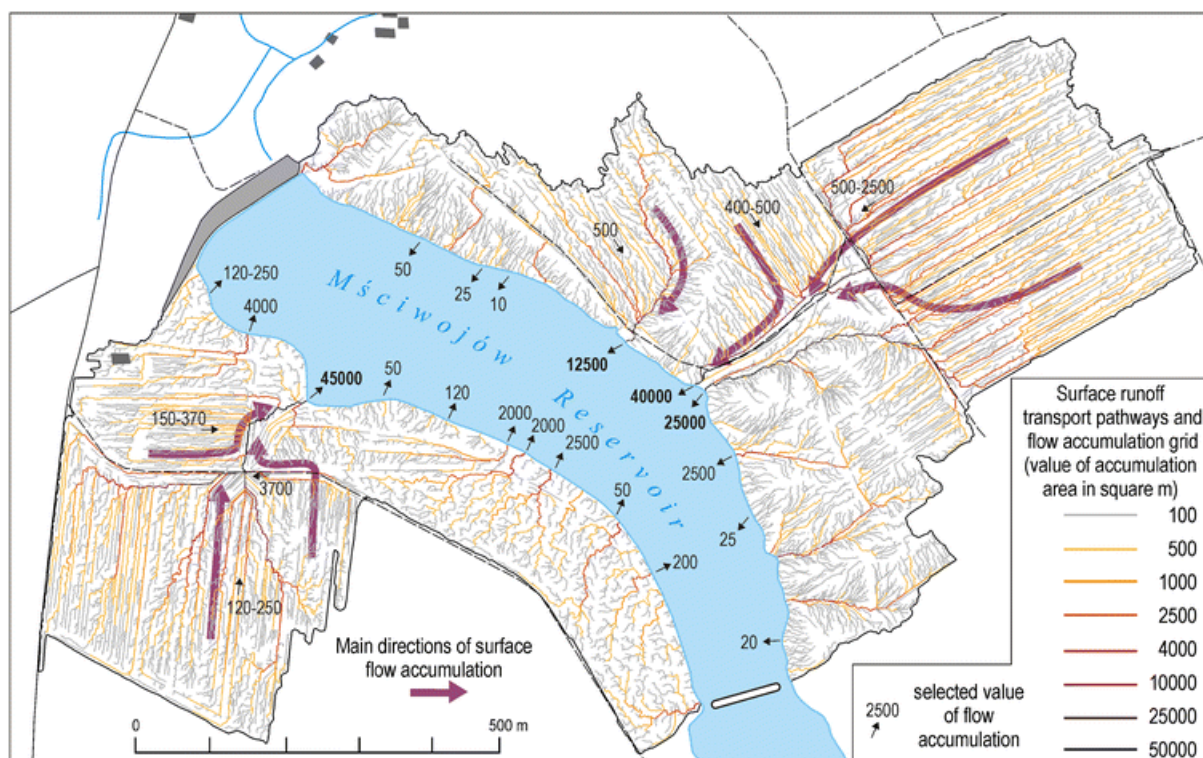
Rys. 2. Uprzywilejowane drogi spływu powierzchniowego i mapa akumulacji spływu – zlewnia bezpośrednia zbiornika Dobromierz [5]

Zlewnia rzeki Wierzbiak i zbiornik Mściwojów

Zgodnie z zaplanowaną procedurą badawczą przeprowadzono analizę działań podjętych na rzecz ochrony wód w zlewni rzeki Wierzbiak; w tym przypadku skupiono się na zbiorniku Mściwojów [1]. Zlewnia bezpośrednia głównej części zbiornika zajmuje obszar 77,7 ha (część lądowa). Obejmuje ona stok o szerokości 150–500 m wzdłuż lewego brzegu zbiornika oraz 120–700 m wzdłuż brzegu prawego. Na blisko 60% powierzchni zlewni nachylenie terenu nie przekracza 2°. Wzdłuż prawego brzegu spadki terenu są natomiast wyraźnie

większe i wynoszą 6–12°, a lokalnie przekraczają nawet 40°. W strukturze agrarnej dominują grunty orne i nieużytki; lasy to zaledwie 10%. Prowadzone uprawy stanowią bezpośrednie źródło substancji mineralnych i związków biogennych transportowanych w kierunku zbiornika. Analiza spływu powierzchniowego wskazuje na istnienie wyraźnych szlaków jego koncentracji, którymi zanieczyszczenia z pól uprawnych transportowane są wraz ze spływem powierzchniowym bezpośrednio do zbiornika, przecinając pas nieużytków towarzyszących linii brzegowej zbiornika. Maksymalnie w poszczególnych liniach następuje koncentracja odpływu z obszaru o powierzchni 45 000 m² w obrębie lewobrzeżnej i 40 000 m² na obszarze prawobrzeżnej części zlewni zbiornika (rys. 3). Odpływ najczęściej następuje wzdłuż szlaków komunikacyjnych (drogi gruntowe); drogi i rowy stały się głównymi barierami lub punktami koncentracji i odprowadzenia wody.

Przyległy do zbiornika pas nieużytków nie stanowi bariery ochronnej dla spływu powierzchniowego. Niemal nie posiada on strefy zasilania. Szlaki koncentrują odpływ wody z małych powierzchni, do 2500 m², a woda spływająca z pól uprawnych omija potencjalną, ale *de facto* nieistniejącą barierę. Przykładowo, na lewym brzegu woda z najdalszych fragmentów zlewni bezpośrednio, intensywnie użytkowanych rolniczo, spływa punktowo do zbiornika głównego z powierzchni 45 000 m² – poprzez lukę morfologiczną w strefie ochronnej. Od 2010 r. obserwuje się korzystne zmiany na obszarze prawostronnej części zlewni. Grunty orne w bezpośrednim sąsiedztwie zbiornika zastępowane są nieużytkami. Sieć odpływu jest tu bardziej rozgałęziona, a woda dociera do zbiornika w większej liczbie punktów, koncentrując odpływ z obszarów o mniejszej powierzchni (400–500 m²).



Rys. 3. Uprzywilejowane drogi spływu powierzchniowego i mapa akumulacji spływu – zlewnia bezpośrednia zbiornika Mściwojów [1]

Podstawową metodą ograniczania dopływu biogenów ze zlewni wraz ze spływem powierzchniowym jest stosowanie roślinnych stref buforowych (ekotonów). Stanowią one obszary przejściowe między ekosystemami wodnymi a lądowymi. Przechwytyją zanieczyszczenia oraz spowalniają procesy erozji brzegów cieków i zbiorników. Prawidłowo zarządzane roślinne strefy brzegowe redukują ilość rolniczych zanieczyszczeń obszarowych – związków zarówno azotu, jak i fosforu. Zwykle tworzą je pasy porośnięte naturalną lub nasadzoną roślinnością, o szerokości od kilku do kilkuset metrów. Otaczają one zbiornik i dopływające do niego ciek. W przypadku stref sztucznych roślinność nasadzana jest powyżej linii wody, rzadziej – wprowadzana w toń wodną. Największą efektywnością odznaczają się mieszane, leśno-trawiaste roślinne strefy brzegowe. Roślinność ta nie tylko ogranicza dopływ zanieczyszczeń do wód zbiornika, lecz także chroni przed destrukcyjnym wpływem różnych rodzajów erozji. Naziemne i podziemne części roślin chronią przed spływającymi strugami wody, ograniczają rozbryzg (bariera dla

kropli wody uderzających o powierzchnię gruntu), zabezpieczają brzegi przed destrukcyjnym działaniem fal (abrazja), a także stanowią barierę dla erozji wietrznej. Rola roślin w części lądowej i wodnej (w litoralu) strefy brzegowej jest także niezwykle istotna w przypadku nowych sztucznych zbiorników wodnych, których strefa brzegowa dopiero się kształtuje – pod względem zarówno morfologicznym, jak i biologicznym.

Procesy geomorfologiczne zachodzące w strefie brzegowej zbiornika – szczególnie w pierwszych latach funkcjonowania – utrudniają, a niekiedy wręcz całkowicie uniemożliwiają wkroczenie roślinności i wykształcenie litoralu, stanowiącego naturalną barierę ochronną dla wód retencjonowanych w zbiorniku. Po 15 latach funkcjonowania zbiornika Mściwojów strefa brzegowa jego głównej części nadal znajduje się w fazie kształtowania. Ponad 54% długości naturalnego brzegu podlega procesowi abrazji, z czym związana jest recesja klifu. Wpływa to na niszczenie roślinności powyżej krawędzi klifu i dostawę bogatego w biogeny materiału z rozmywanej ściany klifu do toni wodnej.

Przed rozpoczęciem eksploatacji zbiornika, w celu ochrony gromadzonej w nim wody, wykonano nasadzenia roślinności w obrębie osadnika, na przegrodach ekologicznych, w obszarze strefy brzegowej, jak również na zachodniej granicy roślinnej strefy ochronnej wyznaczonej wokół zbiornika. Do zbiornika głównego i wstępnego wprowadzono makrohydrofity (*Phragmites australis*, *Schoenoplectus lacustris* L., *Typha angustifolia* L.), które pełnią funkcję filtra biologicznego, wspomagającego proces samooczyszczania wód. Zewnętrzne skarpy osadnika oraz wewnętrzne skarpy jego pierwszej komory obsadzono dwoma pasami trzciny pospolitej (*Phragmites australis*), oczeretem jeziornym (*Schoenoplectus lacustris* L.) oraz pałąką wąskolistną (*Typha angustifolia* L.). We wnętrzu komory drugiej osadnika, pełniącej funkcję filtra biologicznego, znalazła się trzcina. Korony oraz skarpy wszystkich trzech utworzonych w zbiorniku przegród biologicznych, rozbijających główny strumień wody, obsadzono roślinnością szuwarową. Miała ona pełnić funkcję centrów ekspansji w strefie środkowej zbiornika. U podstawy zapory

zbiornika nasadzono cztery rzędy trzciny. Jego brzeg, prawie na całej długości, obsadzono trzcina, z lokalnymi nasadzeniami pałki wąskolistnej i oczeretu jeziornego. Z nasadzeń wyłączono jedynie niewielkie fragmenty brzegu, które miały pełnić funkcje rekreacyjne. Zakładano, iż w strefie środkowej zbiornika z biegiem czasu pojawi się roślinność podwodna, zawleczona przez wodę i ptactwo. Za szczególnie przydatne uznano *Myriophyllum spicatum* L., *Potamogeton* sp., *Ceratophyllum demersum* L. i *Ceratophyllum submersum* L. Rośliny te pobierają bowiem biogeny z wody, a nie z podłoża, jak w przypadku roślinności szuwarowej.

Wokół zbiornika, w pasie o szerokości 15 m, w obszarze leśnym i do 160 m w obrębie pól uprawnych zaprojektowano tzw. strefę ochrony ekologicznej – czyli obszar o kontrolowanym sposobie użytkowania. Założono, że jej celem będzie ochrona wód zbiornika przed zanieczyszczeniami ze spływów z obszaru zlewni bezpośredniej, zmniejszenie skutków erozji wietrznej i wodnej oraz zwiększenie różnorodności biologicznej na tym obszarze. Na zachodnim brzegu zbiornika, gdzie nie ma jakichkolwiek barier dla wiatru – w postaci wzgórz, zabudowań czy zadrzewień – wykonano nasadzenia drzew i krzewów na zewnętrznym skraju strefy. Należy jednak zauważyć, że poza wspomnianymi nasadzeniami nie udało się w pełni zrealizować projektu strefy ochronnej. Prawie żadne z nasadzonych w nadbrzeżnej strefie buforowej drzew i krzewów nie przeżyło – większość z nich została zdewastowana. W obszarze strefy obok nieużytków występują grunty orne, na których nadal prowadzi się niekontrolowany sposób użytkowania, daleki od dobrych praktyk rolniczych. Na prawym brzegu zbiornika widoczna jest sukcesja pierwotnych zbiorowisk rodzimych – naturalnych krzewów. Za namiastkę strefy ochronnej zbiornika można jedynie uznać kompleks leśny o szerokości od 60 do 150 m, z dominacją olszy i dębu. Przylega on bezpośrednio do prawego brzegu zbiornika na odcinku 870 m.

Największe różnice pomiędzy wykonanymi nasadzeniami a stanem obecnym zaobserwowano w obrębie zbiornika głównego. Nie zachowała się nasadzona wzdłuż zapory trzcina, z wyjątkiem 40-metrowego odcinka u jej podstawy (lewy

brzeg zbiornika). Ponadto na fragmentach lewego (600 m) i prawego (160 m) brzegu nasadzenia trzciny zachowały się tylko lokalnie, w formie kilkumetrowych kęp. Na lewym brzegu zbiornika Mściwojów funkcjonuje komercyjne łowisko wędkarskie. Tamtejsze nasadzenia – które zaadaptowały się pomimo wahań poziomu wody w zbiorniku i przekształceń w obrębie formującej się strefy brzegowej – były i nadal są dewastowane przez wędkarzy, przygotowujących swoje stanowiska w celu uzyskania lepszego dostępu do toni wodnej.

Rośliny porastające obecnie brzeg w kolejności odpowiadającej częstotliwości ich występowania to: na brzegu zachodnim – pałka szerokolistna (*Typha latifolia* L.), trzcina pospolita (*Phragmites australis*), kosaciec żółty (*Iris pseudacorus* L.), oczeret jeziorny (*Schoenoplectus lacustris* L.), manna mielec (*Glyceria maxima*); na brzegu wschodnim zaś – trzcina pospolita (*Phragmites australis*), pałka szerokolistna (*Typha latifolia* L.), manna mielec (*Glyceria maxima*), oczeret jeziorny (*Schoenoplectus lacustris* L.). Badania potwierdzają przewidywane w projekcie zbiornika wypieranie oczeretu przez pałkę i trzcinę oraz pałki wąskolistnej – przez szerokolistną. Natomiast wbrew założeniom projektowym nie rozwinęła się bardzo pożądana roślinność podwodna. Odnotowano tylko jedno stanowisko rdestnicy pływającej (*Potamogeton natans* L.), zlokalizowane w przyzaporowej części zbiornika głównego.

Zdecydowanie lepiej rozwinęła się roślinność w części wstępnej zbiornika, gdzie podczas budowy powstały dwie wyspy. Obecnie są one porośnięte roślinnością szuwarową, która wkroczyła na ich obszar samoistnie. Wraz z przegrodami biologicznymi I i II wyspy te przejęły funkcje centrów ekspansji roślinności w tej części zbiornika. Pomimo wykonanych nasadzeń brak jest roślinności na przegrodzie biologicznej III, która przy normalnym poziomie piętrzenia (NPP) jest całkowicie zanurzona. W zbiorniku wstępnym dominują trzcina, pałka szerokolistna i oczeret. Rośliny rozrastają się i widoczna jest ich ekspansja, a trzcina w komorze II osadnika wstępnego utworzyła zwartą strukturę biofiltra.

W badanej zlewni szczególnym problemem okazały się utrzymanie oraz konserwacja roślinnej strefy buforowej i zbiornika wstępnego. Brak funduszy na usuwanie i utylizację osadów dennych, zimowe wykaszanie makrofitów z filtra biologicznego oraz dosadzanie roślin w ekotonach spowodował zupełne zaniechanie tych prac. Tereny wokół zbiornika są bardzo intensywnie użytkowane rolniczo (w wielu miejscach uprawa zbóż i roślin okopowych prowadzona jest do samego brzegu zbiornika). Część z nich została wyłączona z użytkowania rolniczego, jednak nie pełni funkcji ochronnej. Podobnie jak w zlewni Strzegomki, nie wykorzystuje się tu powierzchni czynnej stref buforowych, na której zachodzą korzystne dla ochrony wód procesy oczyszczania z biogenów i sedymentacji zawieszin – skoncentrowany spływ przecina lub omija strefy roślinne. Przy projektowaniu tego typu rozwiązań należy więc zwrócić szczególną uwagę na koszty utrzymania i eksploatacji.

3.5 Podsumowanie

Zanieczyszczenia obszarowe typu rolniczego są głównym problemem jakości wód we wszystkich badanych zlewniach. W ciągu ostatnich lat rozbudowano w nich systemy kanalizacyjne oraz zbudowano lub zmodernizowano oczyszczalnie ścieków. W związku z tym zagrożenia dla jakości wód powierzchniowych związane z odprowadzaniem nieoczyszczonych lub niedostatecznie oczyszczonych ścieków zostały znacząco zniwelowane. W analizowanych latach 2000–2014 dynamicznie wzrosło zużycie nawozów azotowych w przypadku każdego z ocenianych obszarów.

Szczegółowe badania przeprowadzone dla zlewni Trzemny i Strzegomki pokazują, że do 2015 r. nie osiągnięto dobrego stanu wód – stężenia fosforanów i azotanów przekraczają dopuszczalne wartości graniczne. Nie odnotowano istotnej statystycznie tendencji do zmniejszania się koncentracji fosforu całkowitego i fosforanów oraz azotu Kjeldahla w wodach Strzegomki. W wodach Trzemny natomiast stężenia fosforu całkowitego i fosforanów mają trend malejący, natomiast azotanów i azotu ogólnego – rosnący. W przypadku tej rzeki zastosowano ciekawe

z punktu zarządzania pojemnością ekosystemów rozwiązanie – przekierowanie ścieków oczyszczonych do rzeki o większej odporności na obciążenia antropogeniczne. W zbiorniku Mściwojów dopływ biogenów ze zlewni bezpośredniej przez zdewastowaną roślinną strefę brzegową niweczy efekty oczyszczania wód uzyskane w zbiorniku wstępnym. Problemami, które wpływają na skuteczność oczyszczania wód w części wstępnej, są zaniechanie jej konserwacji i wycofywanie zdeponowanych w osadach i roślinach biogenów. Odbija się to na skuteczności funkcjonowania zbiornika wstępnego i roślinnej strefy buforowej. Działania podjęte w związku z akcesją Polski do UE i realizacją celów europejskiej polityki wodnej doprowadziły do ograniczenia negatywnego wpływu punktowych źródeł zanieczyszczeń na jakość wód powierzchniowych. Nie prowadzą one jednak do stopniowego, kompleksowego polepszania się jakości wód powierzchniowych w zakresie występowania związków azotu i fosforu w rozpatrywanych zlewniach. Przyczynami takiej sytuacji są intensyfikacja produkcji rolnej w latach 2000–2014 oraz brak skutecznych działań mających na celu ochronę przed zanieczyszczeniami obszarowymi.

W zlewni Wierzbiaka podjęto próbę zwiększenia pojemności ekosystemu i zdolności reagowania na zanieczyszczenia obszarowe – poprzez budowę części wstępnej i roślinnej strefy buforowej dla zbiornika zaporowego. Zabrakło jednak dynamicznego, adaptacyjnego podejścia do zarządzania zasobami wodnymi podczas eksploatacji. Elementy zbiornika nie są poddawane regularnej konserwacji i wycofywaniu zdeponowanych w ekosystemie biogenów, roślinna strefa brzegowa ulega dewastacji, a intensywna uprawa okolicznych pól jest prowadzona aż do brzegu zbiornika. Część projektu strefy ochronnej nie została też w pełni zrealizowana. Nie zareagowano na nieprzewidziany w projekcie czynnik destrukcyjny, jakim jest intensywne usuwanie makrofitów z litoralu przez wędkarzy.

W wyniku przeprowadzonych analiz spływu powierzchniowego dla zbiorników Gołuchów, Dobromierz i Mściwojów zidentyfikowano wyraźne szlaki koncentracji spływu powierzchniowego, którymi zanieczyszczenia z terenów

użytkowanych rolniczo są transportowane do wód. Wykazano brak roślinnych stref ochronnych w newralgicznych obszarach zbiorników. Udowodniono również istnienie dróg, na których następuje skoncentrowany spływ powierzchniowy – ogranicza to wykorzystanie powierzchni czynnej istniejących stref buforowych. W zlewni bezpośredniej zbiornika Mściwojów część terenów zamieniono w nieużytki, które częściowo miały pełnić funkcję stref buforowych. Mikrotopografia terenu decyduje o tym, że obszary te są omijane przez spływ powierzchniowy, w związku z czym nie odgrywają roli ochronnej.

Na terenach rolniczych zwiększanie pojemności ekosystemów jest celowe, jednak należy cały czas monitorować zdolność ich reagowania na zanieczyszczenia obszarowe i wspomagać je w miarę potrzeby. W każdej ze zlewni zaobserwowano zachowania dalekie od Kodeksu Dobrej Praktyki Rolniczej i nie odnotowano prób systemowego ograniczania zanieczyszczeń obszarowych. Szczegółowe rozpoznanie lokalnego charakteru zanieczyszczeń i dróg ich migracji do wód warunkuje prawidłowy dobór i skuteczność metod ochrony lub remediacji.

Na podstawie ogólnodostępnych danych dotyczących jakości wód w okresie badawczym 2000–2014 dla dwóch zlewni dokonano oceny czasowej i przestrzennej zmienności zanieczyszczeń oraz hierarchizacji ich źródeł. W zlewni Strzegomki określono trendy dla stężeń biogenów na dopływie do zbiornika oraz wpływ zbiornika Dobromierz na zmianę stężeń związków fosforu. W zbiorniku następuje retencja tego pierwiastka, co zwiększa zagrożenie eutrofizacją. Dla zlewni rzeki Trzemny wskazano trendy w stężeniach biogenów w dwóch istniejących punktach pomiarowo-kontrolnych. Oceniono wpływ modernizacji oczyszczalni ścieków i przekierowania ścieków oczyszczonych do Prosny na jakość wód Trzemny. Obliczono stosunek N:P oraz wskazano pierwiastek limitujący rozwój glonów i sinic w okresie przed modernizacją i po niej. W przypadku zlewni Wierzbiaka zasoby danych dotyczące jakości wód powierzchniowych nie pozwalały na wyznaczenie trendów i określenie skuteczności podjętych działań ochronnych. W ramach przedstawionego cyklu publikacji powiązanych tematycznie sprawdzono w trzech

małych zlewniach zaproponowaną metodykę wykorzystującą narzędzia GIS i dane przestrzenne do oceny podjętych działań na rzecz ochrony wód. Wykazano, że stanowi ona istotny element wspomagający zarządzanie zasobami wodnymi w małych zlewniach. Może służyć nie tylko do ewaluacji podjętych działań remediacyjnych i wskazywania obszarów, na których należy zastosować działania naprawcze, lecz także do projektowania skutecznych, optymalnych rozwiązań mających na celu ochronę wód powierzchniowych. W przypadku wszystkich analizowanych zlewni istniały zasoby danych przestrzennych niezbędne do analizy.

Najważniejsze osiągnięcia przedłożonego cyklu

1. Wskazanie metod i narzędzi, które są dostosowane do zasobów danych w małych zlewniach i mogą być wykorzystywane do oceny czasowej i przestrzennej zmienności zanieczyszczeń oraz hierarchizacji źródeł zanieczyszczeń. Wykorzystanie powyższych metod i narzędzi jako elementu ewaluacji działań remediacyjnych dla wód powierzchniowych.
2. Wykazanie potencjału aplikacyjnego narzędzi GIS do badania migracji zanieczyszczeń obszarowych, kontrolowania i ograniczania spływu powierzchniowego do wód powierzchniowych w małych zlewniach – o zróżnicowanych warunkach fizyczno-geograficznych i antropopresji.
3. Opracowanie metod wykorzystujących uprzywilejowane drogi spływu powierzchniowego, mapy jego koncentracji, a także mapy użytkowania terenu do weryfikacji skuteczności istniejących rozwiązań lub planowania skutecznych, optymalnych działań ochronnych. Wykazanie, że odpowiednie kształtowanie dróg spływu powierzchniowego, które zapobiega jego koncentracji, może być stosowane jako samodzielna metoda ochrony wód powierzchniowych.
4. Uzupełnienie wiedzy niezbędnej do zintegrowanego i adaptacyjnego zarządzania zasobami wodnymi w małych zlewniach – w szczególności

w zakresie ochrony zasobów wód zretencjonowanych w zbiornikach zaporowych, projektowania i eksploatacji roślinnych stref buforowych oraz zwiększania pojemności ekosystemów.

3.6 Potencjał aplikacyjny wyników badań

Aktualnym wyzwaniem w gospodarce wodnej jest zintegrowane i adaptacyjne zarządzanie zasobami wodnymi. W tym zakresie wskazanie procesów prowadzących do degradacji stref buforowych i nieefektywności samooczyszczania wód w systemie zaprojektowanym dla zbiornika zaporowego może być wykorzystane przez Państwowe Gospodarstwo Wodne Wody Polskie do projektowania, wykonania oraz utrzymania tego typu obiektów i struktur. Wyznaczone na podstawie danych przestrzennych uprzywilejowane drogi spływu powierzchniowego mogą służyć do projektowania efektywnych, celowanych na główne szlaki transportu zanieczyszczeń działań ochronnych typu *nutrient and sediment traps*. Jest to rozwiązanie głęboko uzasadnione pod względem ekonomicznym.

Ramowa Dyrektywa Wodna, dyrektywa dotycząca oczyszczania ścieków komunalnych, dyrektywa azotanowa, a także tworzona dyrektywa fosforanowa wymuszają na krajach UE dążenie do poprawy jakości wód powierzchniowych w zlewniach rolniczych. Niestety osiągnięcie dobrego stanu wszystkich wód i ekosystemów zależnych od wód w UE do 2015 r. nie powiodło się. W związku z tym wyznaczono kolejne horyzonty czasowe – 2021 r. i 2027 r. W tym czasie należy intensywnie wdrażać działania mające na celu ograniczenie dopływu rolniczych zanieczyszczeń obszarowych do wód. Brak metod i narzędzi do monitorowania skuteczności działań remediacyjnych był wielokrotnie podkreślany na branżowych konferencjach naukowo-technicznych. Zaproponowane metody i narzędzia mogą służyć Wojewódzkim Inspektoratom Ochrony Środowiska lub administratorom wód do oceny działań podjętych na rzecz poprawy jakości środowiska wodnego.

W cyklu publikacji położono nacisk na niskonakładowe i efektywne rozwiązania służące jakości wód oraz na zastosowanie ogólnodostępnych danych, metod i narzędzi badawczych – tak aby możliwe było ich replikowanie i wykorzystanie w praktyce.

3.7 Literatura

- Adams, R., Quinn, P., Barber, N., Reaney, S., 2018. The Role of Attenuation and Land Management in Small Catchments to Remove Sediment and Phosphorus: A Modelling Study of Mitigation Options and Impacts. *Water* 10(9), 1227.
- Adu, J.T., Kumarasamy, M.V., 2018. Assessing Non-Point Source Pollution Models: a Review. *Pol. J. Environ. Stud.* 27(5), 1913–1922.
- Agnew, L.J., Lyon, S.W., Gerard-Marchant, P., Collins, V.B., Lembo, A.J., Steenhuis, T.S., Walter, M.T., 2006. Identifying hydrologically sensitive areas: Bridging the gap between science and application. *J. Environ. Manage.* 78(1), 63–76.
- Ahmad, N., 1996. *Nitrogen Economy in Tropical Soils*. Kluwer Academic Publishers, Dordrech, The Netherlands.
- Barroin, G., 1991. La réhabilitation des plans d'eau. *La Recherche* 22(238), 1412–1422.
- Benndorf, J., Putz, K., 1987a. Control of eutrophication of lakes and reservoirs by means of pre-dams—I. Mode of operation and calculation of the nutrient elimination capacity. *Water Res.* 21(7), 829–838.
- Benndorf, J., Putz, K., 1987b. Control of eutrophication of lakes and reservoirs by means of Pre-Dams—II. Validation of the phosphate removal model and size optimization. *Water Res.* 21(7), 839–842.
- Bouwman, A.F., Beusen, A.H.W., Lassaletta, L., van Apeldoorn, D.F., van Grinsven, H.J.M., Zhang, J., van Ittersum, M.K., 2017. Lessons from temporal and spatial patterns in global use of N and P fertilizer on cropland. *Scientific Reports* 7:40366.
- Cassidy, R., Jordan, P., 2011. Limitations of instantaneous water quality sampling in surface-water catchments: Comparison with near-continuous phosphorus time-series data. *J. Hydrol.* 405(1-2), 182–193.
- Correll, D.L., 1998. The role of phosphorus in the eutrophication of receiving waters: A review. *J. Environ. Qual.* 27(2), 261–266.
- Correll, D.L., 2005. Principles of planning and establishment of buffer zones. *Ecol. Eng.* 24(5), 433–439.
- Dupas, R., Delmas, M., Dorioz, J.M., Garnier, J., Moatar, F., Gascuel-Oudou, C., 2015. Assessing the impact of agricultural pressures on N and P loads and eutrophication risk. *Ecological Indic.* 48, 396–407.
- Gallopín, G.C., 2006. Linkages between vulnerability, resilience, and adaptive capacity. *Global Environ. Change* 16(3), 293–303.
- Grafton, R.Q., Hussey, K., 2011. *Water Resources Planning and Management*. Cambridge University Press.
- Izydorczyk, K., Michalska-Hejduk, D., Frątczak, W., Bednarek, A., Łapińska, M., Jarosiewicz, P., Kosińska, A., Zalewski, M., 2015. Strefy buforowe i biotechnologie ekohydrologiczne w ograniczaniu zanieczyszczeń obszarowych. ERCE PAN, Łódź.

- Jeppesen, E., Kronvang, B., Meerhoff, M., Sondergaard, M., Hansen, K.M., Andersen, H.E., Lauridsen, T.L., Liboriussen, L., Beklioglu, M., Ozen, A., Olesen, J.E., 2009. Climate Change Effects on Runoff, Catchment Phosphorus Loading and Lake Ecological State, and Potential Adaptations. *J. Environ. Qual.* 38(5), 1930–1941.
- Jeppesen, E., Kronvang, B., Olesen, J.E., Audet, J., Sondergaard, M., Hoffmann, C.C., Andersen, H.E., Lauridsen, T.L., Liboriussen, L., Larsen, S.E., Beklioglu, M., Meerhoff, M., Ozen, A., Ozkan, K., 2011. Climate change effects on nitrogen loading from cultivated catchments in Europe: implications for nitrogen retention, ecological state of lakes and adaptation. *Hydrobiologia* 663(1), 1–21.
- Julich, S., Benning, R., Julich, D., Feger, K.H., 2017. Quantification of Phosphorus Exports from a Small Forested Headwater-Catchment in the Eastern Ore Mountains, Germany. *Forests* 8(6), 206.
- Kajak, Z., 2002. *Hydrobiologia-limnologia. Ekosystemy wód śródlądowych*. PWN, Warszawa.
- Kazak, J.K., Chruściński, J., Szewrański, S., 2018. The Development of a Novel Decision Support System for the Location of Green Infrastructure for Stormwater Management. *Sustainability* 10, 4388.
- Kopiński, J., Jurga, B., 2016. Managing Phosphorus in Polish Agriculture - Production and Environmental Aspects. *Polish Journal of Environmental Studies* 25(6), 2461–2468.
- Lejcuś, K., 2004. Nitrate concentration changeability under strong anthropopressure in the Strzegomka River and Dobromierz Reservoir. *Arch. Environ. Prot.* 30(4), 63–72.
- Lossow, K., 1998. Ochrona i rekultywacja jezior – teoria a praktyka. *Idee Ekologiczne* 7(13), 55–70.
- Lou, H.Z., Yang, S.T., Zhao, C.S., Shi, L.H., Wu, L.N., Wang, Y., Wang, Z.W., 2016. Detecting and analyzing soil phosphorus loss associated with critical source areas using a remote sensing approach. *Science of the Total Environment* 573, 397–408.
- Mander, U., Tournebize, J., Tonderski, K., Verhoeven, J.T.A., Mitsch, W.J., 2017. Planning and establishment principles for constructed wetlands and riparian buffer zones in agricultural catchments. *Ecol. Eng.* 103, 296–300.
- Marcinkowski, P., Piniewski, M., Kardel, I., Szcześniak, M., Benestad, R., Srinivasan, R., Ignar, S., Okruszko, T., 2017. Effect of Climate Change on Hydrology, Sediment and Nutrient Losses in Two Lowland Catchments in Poland. *Water* 9(156), 1–23.
- Mellander, P.E., Jordan, P., Shore, M., Melland, A.R., Shortle, G., 2015. Flow paths and phosphorus transfer pathways in two agricultural streams with contrasting flow controls. *Hydrol. Process.* 29(16), 3504–3518.
- Mioduszewski W., Dannowski R., Deumlich D., Radczuk L., Olearczyk D., Kajewski I., 2002. Ocena zanieczyszczenia obszarowego w dorzeczu Odry. *Prace Instytutu Geografii Akademii Świętokrzyskiej w Kielcach*, Nr 7, 203–213.
- Mitsch, W.J., 1998. Ecological engineering - the 7-year itch. *Ecol. Eng.* 10(2), 119-130.
- Moss, B., Kosten, S., Meerhoff, M., Battarbee, R.W., Jeppesen, E., Mazzeo, N., Havens, K., Lacerot, G., Liu, Z.W., De Meester, L., Paerl, H., Scheffer, M., 2011. Allied attack: climate change and eutrophication. *Inland Waters* 1(2), 101–105.
- Ockenden, M.C., Hollaway, M.J., Beven, K.J., Collins, A.L., Evans, R., Falloon, P.D., Forber, K.J., Hiscock, K.M., Kahana, R., Macleod, C.J.A., Tych, W., Villamizar, M.L., Wearing, C., Withers, P.J.A., Zhou, J.G., Barker, P.A., Burke, S., Freer, J.E., Johnes, P.J., Snell, M.A., Surridge, B.W.J., Haygarth, P.M., 2017. Major agricultural changes required to mitigate phosphorus losses under climate change. *Nat. Commun.* 8, 161.

- Pawęska, K., Bawiec, A., 2015. Analiza wybranych parametrów w ściekach bytowych dowożonych taborem asenizacyjnym do gminnej oczyszczalni. *Technologia Wody* 44(6), 104–108.
- Perrow, M.R., Davy, A.J., 2002. *Handbook of Ecological Restoration*, Vol 1. Cambridge University Press, Cambridge.
- Rolighed, J., Jeppesen, E., Sondergaard, M., Bjerring, R., Janse, J.H., Mooij, W.M., Trolle, D., 2016. Climate Change Will Make Recovery from Eutrophication More Difficult in Shallow Danish Lake Sobygaard. *Water* 8(10).
- Sharpley, A., 2016. Managing agricultural phosphorus to minimize water quality impacts. *Scientia Agricola* 73(1), 1–8.
- Sharpley, A.N., Chapra, S.C., Wedepohl, R., Sims, J.T., Daniel, T.C., Reddy, K.R., 1994. Managing agricultural phosphorus for protection of surface waters - issues and options. *J. Environ. Qual.* 23(3), 437–451.
- Sharpley, A.N., Gburek, W.J., Folmar, G., Pionke, H.B., 1999. Sources of phosphorus exported from an agricultural watershed in Pennsylvania. *Agric. Water Manage.* 41(2), 77–89.
- Shore, M., Jordan, P., Mellander, P.E., Kelly-Quinn, M., Wall, D.P., Murphy, P.N.C., Melland, A.R., 2014. Evaluating the critical source area concept of phosphorus loss from soils to water-bodies in agricultural catchments. *Science of the Total Environment* 490, 405–415.
- Sondergaard, M., Jeppesen, E., Lauridsen, T.L., Skov, C., Van Nes, E.H., Roijackers, R., Lammens, E., Portielje, R., 2007. Lake restoration: successes, failures and long-term effects. *J. Appl. Ecol.* 44(6), 1095–1105.
- Soszka, H., 2002. Ocena i klasyfikacja wód powierzchniowych - ewolucja podejścia do zagadnienia. *Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych* 23–24, 33–46.
- Spanhoff, B., Bischof, R., Bohme, A., Lorenz, S., Neumeister, K., Nothlich, A., Kusel, K., 2007. Assessing the impact of effluents from a modern wastewater treatment plant on breakdown of coarse particulate organic matter and benthic macroinvertebrates in a lowland river. *Water Air Soil Pollut.* 180(1-4), 119–129.
- Szewrański, S., Chruściński, J., Kazak, J., Świąder, M., Tokarczyk-Dorociak, K., Żmuda, R., 2018. Pluvial Flood Risk Assessment Tool (PFRA) for Rainwater Management and Adaptation to Climate Change in Newly Urbanised Areas. *Water* 10(4), 386.
- Thomas, I.A., Jordan, P., Mellander, P.E., Fenton, O., Shine, O., Huallachain, D.O., Creamer, R., McDonald, N.T., Dunlop, P., Murphy, P.N.C., 2016. Improving the identification of hydrologically sensitive areas using LiDAR DEMs for the delineation and mitigation of critical source areas of diffuse pollution. *Sci. Total Environ.* 556, 276–290.
- Thomas, I.A., Jordan, P., Shine, O., Fenton, O., Mellander, P.E., Dunlop, P., Murphy, P.N.C., 2017. Defining optimal DEM resolutions and point densities for modelling hydrologically sensitive areas in agricultural catchments dominated by microtopography. *Int. J. Appl. Earth Obs. Geoinf.* 54, 38–52.
- Wiatkowski, M., Rosik-Dulewska, C., Kasperek, R., 2015. Inflow of Pollutants to the Bukowka Drinking Water Reservoir from the Transboundary Bobr River Basin. *Rocznik Ochrona Srodowiska* 17, 316–336.
- Withers, P.J.A., Neal, C., Jarvie, H.P., Doody, D.G., 2014. Agriculture and Eutrophication: Where Do We Go from Here? *Sustainability* 6(9), 5853–5875.
- Zalewski, M., 2000. Ecohydrology - the scientific background to use ecosystem properties as management tools toward sustainability of water resources. *Ecol. Eng.* 16(1), 1–8.

Zalewski, M., 2013. Ecohydrology: process-oriented thinking towards sustainable river basins. 13(2), 97–103.

Zalewski, M., 2014. Ecohydrology, biotechnology and engineering for cost efficiency in reaching the sustainability of biogeosphere. 14(1), 14–20.

4. Omówienie pozostałych osiągnięć naukowo-badawczych

Przed uzyskaniem stopnia doktora zajmowałam się zagadnieniami z zakresu geotechniki i gospodarki odpadami – wykorzystania odpadów mineralnych jako zamiennika gruntów naturalnych do budowy nasypów konstrukcyjnych. Pracowałam w zespołach projektowych, które podejmowały przede wszystkim tematy dotyczące geotechniki i geologii inżynierskiej w hydrotechnice (załącznik 4).

Po uzyskaniu stopnia doktora nauk rolniczych moje pozostałe osiągnięcia naukowo-badawcze związane były głównie z pracą w zespole opracowującym innowacyjną technologię geokompozytów sorbujących wodę – geosyntetyków wspierających wegetację roślin. Uczestniczyłam w wielu szkoleniach z zakresu komercjalizacji wyników badań naukowych, marketingu wiedzy naukowej oraz zarządzania projektami B+R i ryzykiem w projektach badawczych (załącznik 4).

4.1 Geokompozyty sorbujące wodę

Wybrane oryginalne prace twórcze, dokumentujące moje osiągnięcia związane z badaniami naukowymi przeprowadzonymi w ramach projektu *Geokompozyty sorbujące wodę – innowacyjne technologie wspomagające wegetację roślin*:

- I. **Dąbrowska J.**, Lejcuś K. 2012. *Charakterystyka wybranych właściwości superabsorbentów*. „Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich”, 3/IV/2012: 59-68. Udział: 50%.
- II. Lejcuś K., **Dąbrowska J.**, Garlikowski D., Śpitalniak M. 2015. *The application of water-absorbing geocomposites to support plant growth on slopes*. „Geosynthetics International”, 22(6): 452-456. (25 pkt, **publikacja w czasopiśmie znajdującym się w bazie JCR**, IF₂₀₁₅ = 2,066). Udział: 10%.
- III. Lejcuś K., **Dąbrowska J.**, Grzybowska-Pietras J., Garlikowski D., Lejcuś I., Pawłowski A., Śpitalniak M. 2016. *Optimisation of Operational Parameters for Nonwoven Sheaths of Water Absorbing Geocomposites in Unsaturated Soil Conditions*. „FIBRES & TEXTILES

in Eastern Europe”, 24, 3, 117: 110-116. (25 pkt, **publikacja w czasopiśmie znajdującym się w bazie JCR**, IF₂₀₁₆ = 0,626). Udział: 10%.

- IV. Lejcuś K., Śpitalniak M., Dąbrowska J. 2018. *Swelling behaviour of superabsorbent polymers for soil amendment under different loads*. „Polymers”, 10(3): 271. (40 pkt, **publikacja w czasopiśmie znajdującym się w bazie JCR**, IF₂₀₁₇ = 2,935). Udział: 14%.

Geokompozyty sorbujące wodę (GSW) przeznaczone są – w zależności od formy i rozmiaru – dla roślin ozdobnych doniczkowych, drzew i krzewów w ogrodnictwie, sadownictwie, leśnictwie, na terenach zieleni miejskiej, dla roślin przy ekranach dźwiękochłonnych oraz w specjalistycznych zastosowaniach, np. w konstrukcjach zielonych ścian i dachów. Wykorzystuje się je w inżynierii środowiska do wspomagania wegetacji darni – jako podstawowego zabezpieczenia przeciwozyjnego skarp drogowych i autostradowych, wałów przeciwpowodziowych, skarp składowisk odpadów – oraz do wspomagania wegetacji roślin przy rekultywacji terenów zdegradowanych.

Wynalazek *Element geokompozytowy, zwłaszcza do wspomagania wegetacji roślin* (autorzy patentu: H. Orzeszyna, K. Lejcuś, D. Garlikowski, A. Pawłowski) jest chroniony patentem krajowym **PL 211198**, udzielonym przez Urząd Patentowy Rzeczypospolitej Polskiej w 2011 r., oraz międzynarodowym **EP 2560472** (*Geocomposite element, particularly for enhancing plant growth*). W ramach projektu *Geokompozyty sorbujące wodę – innowacyjne technologie wspomagające wegetację roślin* nastąpiła **pierwsza w Polsce komercjalizacja wyników badań finansowanych z Programu Operacyjnego Innowacyjna Gospodarka**. W 2012 r. Geotabo sp. z o.o. zakupiła od Uniwersytetu Przyrodniczego we Wrocławiu licencję wyłączną na korzystanie z tego wynalazku. Nazwa handlowa produktów powstających na podstawie licencji to Hydrobox. Firma, wynalazek, jak i zespół badawczy zdobyli szereg prestiżowych nagród w kraju i za granicą:

- 2013 – Brązowy Laur dla firmy Geotabo sp. z o.o. w Konkursie Stowarzyszeń Naukowo-Technicznych Naczelnej Organizacji Technicznej *Laur Innowacyjności im. Stanisława Staszica*,
- 2013 – złoty medal dla wynalazku na 62. Światowych Targach Wynalazczości, Badań Naukowych i Nowych Techniki *BRUSSELS INNOVA 2013* oraz złoty medal przyznany przez Chorwackie Stowarzyszenie Wynalazców,
- 2014 – dyplom Minister Nauki i Szkolnictwa Wyższego prof. Leny Kolarskiej-Bobińskiej dla autorów wynalazku,
- 2014 – *Best Paper Award. 2014 International Conference on Natural Science and Environment (ICNSE 2014)* w Dubaju – K. Lejcuś, **J. Dąbrowska**, D. Garlikowski, L. Kordas,
- 2014 – złoty medal oraz nagroda dla najlepszego wynalazku zagranicznego na XXIV Międzynarodowej Wystawie Inwencji, Innowacji i Technologii *ITEX 2014* w Kuala Lumpur (8–10 maja 2014 r.),
- 2014 – Grand Prix dla Uniwersytetu Przyrodniczego we Wrocławiu w konkursie *INFRAEKO 2014* na najlepsze rozwiązanie produktowe, technologię, wdrożenie i zrealizowaną inwestycję podczas IV Międzynarodowej Konferencji Naukowo-Technicznej *Nowoczesne miasta. Infrastruktura i środowisko* w Krakowie (29–30 maja 2014 r.),
- 2015 – nagroda Ministra Nauki i Szkolnictwa Wyższego dla zespołu dra Krzysztofa Lejcusia za wybitne osiągnięcia wynalazcze w roku 2014 na arenie międzynarodowej.

Badania, które prowadziłam w ramach projektu *Geokompozyty sorbujące wodę – innowacyjne technologie wspomagające wegetację roślin* i których wyniki zostały opublikowane w czasopismach o zasięgu międzynarodowym oraz krajowym, dotyczyły przede wszystkim opracowania i optymalizacji geokompozytów sorbujących wodę w zależności od przeznaczenia i sposobu aplikacji oraz określenia ich efektywności w zastosowaniach na skarpach w skali półtechnicznej.

4.2 Opracowanie i optymalizacja GSW w zależności od przeznaczenia i sposobu aplikacji

GSW jest przestrzenną konstrukcją magazynującą wodę (z opadów lub nawaniania) w glebie i wspomagającą wegetację roślin w okresach niedoboru wody. Składa się z włókniny, która ma za zadanie przechwycenie wody infiltrującej w głąb gleby i przekazanie jej do wnętrza geokompozytu. Woda ta jest absorbowana przez superabsorbent i zatrzymywana w postaci żelu. Wewnętrzny szkielet zapewnia przestrzeń, która pozwala na absorpcję wody lub jej roztworów przez superabsorbent bez wpływu obciążenia wynikającego z ciężaru gleby znajdującej się nim. Przestrzeń ta umożliwia pełne wykorzystanie właściwości superabsorbentów. Zwykle superabsorbenty są wykorzystywane w rolnictwie w postaci sypkiej i bezpośrednio z nią mieszane. Niestety pod wpływem obciążenia wywołanego zalegającą na nich glebą nie mogą swobodnie absorbować wody, co powoduje bardzo znaczący spadek ich wydajności. Jednocześnie, kiedy znajdują się w przypowierzchniowej warstwie gleby, gdzie obciążenie jest niewielkie, mogą po spęcznieniu wydostać się na jej powierzchnię. Utrudnia to wykorzystanie zgromadzonej w nich wody, a w przypadku zastosowania dużych ilości superabsorbentu może uniemożliwić uprawę maszynową gleby [I, II].

Po zaabsorbowaniu woda zgromadzona w żelu jest dostępna dla korzeni roślin, które swobodnie przerastają przez włókninę i dzięki sile ssącej potrafią ją pobrać z superabsorbentu. Proces zatrzymywania i pobierania wody można powtarzać wielokrotnie [III].

Konstrukcja szkieletowa z materiału naturalnego i/lub syntetycznego może być uformowana z siatki, taśm perforowanych, przestrzennych mat drenazowych, splecionych włókien lub drutów. Materiałem naturalnym mogą być wiklina, konopie i włókno kokosowe, a syntetycznym – np. polietylen. Szkielet może mieć postać np. walca, sfery czy sześcianu. W funkcji otuliny może wystąpić włóknina lub tkanina. Najczęściej stosowanymi w konstrukcji geokompozytów są włókniny polipropylenowe lub poliestrowe, o masie powierzchniowej nieprzekraczającej

350 g/m² i wytwarzane z włókien odcinkowych w procesie igłowania mechanicznego (lub otrzymane techniką *spun-bonded*). W wyniku igłowania stalowe igły z nacięciami przeciągają włókna w kierunku prostopadłym do powierzchni runa, tworząc przestrzenne ułożenie włókien i ich wzajemne splątanie. W efekcie uzyskuje się trójwymiarową strukturę o określonych właściwościach mechanicznych i hydraulicznych [III].

Materiał sorbujący w konstrukcji GSW to superabsorbent (hydrożel) lub inny, o podobnych jak superabsorbent właściwościach, posiadający zdolność zatrzymywania wody i jej roztworów [I, IV]. W badaniach podstawowych właściwości wybranych superabsorbentów (SAP-ów, hydrożeli) określono realną wielkością absorpcji [I]. Jest to niezwykle istotne dla prawidłowego dobrania dawki superabsorbentu, która daje oczekiwany wzrost plonów i jednocześnie jest opłacalna. Określono wpływ uziarnienia, rodzaju superabsorbentu, temperatury oraz obecności jonów w wodzie na wielkość i przebieg procesu absorpcji – celem uzupełnienia informacji, które podają producenci. W kartach charakterystyki superabsorbentów podana jest wielkość absorpcji dla wody demineralizowanej lub roztworu fizjologicznego NaCl. Brak jest informacji o wpływie jonów obecnych w wodzie i temperatury. W przypadku badanych SAP-ów Aquasorb (3005 KS, KM i KL) najlepsze efekty absorpcji uzyskano dla uziarnienia średniego, a nie drobnego, jak podaje producent. Tworzyły się bowiem grudki uniemożliwiające szybkie pęcznienie drobnych cząstek i część cząstek uwięziona wewnątrz grudki w ograniczony sposób brała udział w procesie absorpcji. Chłonność badanych superabsorbentów wahała się od 284,30 do 369,09 g·g⁻¹ po 1 godz., a po 24 godz. – od 315,87 do 335,84 g·g⁻¹. Badania przeprowadzone w wodzie demineralizowanej dla superabsorbentów o podobnym uziarnieniu, ale innym składzie chemicznym – Aquaterra i Aquasorb 3005 KM – wykazały, że Aquaterra ma mniejszą zdolność absorpcji – ok. 250 g·g⁻¹ – w porównaniu z ok. 370 g·g⁻¹ dla Aquasorb 3005 KM. Uzyskane wartości są zgodne z informacjami podawanymi przez producentów. Potwierdzono, że niektóre jony mogą znacznie redukować chłonność superabsorbentów, i określono wielkość tej

redukcji. Badania przeprowadzono w 1-procentowym roztworze nawozu Florovit (wpływ jonów jednowartościowych) oraz w wodzie wodociągowej (wpływ jonów dwu- i trójwartościowych). W przypadku wody wodociągowej zauważono zdecydowany wpływ jonów dwu- i trójwartościowych na wielkość absorpcji superabsorbentów Aquasorb. W porównaniu z 300–350 g·g⁻¹ dla wody demineralizowanej, w wodzie wodociągowej uzyskano ok. 55 g·g⁻¹ (redukcja chłonności o 84,3%). Wpływ temperatury na wielkość absorpcji jest zauważalny jedynie w początkowej fazie badania.

W przeprowadzonych analizach laboratoryjnych określono także różnice w ilości wody zaabsorbowanej przez superabsorbent pod obciążeniem w porównaniu do próbki kontrolnej bez obciążenia. Zasymulowano obciążenie superabsorbentu warstwą gleby o miąższości 10, 20 i 30 cm oraz kolejno gęstości objętościowej szkieletu gruntowego na poziomie 1,3, 0,9 i 0,5 g·cm⁻³. Różnice absorpcji dla maksymalnego obciążenia 3,83 kPa i próby kontrolnej przekraczają 4000%. Symulowane obciążenie gleby nie tylko ogranicza absorpcję wody przez superabsorbent, lecz także wydłuża czas pęcznienia [IV].

Integralnym elementem geokompozytu jest włóknina, która ma za zadanie przechwycenie wody infiltrującej w głąb gleby i ułatwienie jej przepływu do wnętrza geokompozytu. Badania nad optymalizacją parametrów włóknin zastosowanych do geokompozytów przedstawiono w pracy [III]. Dla wybranych włóknin oznaczono masę powierzchniową, grubość pod obciążeniem, wodochłonność, wodoprzepuszczalność i rozkład frakcyjny porów. Optymalizacji parametrów użytkowych dokonano pod kątem pracy wyrobu w strefie nienasyconej, z uwzględnieniem zmiany dynamiki frontu zwilżania i dystrybucji wody w gruncie z geosyntetykiem. Szeroko opisałam zjawisko przerwania ciągłości kapilar (*capillary break phenomena*), które należy uwzględnić podczas doboru geosyntetyków umieszczanych w strefie nienasyconej w ziemnych konstrukcjach inżynierskich. Problem zachowania się geowłóknin w strefie nienasyconej jest poruszany w literaturze. Badania dowodzą, że w tych warunkach mogą one zarówno pomagać

w przepływie wody, jak i go blokować. Istotne jest więc to, aby przy zastosowaniu w geokompozytach nie tworzyły bariery i aby nie dochodziło do opisywanego w literaturze przerwania ciągłości kapilar.

Wyniki badań właściwości włóknin wykazały, że włókniny o podobnej wodoprzepuszczalności N1 i N5 różnią się niektórymi cechami związanymi z wielkością porów. Dla N1 główna frakcja porów wynosi 201,7–212,8 μm , dla N5 zaś kształtuje się na poziomie 178,5–211,4 μm . W przypadku N5 zanotowano także inne istotne frakcje – 47,9 μm , czyli jest ona bardziej niejednorodna niż N1. Niejednorodność i obecność mniejszych porów są korzystne z punktu widzenia unikania zjawiska przerywania kapilar. Włókniny N2, N3 i N4 – mimo dość zbliżonej wodoprzepuszczalności i porowatości – wykazywały różnice w wielkości głównej frakcji porów, ich średniej średnicy oraz wartości tzw. *bubble point*. Na tle przeprowadzonej analizy literatury tłumaczy to różnice w ich efektywności w strefie aeracji. Przewidziana jest kontynuacja podjętego problemu badawczego w celu określenia szczegółowych zależności między wielkościami charakteryzującymi wymiary porów w glebie i geotekstyliach a występowaniem zjawiska przerywania ciągłości kapilar.

4.3 Efektywność GSW w zastosowaniach w skali półtechnicznej

Badania przeprowadzono na nasypie eksperymentalnym symulującym warunki skarp drogowych i wałów przeciwpowodziowych (wysokość: 2 m, nachylenie skarp: 1:3 dla krzewów, 1:1,5 dla traw) [II]. Obiekt doświadczalny zlokalizowany jest we Wrocławiu (51°06'51" N, 17°08'24" E). W 2011 r., na początku sezonu wegetacyjnego, na przygotowanym nasypie rozłożono geokompozyty, następnie przysypano je 20-centymetrową warstwą piasku średniego – gleby charakteryzującej się małą zdolnością retencji wody – i pokryto 10-centymetrową warstwą humusu. Na poletku rozłożono 18 geokompozytów liniowych (L = 74,0 cm, H = 5,5 cm, W = 9,0 cm): po 2 geokompozyty w 9 poziomych rzędach w odstępnie 33 cm; pod krzewy położono 1 geokompozyt. Na tak przygotowany grunt wysiano

mieszankę traw i posadzono krzewy *Potentilla fruticosa* L. Próby gruntu do badań wytrzymałościowych pobierano jesienią 2013 r. – za pomocą specjalnie przygotowanych stalowych samplerów o wymiarach 15 x 15 x 18 cm. Poletka doświadczalne pokryte darnią były dwukrotnie koszone w każdym sezonie wegetacyjnym.

Badania wytrzymałości na ścinanie przeprowadziłam w wielkoformatowym aparacie bezpośredniego ścinania Shearmatic 300 Wykeham Farrance. Statystycznej analizy danych dokonano z wykorzystaniem pakietu Statistica v. 10.

Wyniki badań wytrzymałościowych prób gruntu z korzeniami traw wskazują na wzrost wytrzymałości na ścinanie dla prób z korzeniami traw wspomaganymi geokompozytami na poziomie 20,1%. Średnie wartości wytrzymałości na ścinanie wzrosły z 14,60 kPa dla prób bez geokompozytów do 17,54 kPa dla prób z geokompozytem. Wyniki badań wytrzymałościowych prób gruntu z korzeniami krzewów *Potentilla fruticosa* L. pokazują wzrost wytrzymałości na ścinanie z 10,15 kPa dla prób bez geokompozytów do 16,92 kPa dla prób z geokompozytem. W przypadku prób z korzeniami roślin wspomaganymi geokompozytami uzyskano wzrost wytrzymałości gruntu na ścinanie w wysokości 66,7%. Dla prób gleby przerośniętej korzeniami traw udowodniono liniowy związek pomiędzy wytrzymałością na ścinanie a średnią średnicą ($r = 0,86$; $p = 0,0003$) i objętością korzeni ($r = 0,82$; $p = 0,0012$) dla $\alpha = 0,05$. Badania potwierdziły skuteczność geokompozytów we wspieraniu wegetacji roślin na skarpach.

4.4 Podsumowanie

Prowadzone badania [I–IV] dotyczyły opracowania i optymalizacji geokompozytów sorbujących wodę w zależności od ich przeznaczenia i sposobu aplikacji oraz określenia ich efektywności w zastosowaniach na skarpach w skali póltechnicznej. Geokompozyty rozwiązują istotne problemy w rolnictwie i inżynierii środowiska – w kontekście częstości, zasięgu i skutków występowania ekstremalnych zjawisk pogodowych, takich jak susze i opady o znacznej

intensywności. Zaproponowane rozwiązanie może być szeroko stosowane w rolnictwie, leśnictwie, na terenach zieleni miejskiej, w ramach rekultywacji terenów zdegradowanych do wspomagania wegetacji roślin oraz w inżynierii środowiska – do wspomagania zabezpieczenia przeciwoerozyjnego skarp. Wyniki badań zostały skomercjalizowane. Na rynku znajduje się wyprodukowana w ramach udzielonej licencji linia produktów Hydrobox. Wynalazek jest chroniony na terenie RP (patent PL 211198) oraz innych 15 krajów europejskich (patent EP 2560472).

5. Syntetyczne podsumowanie dorobku habilitantki

Mój dotychczasowy dorobek naukowy, wdrożeniowy i inżynierski obejmuje: 36 opublikowanych artykułów naukowych, 31 abstraktów, 7 dokumentacji prac badawczych prowadzonych w ramach projektów, 10 opracowań studialno-projektowych i ekspertyz. Wśród 36 artykułów naukowych znajdują się 6 prac indywidualnych, 10 artykułów w czasopismach ze współczynnikiem wpływu *impact factor*, a 2 publikacje w czasopismach z listy B są indeksowane w Web of Science. Łączna liczba punktów MNiSW według roku publikacji wynosi 382 (tab. 2 i 3). Zgodnie z Web of Science Core Collection mój indeks Hirscha wynosi 5, a suma cytowań – 47 (tab. 1). Sumaryczny *impact factor* publikacji naukowych z listy Journal Citation Reports, zgodnie z rokiem opublikowania, to: IF = 14,662 (tab. 3).

ResearcherID: S-7901-2016 <http://www.researcherid.com/rid/S-7901-2016>

ORCID: <http://orcid.org/0000-0002-6017-6919>

Scopus Author ID: 56087865200

Publons: <https://publons.com/a/1327043>

W trakcie swojej pracy dydaktycznej prowadziłam zajęcia ze studentami sześciu kierunków: Inżynieria Środowiska, Budownictwo, Inżynieria i Gospodarka Wodna, Ochrona Środowiska, Geodezja i Kartografia, Inżynieria Bezpieczeństwa. Byłam opiekunem: 35 prac magisterskich realizowanych na studiach stacjonarnych i niestacjonarnych na kierunku Inżynieria Środowiska oraz na studiach stacjonarnych na kierunku Inżynieria i Gospodarka Wodna, 14 prac i projektów

inżynierskich na kierunkach Inżynieria Środowiska, Inżynieria Bezpieczeństwa oraz Inżynieria i Gospodarka Wodna. Recenzowałam 23 prace magisterskie, 32 prace i projekty inżynierskie na kierunkach: Inżynieria Środowiska, Budownictwo, Ochrona Środowiska oraz Gospodarka Przestrzenna. Uczestniczyłam w 2 projektach współfinansowanych ze środków europejskich. W ramach projektu Geokompozyty sorbujące wodę – innowacyjne technologie wspomagające wegetację roślin nastąpiła **pierwsza w Polsce komercjalizacja wyników badań finansowanych z Programu Operacyjnego Innowacyjna Gospodarka**. Obecnie kontynuuję prace badawcze nad geokompozytami jako członek zespołu badawczego projektu *Hydrobox2.0 – innowacyjna technologia wspomagająca oszczędzanie wody i wegetację roślin* – działanie 4.1 *Badania naukowe i prace rozwojowe*, Poddziałanie 4.1.4 *Projekty aplikacyjne*, projekt nr POIR.04.01.01-00-0061/16. Wartość projektu: **2 657 500,73 zł**, w tym maksymalna wysokość dofinansowania przypadająca na Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu: **2 374 487,76 zł**; 2017–2020, lider konsorcjum: Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu, partner: Geotabo sp. z o.o.

Od 2013 do 2016 r. występowałam w funkcji **przedstawiciela Instytutu Inżynierii Środowiska w Międzynarodowej Sieci Naukowej ENVITECH-Net** – International Thematic Scientific Network for Environmental Technologies. Byłam zaangażowana w prace komitetów organizacyjnych 9 seminariów i konferencji krajowych. Obecnie jestem członkinią komitetu organizacyjnego i **sekretarzem Europejskiej Konferencji Geosyntetycznej EuroGeo7**, która odbędzie się w Warszawie w terminie: 06–09.09.2020 r. Wykonałam 69 recenzji artykułów naukowych dla czasopism z listy JCR. W latach 2014–2017 pełniłam funkcję promotora pomocniczego w przewodzie doktorskim mgr inż. Karoliny Kacaper w dyscyplinie ochrony i kształtowania środowiska pt.: *Właściwości fizykochemiczne wody oraz przybrzeżnych osadów dennych wybranych mokradel leśnych na Dolnym Śląsku*. Obrona pracy doktorskiej odbyła się 15.03.2017 r. na Wydziale Inżynierii Kształtowania Środowiska i Geodezji Uniwersytetu Przyrodniczego we Wrocławiu.

Szczegółowe informacje na temat dorobku naukowo-badawczego, osiągnięć w działalności dydaktycznej, organizacyjnej i popularyzującej naukę oraz opis prac habilitantki zastosowanych w praktyce przedstawiono w załączniku 4.

Tabela 1. Cytowania publikacji

Baza	Suma cytowań	H-index
Web of Science Core Collection	47	5
Scopus	48	4

Tabela 2. Ilościowe zestawienie dorobku naukowego habilitantki

Lp.	Wyszczególnienie	Przed doktoratem	Po doktoracie	Łącznie
1.	<p>Monografie</p> <ul style="list-style-type: none"> • autorstwo monografii naukowej • rozdział w monografii naukowej 		<p>1</p> <p>3</p>	<p>1</p> <p>3</p>
2.	<p>Artykuły naukowe, w tym:</p> <p>a) w czasopiśmie znajdujących się w bazie JCR</p> <p>b) w innych czasopiśmie recenzowanych</p> <p>c) opublikowane w całości w materiałach zagranicznych konferencji naukowych i uwzględnione w uznanej bazie publikacji o zasięgu międzynarodowym</p> <p>d) opublikowane w całości w materiałach krajowych konferencji naukowych</p>	<p>3</p> <p>1</p>	<p>10</p> <p>17</p> <p>1</p>	<p>10</p> <p>20</p> <p>1</p> <p>1</p>
3.	<p>Abstrakty w materiałach konferencji naukowych:</p> <ul style="list-style-type: none"> • zagranicznych • krajowych 		<p>5</p> <p>26</p>	<p>5</p> <p>26</p>
4.	<p>Ważniejsze prace niepublikowane o charakterze badawczym:</p> <ul style="list-style-type: none"> • dokumentacja prac badawczych prowadzonych w ramach projektów • opracowania studialno-projektowe i ekspertyzy 	<p>1</p> <p>7</p>	<p>6</p> <p>3</p>	<p>7</p> <p>10</p>

Tabela 3. Wykaz publikacji

Czasopismo	Impact factor (IF)	Liczba publikacji	Punkty wg daty publikacji
Czasopisma naukowe posiadające współczynnik IF wraz z liczą punktów według roku publikacji			
„Geosynthetics International”	2,066	1	25
„Environmental Monitoring and Assessment”	1,687	1	25
„FIBRES & TEXTILES in Eastern Europe”	0,626	1	25
„Desalination and Water Treatment”	1,631	1	20
„Polish Journal of Environmental Studies”	1,120	1	15
„Polymers”	2,935	1	40
„Ecohydrology & Hydrobiology”	1,592	1	15
„Water”	2,069	1	30
„Acta Scientiarum Polonorum – Hortorum Cultus”	0,448	2	20
	0,448		20
Suma	14,662	10	235
Czasopisma naukowe nieposiadające współczynnika IF wraz z liczbą punktów według roku publikacji			
„Zeszyty Naukowe Akademii Rolniczej we Wrocławiu”		3	6
„Nauka Przyroda Technologie”		2	11
„Journal of Ecological Engineering”		2	14
„Architektura Krajobrazu”		1	4
„Przegląd Naukowy Wydziału Inżynierii i Kształtowania Środowiska”		1	6
„Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich”		6	33
„Acta Scientiarum Polonorum – Formatio Circumiectus”		3	26
„Inżynieria Morska i Geotechnika”		1	6
„Electronic Journal of Polish Agricultural Universities” (EJPAU)		1	12
Suma		20	118
Monografie naukowe**			
Monografie:			
• autorstwo monografii naukowej		1	20
• rozdział w monografii naukowej		3	9
Inne publikacje			
Publikacja naukowa w recenzowanych materiałach z konferencji międzynarodowej, uwzględnionych w uznanej bazie publikacji naukowych o zasięgu międzynarodowym (Scopus)		1	0
Recenzowane publikacje naukowe w czasopismach lub materiałach konferencyjnych nieuwzględnionych w wykazie czasopism punktowanych		1	0
Razem (wszystkie publikacje)	14,662	36	382

* Zgodnie z Uchwałą nr 30/833/2015 Rady Wydziału Inżynierii Kształtowania Środowiska i Geodezji

Uniwersytetu Przyrodniczego we Wrocławiu z dnia 22.04.2015 r. dla publikacji wydanych przez rokiem 2010 ma zastosowanie lista MNiSW z dnia 25 czerwca 2010 r.

** Zgodnie z Uchwałą nr 30/833/2015 Rady Wydziału Inżynierii Kształtowania Środowiska i Geodezji Uniwersytetu Przyrodniczego we Wrocławiu z dnia 22.04.2015 r. w odniesieniu do monografii (rozdziałów w monografii) stosuje się zasady obowiązujące w przepisach dotyczących oceny parametrycznej jednostek naukowych; dla monografii wydanych przed rokiem 2009 przyjmuje się zasady jak w latach 2009–2012.

Jolanta Dobrowolska
