

Autoreferat

dr Piotr Zieliński

Zakład Ochrony Środowiska
Instytut Biologii
Wydział Biologiczno-Chemiczny
Uniwersytet w Białymstoku

Białystok, 2015

IMIĘ I NAZWISKO: **Piotr Zieliński**

1. ROZWÓJ NAUKOWY

Uzyskane stopnie:

- 1996 **magister biologii**, Uniwersytet Warszawski Filia w Białymstoku, Wydział Matematyczno-Przyrodniczy, Instytut Biologii.
Tytuł pracy magisterskiej: Zmiany warunków wzrostu stacjonarnych kultur *Chlorella vulgaris* wywołane wyłączeniem fosforu z pożywki,
promotor: prof. dr hab. Stanisław Maleszewski
- 2003 **doktor nauk biologicznych**, Uniwersytet w Białymstoku,
Wydział Biologiczno-Chemiczny, Instytut Biologii.
Tytuł pracy doktorskiej: Prawidłowości występowania rozpuszczonych związków węgla organicznego w wodach rzek północno-wschodniej Polski,
promotor: dr hab. Andrzej Górniak,
recenzenci: prof. dr hab. Anna Hillbricht-Ilkowska,
prof. dr hab. Andrzej Giziński

2. PRZEBIEG PRACY ZAWODOWEJ

- 1996 Zakład Ekologii, Wydział Matematyczno-Przyrodniczy, Uniwersytet Warszawski Filia w Białymstoku, pracownik inżynierjno-techniczny
- 1996 - 2004 Zakład Hydrobiologii, Instytut Biologii, Wydział Matematyczno-Przyrodniczy, Uniwersytet Warszawski Filia w Białymstoku, asystent
- 2004 - 2009 Zakład Hydrobiologii, Instytut Biologii, Wydział Biologiczno-Chemiczny, Uniwersytet w Białymstoku, adiunkt
- 2009 - 2011 Wolfson Carbon Capture Laboratory, School of Biological Sciences, Bangor University, Wielka Brytania, pobyt na stażu zagranicznym w ramach programu MNiSW, Wsparcie międzynarodowej mobilności naukowców
- 2011 - 2014 Zakład Hydrobiologii, Instytut Biologii, Wydział Biologiczno-Chemiczny, Uniwersytet w Białymstoku, adiunkt
- 2014 - Zakład Ochrony Środowiska, Wydział Biologiczno-Chemiczny, Uniwersytet w Białymstoku, adiunkt

3. OSIĄGNIĘCIE NAUKOWE STANOWIĄCE PODSTAWĘ DO UBIEGANIA SIĘ O STOPIEŃ NAUKOWY DOKTORA HABILITOWANEGO (zgodnie z art. 16 ust. 2 ustawy z dnia 14 marca 2003 r. o stopniach naukowych i tytule naukowym oraz o stopniach i tytule w zakresie sztuki (Dz.U. nr 65, poz. 595 ze zm.)

a) tytuł osiągnięcia naukowego:

Zdolność utrzymania stabilności hydrochemicznej przekształconych, nizinnych ekosystemów wodnych w zmiennych warunkach hydrometeorologicznych

b) publikacje będące podstawą do ubiegania się o stopień naukowy doktora habilitowanego:

O1. Zieliński P., Jekatierynczuk-Rudczyk E., Górniak A. 2008. Changes in dissolved organic carbon concentration in renaturalized lowland river. *Limnological Papers* 3: 69-77.

4 pkt. MNiSW; udział 75%

O2. Zieliński P., Jekatierynczuk-Rudczyk E. 2009. Wpływ renaturyzacji ujściowego odcinka Rudni na zawartość form azotu w wodach jej zlewni. *Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie* 9: 185-197.

5 pkt. MNiSW; udział 85%

O3. Zieliński P., Jekatierynczuk-Rudczyk E. 2010. Dissolved organic matter transformation in the hyporheic zone of a small lowland river. *Oceanological and Hydrobiological Studies* 39: 97-103.

15 pkt. MNiSW; IF:0,306; udział 65%

O4. Zieliński P., Ejsmont-Karabin J., Grabowska M., Karpowicz M. 2011. Ecological status of shallow Lake Gorbacz (NE Poland) in its final stage before drying up. *Oceanological and Hydrobiological Studies* 40: 1-12.

15 pkt. MNiSW; IF: 0,291; udział 70%

O5. Zieliński P., Jekatierynczuk-Rudczyk E., 2014. Comparison of mineral and organic nitrogen forms in regulated and restored sections of a small lowland river. *Environment Protection Engineering* 40 (2): 33-46.

15 pkt. MNiSW; IF: 0,652; udział 80%

O6. Zieliński P., Jekatierynczuk-Rudczyk E. 2015. Comparison of mineral and organic phosphorus forms in regulated and restored section of a small lowland river (NE Poland). *Ecohydrology & Hydrobiology* 13 (3): 125-135.

10 pkt. MNiSW; udział 90%

O7. Zieliński P., Grabowska M., Jekatierynczuk-Rudczyk E. 2015. Influence of changeable hydro-meteorological conditions on dissolved organic carbon and bacterioplankton abundance in a hypertrophic reservoir and downstream river. *Ecohydrology*. DOI: 10.1002/eco.1641

30 pkt. MNiSW; IF: 2,426; udział 65%

Publikacje O1, O2, O5, O6, O7 powstały w oparciu o wyniki badań uzyskanych w ramach projektu MNiSW nr 3T09D 069 29, w którym habilitant był kierownikiem, natomiast prace O3, O7 powstały w ramach projektów: KBN nr 3P04F 017 23 i MNiSW NN304 375938, w których habilitant był głównym wykonawcą.

Łączna liczba punktów MNiSW prac składających się na osiągnięcie naukowe wynosi **94**, sumaryczny IF=**3,675**, średni udział habilitanta w publikacjach wynosi 75,6%.

c) omówienie celu naukowego ww. prac i osiągniętych wyników

Wprowadzenie

Degradacja ekosystemów wodnych dotknęła wszystkich rodzajów wód powierzchniowych. Większość negatywnych zmian związana była z przekształceniami antropogenicznymi w obrębie zlewni, co wyraźnie wpłynęło na aktualny stan tych wrażliwych środowisk (Geist 2011). Ingerencja człowieka w funkcjonowanie ekosystemów wodnych objawia się zwykle pogorszeniem jakości wody i stanu ekologicznego, powodując destabilizację równowagi ekosystemalnej (Scheffer i in. 2001, Søndergaard, Jeppesen 2007). Działalność człowieka nie musi być bezpośrednio związana ze środowiskiem wodnym, żeby wywoływać w nim niepożądane skutki. Ekolodzy jako pierwsi dostrzegli złożoność procesów zachodzących na terenie zlewni i ich istotny wpływ na funkcjonowanie wód powierzchniowych (Allan 2004). W dobrze zachowanych środowiskach wodnych obserwujemy odpowiednią różnorodność strukturalną (przestrzenną) jak i funkcjonalną, obejmującą powiązane ze sobą wzajemnie procesy fizyczne, chemiczne i biologiczne (Geist 2011). Zaburzenia w funkcjonowaniu ekosystemów wodnych mogą objawiać się na różne sposoby i mieć bardzo różną skalę. Mogą one mieć charakter katastrofalny, choć w większości przypadków zmiany zachodzą stopniowo i zwykle trwają przez dłuższy czas (Scheffer i in. 2001). Główną miarą stabilności ekosystemu wodnego jest jego samodzielna (samoistna) zdolność powrotu ze stanu zaburzonego do stanu równowagi (Wetzel 2001). Cecha ta, często określana mianem „elastyczności” jest jedną z najważniejszych właściwości ekosystemów wodnych, które nie do końca uległy degradacji. Co prawda powrót do stanu pierwotnego, z wielu powodów, praktycznie nie jest możliwy to jednak poprawa jego stanu już tak. Wymaga to jednak zachowania przez przekształcony ekosystem przynajmniej podstawowych komponentów środowiska zapewniających prawidłowy przebieg procesów biogeochemicznych. Ocena stanu ekologicznego i zdolności regeneracyjnych ekosystemu nie może obejść się bez wielopłaszczyznowych, interdyscyplinarnych badań łączących różne aspekty jego funkcjonowania. Wynika to ze złożoności reakcji fizycznych, chemicznych i biologicznych zachodzących w zlewni jak też toni wodnej oraz natężenia czynników środowiskowych: m.in. geologicznych, meteorologicznych czy hydrologicznych. Oprócz typowo cywilizacyjnych przekształceń związanych z wylesianiem zlewni, zmianą w sposobie

użytkowania terenu, intensyfikacją rolnictwa, regulacją rzek oraz budową zbiorników zaporowych to zmiany klimatyczne skutkują dostrzegalną destabilizacją ekosystemów wodnych. W kilku ostatnich dekadach obserwowane są niepokojące anomalie hydrometeorologiczne objawiające się coraz częstszymi stanami ekstremalnymi m.in. suszami czy intensywnymi, nawalnymi opadami (Pinay i in. 2007). Ze względu na nasilające się globalne zmiany, stale rosnące zapotrzebowanie na wodę oraz ze względu na jej nierównomierną dostępność w czasie i przestrzeni stres jakim poddawane są ekosystemy wodne prawdopodobnie będzie coraz większy (Beechie i in. 2010). Wiedza na temat mechanizmów funkcjonowania przekształconych antropogenicznie, nizinnych ekosystemów wodnych w różnych warunkach hydrometeorologicznych jest wciąż niewystarczająca, szczególnie w kontekście prowadzenia zrównoważonej gospodarki wodnej, tam gdzie prawdopodobieństwo wystąpienia stresu hydrologicznego jest duże.

Przez ostatnie 40 lat koncentrowano się na analizie wpływu poszczególnych czynników antropogenicznych na funkcjonowanie ekosystemów wodnych (Søndergaard, Jeppesen 2007); zwykle badania te dotyczyły typowych stanów hydrologicznych. W związku z istniejącą luką w wiedzy na temat funkcjonowania przekształconych antropogenicznie nizinnych wód powierzchniowych w warunkach obserwowanych aktualnie zmian hydrometeorologicznych przeanalizowano kilka istotnych z punktu widzenia stabilności hydrochemicznej ekosystemów wodnych problemów badawczych:

- 1.** Wpływ ekstremalnych stanów hydrometeorologicznych na stabilność ekosystemu jeziora dystroficznego położonego w sąsiedztwie kopalni torfu.
- 2.** Hydrochemiczna skuteczność działań renaturyzacyjnych uregulowanej, nizinnej rzeki w różnych stanach hydrologicznych oraz ocena zdolności powrotu tego ekosystemu do stanu równowagi.
- 3.** Wpływ zbiornika zaporowego na funkcjonowanie hydrochemiczne rzeki poniżej zapory w różnych stanach hydrometeorologicznych ze szczególnym uwzględnieniem rozpuszczonego węgla organicznego.
- 4.** Rola strefy hyporeicznej w utrzymaniu stabilności hydrochemicznej ekosystemu rzecznoego.

W celu zrealizowania powyższych zagadnień i problemów przeprowadzono szczegółowe badania terenowe i laboratoryjne, na podstawie których w latach 2008-2015

opublikowano szereg monotematycznych prac. Jako podstawę opracowania wybrano spośród nich cykl siedmiu oryginalnych publikacji naukowych (**O1-O7**), w których przedstawiono wieloaspektowe ujęcie problemu badawczego.

Po analizie dostępnych opracowań naukowych oraz na podstawie wcześniejszych obserwacji sformułowano następujące hipotezy badawcze:

H1. Zanikanie jeziora dystroficznego powoduje drastyczne zmiany w składzie hydrochemicznym wody i utratę stabilności hydrochemicznej.

H2. Nadmierna ingerencja człowieka w zlewni jezior dystroficznych w okresie ekstremalnych stanów hydrometeorologicznych powoduje całkowitą utratę stabilności ekosystemu.

H3. Małe rzeki nizinne przy zachowaniu niewielkich fragmentów terenów podmokłych potrafią utrzymać niezbędną stabilność hydrochemiczną nawet po regulacji, a ich renaturyzacja jest tym bardziej skuteczna im bardziej poprawia warunki uwilgotnienia zlewni.

H4. Lepsze uwodnienie zlewni wzmacnia efekt renaturyzacji poprawiając jakość wody w tym obniżając stężenia pierwiastków biogennych.

H5. Zbiorniki zaporowe istotnie wpływają na gospodarkę materią organiczną w rzece poniżej niezależnie od stanu hydrometeorologicznego, a tym samym na trwale zaburzają stabilność hydrochemiczną rzeki.

H6. Strefa hyporeiczna jest istotnym stabilizatorem przemian materii organicznej w ekosystemach rzecznych.

Ad. 1. Wpływ ekstremalnych stanów hydrometeorologicznych na stabilność ekosystemu jeziora dystroficznego położonego w sąsiedztwie kopalni torfu.

Jeziora humusowe uważane są za jedno z bardziej wrażliwych na zmiany antropogeniczne ekosystemów wodnych. Na Nizinie Północnopodlaskiej dystroficzne jezioro Gorbacz jest jednym z nielicznych z okresu zlodowacenia Warty, które pomimo ochrony rezerwatowej od połowy lat 60-tych XX wieku narażone było na wahania poziomu wody ze względu na działającą w bezpośrednim sąsiedztwie odkrywkową kopalnię torfu. W związku z niepokojącymi doniesieniami o stanie jeziora (Zieliński i in. 2004) wykonano badania hydrochemiczne i biologiczne analizujące ostatnie stadium jego istnienia (**O4**). Obniżanie się poziomu wody, szczególnie w płytkich zbiornikach, ma ogromny wpływ na ich funkcjonowanie. Spadek głębokości wody objawia się zwykle zwiększoną resuspensją

osadów, nadmiernym nagrzewaniem w okresie letnim, zimą zaś intensyfikacją zjawisk mrozowych powodujących uszkodzenia przetrwalnych organów wegetatywnych roślin i ustępowanie niektórych gatunków zwierząt. Zarówno wzmożona penetracja promieni UV jak i zjawiska mrozowe przyspieszają rozkład detrytusu powodując okresowe uwalnianie biogenów (Górniak 1996). Najpoważniejsze skutki wypłylenia jeziora Gorbacz widoczne były w okresach susz hydrologicznych odnotowanych latem 1999 i 2000 roku. W październiku 2000 roku jezioro całkowicie wyschło na kilka tygodni co uruchomiło kaskadę negatywnych skutków dla jego funkcjonowania. Badania wykazały, że ze względu na obecność osadów typu *Dy* poziom dystrofii wody nie uległ pogorszeniu (**O4**). Jedynym symptomem tych niekorzystnych zmian był podwyższony poziom biogenów tj. PO_4^{3-} , NO_3^- (**O4**). Mimo postępującej eutrofizacji jeziora (humoeutrofizacji) nie zaobserwowano w nim fazy glonowych zakwitów wody, a jezioro nawet przy maksymalnej głębokości 10-20 cm zachowało swój humusowy charakter (**O4**). Odstąpienie osadów dennych przyczyniło się do szybkiego wkroczenia szuwaru z dominacją w kolejnych latach gatunków typowych dla podwyższonej trofii takich jak: *Phragmites australis* (Cav.) Trin. czy *Typha latifolia* L. Duże wartości wskaźnika aromatyczności materii organicznej w świetle UV (SUVA) świadczą o intensywnej degradacji torfowisk wysokich i przejściowych otaczających jezioro. Co prawda średnie stężenie fosforu całkowitego (TP) było po okresach suszy hydrologicznej niższe, to udział fosforu ortofosforanowego w TP wzrósł do poziomu prawie 40% (**O4**) w przeciwieństwie do okresu o wyższych stanach wody kiedy ten udział był znacznie mniejszy (15-20%) i typowy dla jezior dystroficznych (Hutorowicz 2001, Górniak 2006). W warunkach suszy hydrologicznej stężenie jonów amonowych znacznie przeważało nad azotanami, podobnie jak to ma miejsce w zbiornikach dystroficznych Wigierskiego Parku Narodowego (WPN) zwanych Sucharami (Górniak 2006). Jest to prawdopodobnie wynikiem ograniczenia nityfikacji w warunkach kwaśnego odczynu i częstych deficytów tlenowych oraz mineralizacji białek w organicznych osadach dennych. Zaobserwowano także tendencję wzrostową stężeń azotanów (V) w toni wodnej (**O4**). Pomimo to zawartość chlorofilu *a* w wodach jeziora Gorbacz przekroczyła poziom $20 \mu\text{g dm}^{-3}$ i była tylko nieco większa od wartości stwierdzonych w dystroficznych zbiornikach Finlandii (Malve, Qian 2006). W porównaniu do Sucharów WPN stężenie tego barwnika w badanym jeziorze było mniejsze (Górniak 2006). Przy tak niskim poziomie wód i intensyfikacji mikcji, część chlorofilu *a* była najprawdopodobniej pochodzenia detrytusowego, o czym świadczy wysokie stężenie

feofityny, co potwierdziły badania fitoplanktonowe (**O4**). W wyniku przeprowadzonych analiz stwierdzono, że w jeziorze Gorbacz, na skutek stresu hydrologicznego, zaburzona została gospodarka materią organiczną. Nastąpiło przełączenie z dostaw materii organicznej (MO) ze zlewni na rzecz większego udziału MO autochtonicznej pochodzącej z resuspensji osadów. Odnotowane niewielkie zmiany ilościowe rozpuszczonego węgla organicznego (RWO) pozwoliły utrzymać stabilność hydrochemiczną jeziora jednak na skutek suszy spotęgowanej działalnością kopalni torfu doszło do nieodwracalnych zmian stanu ekosystemu i przejście do etapu łądowacenia (**O4**). Szybszy obieg nutrientów spowodował tzw. humeutrofizację (Górniak 1996) objawiającą się co prawda ilościowo niewielkimi zmianami stężeń biogenów, ale wystarczająco dużymi z punktu widzenia ekologii zbiornika. Takie zjawiska były notowane też w przeszłości paleolimnologicznej innych jezior dystroficznych (Drzymulska, Zieliński 2013). Pomimo odnotowanych zmian w ostatniej fazie funkcjonowania jeziora stwierdzono warunki hydrochemiczne typowe dla wód dystroficznych (**O4**). Przeprowadzone badania wykazały, że opisane zmiany dystroficznego ekosystemu jeziornego przed wyschnięciem przebiegały dwutorowo (osobno stan hydrochemiczny i stan ekologiczny). Pojawienie się makrofitów na całej powierzchni jeziora, co prawda spowolniło mieszanie wody i resuspensję osadów dennych, ale przyspieszyło ewapotranspirację i dalsze wyptykanie. Pomimo podjętych działań ratunkowych (m.in. blokowanie rowów melioracyjnych), całkowity zanik jeziora Gorbacz był nieunikniony (**O4**).

Na podstawie zebranych wyników odrzucono hipotezę **H1**, ponieważ zanikanie dystroficznego ekosystemu jeziornego nie spowodowało drastycznych zmian w składzie chemicznym wody, a jezioro do końca utrzymało stabilny stan humotrofii. Jednocześnie potwierdzono hipotezę **H2**, mówiącą że ingerencja człowieka w zlewni jezior dystroficznych w warunkach ekstremalnych stanów hydrometeorologicznych może doprowadzić do całkowitej utraty stabilności ekosystemu.

Ad. 2. Hydrochemiczna skuteczność działań renaturyzacyjnych uregulowanej, nizinnej rzeki w różnych stanach hydrologicznych oraz ocena zdolności powrotu tego ekosystemu do stanu równowagi.

Spośród ekosystemów wodnych rzeki poddane były największym przekształceniom wskutek działalności człowieka, m.in. związanej z osuszaniem terenów podmokłych, potrzebą kontroli zalewów, usprawnianiem żeglugi, zaopatrzeniem w wodę, czy

pozyskiwaniem energii elektrycznej (Postel, Richter 2012). W wielu przypadkach rzeki zostały wyprostowane i skanalizowane, a szczególnie było to dotkliwe na terenach nizinnych wykorzystywanych rolniczo. Wraz ze skróceniem długości rzeki zniknęły plosa i bystrza, liczne tereny podmokłe terasy zalewowej przekształcono w użytki zielone, spadła też różnorodność morfologiczna brzegów i koryta (Gordon, Meentemeyer 2006). Skutkiem tego był spadek poziomu wody gruntowej w zlewni, co spowodowało pogorszenie związku hydraulicznego tych wód z wodami płynącymi. Zmiany te zarówno w dolinach jak i całej zlewni dramatycznie wpłynęły na stabilność funkcjonalną rzek (Poff i in. 2007). Zwłaszcza w minionym stuleciu rzeki doświadczyły przekształceń, które negatywnie wpłynęły na tempo przepływu wody, transport rumoszu i osadów, a także migrację nutrientów (Syvitski i in. 2005). W efekcie ucierpiały wszystkie grupy organizmów rzecznych i jakość wody (Beechie i in. 2010). W uregulowanych rzekach parametry hydrologiczne są kontrolowane, a morfologia koryta i charakter doliny są bardzo uproszczone. Zaburzenia funkcjonowania rzek znacząco ograniczyły ich „elastyczność”, a tym samym naturalną zdolność powrotu do stanu równowagi. Bez wątplenia degradacja morfologiczna rzek jest jednym z bardziej dotkliwych problemów ograniczających poprawę jakości wody na całym świecie (Schirmer i in. 2014). Sposób podejścia do badań tych ekosystemów ulegał stopniowej ewolucji w czasie. Od początkowo lokalnego, wyrywkowego spojrzenia, do bardziej holistycznego podejścia gdzie rzekę rozpatruje się jako system złożony tzn. mozaikę różnych środowisk osadzonych w zlewni o silnych wzajemnych powiązaniach (Allan 2004).

Obecnie jednym ze sposobów poprawy stanu ekologicznego środowiska rzecznoego jest renaturyzacja rzek. Ze względu na brak jednolitych wskazówek dotyczących dobrych praktyk renaturyzacji zabiegi te cechują się mniejszą lub większą skutecznością (Bernhardt, Palmer 2011). I chociaż pełne przywrócenie naturalności rzek nie jest możliwe, a podejmowane działania mają bardzo ograniczony zakres, to poprawa stosunków wodnych na terenie nizinnych zlewni skutkuje często dostrzegalnymi zmianami ekologicznymi i hydrochemicznymi. W efekcie działań renaturyzacyjnych następuje poprawa stanu ekosystemu, co uwidacznia się powstawaniem obszarów stale lub okresowo podmokłych (Jędryka 2003, Żelazo, Popek 2014). Nawet w przypadku znacząco uregulowanych rzek wiele z nich wciąż zachowało swoją zdolność poprawy stanu ekologicznego. W Polsce projekty renaturyzacji rzek nie są realizowane zbyt często w związku z tym rozpoczęto wnikliwe badania nad skutecznością działań renaturyzacyjnych nizinnej rzeki Podlasia – Rudni, gdzie

interdyscyplinarne podejście umożliwiło ocenę zdolności powrotu zaburzonego ekosystemu rzecznoego do stanu stabilnego w różnych warunkach hydrometeorologicznych (**O1**, **O2**, **O5**, **O6**). Przeanalizowano pod kątem zdolności utrzymania stabilności hydrochemicznej parametry jakości wody szczególnie wrażliwe na stres hydrologiczny tj. RWO jak i pierwiastki biogenne.

RWO jest w centrum zainteresowań naukowców od przeszło 30 lat. Regulacja rzek doprowadziła do zmniejszenia zasięgu terenów podmokłych w zlewni, a co za tym idzie ograniczyła retencję materii organicznej (Giller 2005) tak ważnej w dobie globalnych zmian środowiska (Freeman i in. 2001, Tranvik i in. 2009, Evans i in. 2012). Powiązania pomiędzy ekosystemem lądowym i wodnym są bardzo istotne w kontroli biogeochemicznych przemian RWO, tym samym parametr ten stał się jednym z indykatorów stanu środowiska rzecznoego i poziomu jego naturalności. Wszelkie procesy, które zmieniają źródła, a skutkiem tego wielkość ładunku i skład chemiczny MO będą też modyfikowały obieg nutrientów. Martwa materia organiczna, w tym RWO, spełnia funkcję regulacyjną w dynamice np. nutrientów i ma ogromne znaczenie w utrzymaniu stabilności hydrochemicznej ekosystemu. W związku ze szczególną rolą RWO w prawidłowym funkcjonowaniu ekosystemów rzecznych przeprowadzono badania nad zmianami stężeń i jakości RWO w renaturyzowanej rzece Rudni w różnych stanach hydrometeorologicznych (**O1**). Z doniesień naukowych wiadomo, że redukcja udziału procentowego trudnorozkładalnej MO powoduje wzrost tempa obiegu nutrientów, co obniża „elastyczność” ekosystemu i utrudnia powrót do stanu stabilnego (Wetzel 2001). W wyniku przeprowadzonych analiz stwierdzono, że średnie stężenia RWO są wyższe w uregulowanym odcinku rzeki niż w renaturyzowanym. Różny jest także charakter tych zmian - w części uregulowanej rzeki stężenia RWO ulegają większym fluktuacjom niż to jest w odcinku renaturyzowanym (**O1**). Badania potwierdziły, że zmiany stężeń RWO są głównie zależne od warunków hydrometeorologicznych oraz od poziomu uwodnienia zlewni zaś przy jej pełnym uwodnieniu w odcinku renaturyzowanym okresowo dochodzi do uwalniania większych ładunków RWO (**O1**). Stwierdzono więcej istotnych zależności statystycznych pomiędzy RWO i innymi parametrami hydrochemicznymi w odcinku renaturyzowanym niż uregulowanym, co świadczy poprawie procesów biogeochemicznych w części zlewni poddanej zabiegom naprawczym. Na podstawie przeprowadzonych analiz można stwierdzić, że RWO jest bardzo ważnym wskaźnikiem kondycji stanu środowiska, a rozpoznanie jego zasobów i przemian w rzece może być pomocne przy zarządzaniu średniej

wielkości rzekami (**O1**). Prawidłowo funkcjonujące strefy dostaw RWO do rzeki zapewniają większą stabilność hydrochemiczną.

Jednymi z najbardziej zależnych od stopnia antropogenicznego przekształcenia koryta rzeki i charakteru zlewni parametrów jest zawartość w wodzie pierwiastków biogennych. W związku z tym przeanalizowano zmiany stężeń form azotu i fosforu w wodach tej samej poddanej renaturyzacji rzece (**O2, O5, O6**). W pierwszym etapie prowadzono badania porównawcze wód ze studni kopanych, z piezometrów (woda gruntowa) i rzeki z uwzględnieniem dwóch odcinków – uregulowanego i renaturyzowanego (**O2, O5**). Pozwoliło to na określenie przestrzennych zmian stężenia poszczególnych form azotu i opisanie wzajemnych relacji między nimi, a innymi parametrami jakości wody. Ocena jakości wód w zlewni Rudni według wymagań dyrektywy azotanowej (Dyrektywa nr 91/676/EWG) wykazała, że średnie, a nawet maksymalne, stężenie azotanów we wszystkich typach wód nie przekroczyło wartości $40 \text{ mg NO}_3 \text{ dm}^{-3}$, powyżej której uznaje się wody za zagrożone zanieczyszczeniem. Mimo to zanotowano większe stężenie jonów azotanowych w porównaniu do innych rzek regionu (Jekatierynczuk-Rudczyk i in. 2006) co prawdopodobnie wynika pomimo ekstensywnego użytkowania zlewni ze stopnia regulacji rzeki (**O2, O5**). Podstawowym mechanizmem usuwania azotu z wód o podwyższonych stężeniach NO_3^- jest proces denitryfikacji (Venterink i in. 2003). Badania potwierdziły, że jednym z wyraźnych efektów renaturyzacji Rudni było podniesienie poziomu wód gruntowych (Jędryka, 2003) i zmniejszenie stężenia tlenu w wodach interstycjalnych dolinnych gleb (**O2**). Dowiedziono, że nawet okresowe podtopienie doliny sprzyja intensyfikacji procesu denitryfikacji. W przypadku analizowanej zlewni Rudni degradacja stref przejściowych, mniejszy udział terenów podmokłych w odcinku uregulowanym intensyfikuje wyflukiwanie azotu mineralnego z łatwo przepuszczalnych utworów czwartorzędowych co znacząco zaburza stabilność hydrochemiczną rzeki. Jednocześnie badania wykazały, że podjęta nawet na małą skalę renaturyzacja stwarza na tyle dogodne warunki do denitryfikacji, że wyraźnie wpływa na eliminację NO_3^- z wody powierzchniowej (**O5**). Porównując wyniki uzyskane w latach o niższej i wyższej sumie opadów, stwierdzono, że wody studzienne zlewni Rudni charakteryzowały się ponad dwukrotnie większym stężeniem azotanów w roku wilgotnym niż w roku suchym. Podobnie na zmiany wilgotności reagowała woda rzeczna, w której odnotowano istotne statystycznie, prawie trzykrotne zwiększenie stężenia jonów azotanowych w okresie wilgotnym w stosunku do wyników uzyskanych w roku suchym.

Wyniki te potwierdzają, że zmiany hydrometeorologiczne przyczyniają się do intensyfikacji wahań stężeń jonów NO_3^- . Podwyższenie poziomu zwierciadła wód gruntowych w zlewni, szczególnie w odcinku uregulowanym, a także stosunkowo duża gęstość sieci rowów melioracyjnych na terenie zlewni sprzyja szybszej migracji azotanów (V) wraz ze wzrostem wskaźnika opadów (O5). Uregulowany odcinek rzeki Rudni cechował się większymi wskaźnikami zmienności (CV) wszystkich analizowanych form azotu mineralnego niż odcinek renaturyzowany. Zarówno w roku suchym jak i tym o większym wskaźniku opadów zaobserwowano wyraźne zmniejszanie się stężenia azotanów (V) na odcinku renaturyzowanym (O5). Stężenia jonów amonowych (NH_4^+), w roku o obniżonych w stosunku do średniej z wielolecia opadach, utrzymywały się praktycznie na tym samym poziomie wzdłuż całego biegu rzeki (włącznie z renaturyzowanym odcinkiem). W roku wilgotnym zanotowano wyraźne stopniowe zwiększanie stężenia NH_4 , a maksymalne wartości stwierdzono w odcinku renaturyzowanym (O2, O5). Badania wykazały, że izolacja koryta rzeki od otaczającej zlewni poprzez wykonane zabiegi regulacyjne, zakłóca procesy biogeochemiczne zachodzące w strefie buforowej (Zieliński i in. 2009). W świetle przeprowadzonych badań należy zaznaczyć, że poprawa stosunków wodnych w zlewni jest gwarantem poprawy stabilności hydrochemicznej nizinnych ekosystemów rzecznych. Pomimo uzyskanych pozytywnych skutków warto mieć na uwadze, że nawet najbardziej zaawansowane technicznie prace renaturyzacyjne nie zastąpią mieszkańcom małych zlewni rzecznych dobrych praktyk rolniczych ograniczających migrację mobilnych jonów zawierających azot (O2, O5). W odcinku renaturyzowanym spadkowi stężeń mineralnych form azotu towarzyszył wzrost zawartości form organicznych co świadczy o poprawie kondycji stref buforowych (O5). Udział poszczególnych form azotu w azocie całkowitym (TN) był różny w obu badanych sekcjach rzeki. Całkowity azot organiczny (TON) stanowił w puli TN ponad 50% w części uregulowanej i prawie 70% w części renaturyzowanej. Sezonowe zmiany TON okazały się dobrym wskaźnikiem stopnia przekształcenia antropogenicznego rzeki (O5). Analiza zmian stężeń form azotu w ciągu roku pozwoliła na określenie trendów sezonowych. Największe stężenia odnotowywano w okresie zimowym i wiosennym. Wraz z nadejściem sezonu wegetacyjnego stężenia te ulegały stopniowemu obniżaniu. W warunkach anaerobowych proces denitryfikacji prowadzi do uwalniania azotu ze środowisk wodnych, a jednymi z bardziej aktywnych obszarów są tereny podmokłe oraz strefa hyporeiczna (Pina-Ochoa, Álvarez-Cobelas 2006, Jekatierynczuk-Rudczyk 2010). Zabiegi renaturyzacyjne rzek

często skutkują spadkiem tempa przepływu wody (Bukaveckas 2007) co potwierdziły też badania przeprowadzone w rzece Rudni (**O5**, **O6**). Te niewielkie zmiany hydrologiczne sprzyjają intensyfikacji procesów transformacji azotu i innych jonów w strefach przybrzeżnych. Ponadto udział makrofitów w pokryciu koryta renaturyzowanego rzeki jest większy niż uregulowanego, a są także istotnym czynnikiem obniżającym stężenia azotanów (V) w wodzie. Antropogeniczny charakter ładunku mineralnych form azotu potwierdziły dodatnie zależności pomiędzy nieorganicznymi formami azotu (TIN), a łatwo migrującymi jonami takimi jak: Cl^- , K^+ , Na^+ czy PO_4^{3-} (**O6**). Kolejnym ważnym efektem badań było wykazanie przydatności stosunku TON/TIN jako ważnego wskaźnika poziomu zachowania naturalności przez rzekę. W wyniku szczegółowych analiz stwierdzono, że wraz ze wzrostem stabilności ekosystemu stosunek wartość TON do TIN wzrasta (**O6**). Ponadto badania pozwoliły na wzajemne powiązanie czynników hydrologicznych ze zmianami hydrochemicznymi (**O1**, **O2**, **O5**, **O6**). Potwierdzono, że czas retencji wody w korycie rzeki jest czynnikiem wpływającym na gospodarkę substancjami biogennymi (**O5**, **O6**). Zależność ta wynika z wydłużenia okresu dostępności np. fosforu dla autotrofów, oraz z intensyfikacji biogeochemicznej transformacji fosforu w korycie rzeki, m.in. w wodach interstycjalnych osadów (Kerr i in. 2011). W analizach dotyczących wpływu różnych stanów hydrometeorologicznych na zmiany zawartości form fosforu (P) stwierdzono ponad 40% niższe stężenie ortofosforanów (PO_4^{3-}) na odcinku renaturyzowanym niż na odcinku uregulowanym. Ponadto zmienność tego parametru (CV) na odcinku renaturyzowanym był znacznie mniejszy niż na odcinku uregulowanym. To samo dotyczyło innych form fosforu tj. rozpuszczonego hydrolizowalnego fosforu (DHP), całkowitego rozpuszczonego fosforu (TDP), fosforu niereaktywnego (NRP) i fosforu całkowitego (TP). Uogólniając, udział fosforu PO_4^{3-} w TP był większy w części uregulowanej niż w renaturyzowanej. Analizowane różnice w uwilgotnieniu zlewni miały swoje odzwierciedlenie w stężeniach różnych form fosforu. W okresie o mniejszych sumach opadów atmosferycznych, stężenia form fosforu (za wyjątkiem DHP) w Rudni były większe niż w okresie o większych sumach opadów. Różnice te były szczególnie wyraźne w części uregulowanej i dotyczyły form: PO_4^{3-} , DHP, PP, TP. Istotne różnice pomiędzy analizowanymi odcinkami renaturyzowanej rzeki dla różnych form fosforu potwierdziły złożoność procesów zachodzących w zlewni, które decydują o migracji tego pierwiastka do rzeki (**O6**). W badaniach stwierdzono, że intensywność procesów biogeochemicznych zależy głównie od uwilgotnienia strefy buforowej, a procesy w niej

zachodzące oraz wewnątrz strumienia odgrywają istotną rolę w kontroli bilansu nutrientów (Kronvang i in. 2007, Jarvie i in. 2008). Antropogeniczne przekształcenia zlewni i samej rzeki (jak to jest w przypadku Rudni) mogą istotnie zaburzyć przebieg naturalnych procesów biogeochemicznych i w konsekwencji przyspieszyć migrację N i P do wód powierzchniowych (**O2, O5, O6**). Zaburzenie stabilności ekosystemu rzecznoego doprowadziło do destabilizacji retencji nutrientów w zlewni, szczególnie w części uregulowanej. W wyniku przeprowadzonych badań stwierdzono, że wykonywanie zabiegów renaturyzacyjnych powinno przede wszystkim zmierzać do zwiększenia udziału terenów podmokłych w zlewni, a także znacznego ograniczenia odpływu wody ze zlewni i spowolnienia prędkości przepływu wody w rzece (**O1, O2, O5, O6**). Tak zaplanowane zabiegi rekultywacyjne zapewne poprawią stabilność hydrochemiczną rzeki. W przypadku Rudni, a prawdopodobnie wielu innych tego typu nizinnych rzek, już kilku kilometrowy odcinek zrenaturyzowanej rzeki z przyległymi ekotonowymi torfowiskami pozytywnie wpływa na gospodarkę pierwiastkami biogennymi. Odcinek renaturyzowany słabiej reaguje na wahania wilgotności, co świadczy o większej stabilności tej części ekosystemu. Potwierdza to tezę, że stabilność tej części ekosystemu nie była naruszona na tyle by utracić swoją inercję (**O5, O6**). Analizując dane dla odcinka uregulowanego można stwierdzić, że małe i średniej wielkości uregulowane rzeki nizinne nie są odporne w znaczeniu hydrochemicznym na redukcję przepływu, co ma swoje skutki w transporcie materii organicznej czy nutrientów. Renaturyzacja polegająca na odbudowie zdegradowanych stref buforowych jest zatem jedną z najbardziej efektywnych metod kontroli obszarowych zanieczyszczeń w odniesieniu do założeń ekohydrologii (Zalewski 2000, Izydorczyk i in. 2013). Jak pokazały przeprowadzone badania, nawet antropogenicznie przekształcone zlewnie wciąż posiadają duże zdolności redukcji azotu, fosforu i wielu innych jonów, ale jedynie w warunkach pełnego uwodnienia utworów powierzchniowych przy sprzyjających warunkach hydrometeorologicznych (**O2, O5, O6**). Regulacja i umacnianie brzegów znacząco pogarsza łączność hydrauliczną rzeka – teren zalewowy, szczególnie w warunkach niskich stanów wód powodując okresowo nawet całkowity zanik stref ekotonowych. Przeprowadzone badania mieszczą się w aktualnym nurcie analizy wód płynących w ujściu zlewniowym – potwierdziły one, że ekosystemy rzeczne są wrażliwe na aktywność człowieka nawet znacznie oddaloną od koryta rzecznoego.

W wyniku przeprowadzonych badań potwierdzona została hipoteza **H3** mówiąca, że małe rzeki nizinne przy zachowaniu niewielkich fragmentów terenów podmokłych potrafią

utrzymać niezbędną stabilność hydrochemiczną ekosystemu nawet po ich regulacji, a renaturyzacja cieków jest tym bardziej skuteczna im bardziej poprawia warunki uwilgotnienia zlewni. Potwierdzona została także hipoteza **H4**, że lepsze uwodnienie zlewni przyspiesza efekt renaturyzacji poprawiając jakość wody ale też zapewniając większą stabilność hydrochemiczną.

Ad. 3. Wpływ zbiornika zaporowego na funkcjonowanie hydrochemiczne rzeki poniżej zapory w różnych stanach hydrometeorologicznych ze szczególnym uwzględnieniem rozpuszczonego węgla organicznego.

Rzeki prezentują ciągłość abiotycznych i biotycznych cech opisanych ponad 35 lat temu w koncepcji ciągłości rzeki przez Vannote i in. (1980). Jednakże przepływ około 2/3 wszystkich rzek świata jest zaburzony przez różnej wielkości budowle hydrotechniczne. Tego rodzaju ingerencje podyktowane były m.in. potrzebą zabezpieczenia ludności przed powodzią, zapewnieniem wody do celów rolniczych, przemysłowych czy energetycznych (Nilsson i in. 2005, Gordon, Meentemeyer 2006). Do głównych zagrożeń wynikających z funkcjonowania różnego rodzaju zapór należy hamowanie transportu osadu i migrujących organizmów, zmniejszenie wielkości i częstotliwości przepływów maksymalnych, w wyniku czego dochodzi do degradacji koryta rzeki poniżej zapory w tym zwężenia kanału, skrócenia dopływów czy zmian hydrologicznych (Bowen i in. 2003). Oprócz zagrożeń typowo mechanicznych zbiorniki zaporowe negatywnie wpływają na jakość wód ekosystemów rzecznych zmieniając temperaturę wody, poziom saturacji, ilość i jakość niesionego sestonu co istotnie wpływa na szereg procesów chemicznych i biologicznych (Gołdyn i in. 2009). Wpływ zbiorników zaporowych na funkcjonowanie rzeki jest od dawna badany problemem (Baxter 1977, Nilsson i in. 2005). Brak było jednak doniesień o funkcjonowaniu ekosystemu rzecznych poniżej zbiornika w różnych stanach hydrometeorologicznych. Dlatego wykorzystując największą w regionie północno-wschodniej Polski rzekę Narew i funkcjonujący na niej hipertroficzny zbiornik zaporowy Siemianówka (ZZS) przeanalizowano stabilność hydrochemiczną ekosystemu rzecznych w warunkach stresu hydrologicznego. Do szczegółowych analiz wybrano transport i przemianę materii organicznej tak istotne dla ekosystemów lotycznych z punktu widzenia *river continuum* (Wei i in. 2009). Badania prowadzone były przez w dwóch okresach różniących się sumami opadów atmosferycznych. Jako czynnik weryfikujący stabilność hydrochemiczną ekosystemu wybrano RWO, a także

bakterie jako potencjalnych konsumentów rozpuszczonej materii organicznej (O7). Z wielu doniesień naukowych wiadomo, że parametry hydrometeorologiczne istotnie wpływają na wielkość ładunku i jakość RWO, jednak badania tego rodzaju prowadzono najczęściej na niezaburzonych ekosystemach lotycznych. Większość rzecznej materii organicznej to substancje allochtoniczne pochodzące ze środowiska lądowego, które są trudnodostępne dla organizmów wodnych i mogą wchodzić do łańcucha troficznego jedynie dzięki bakteriom w tzw. pętli mikrobiologicznej (Azam i in. 1983). W przeprowadzonych badaniach zaobserwowano, że zwiększenie sumy opadów na obszarze zlewni o 20% w stosunku do średniej może przyczynić się do wzrostu nawet o 1/3 stężenia RWO w wodzie (O7). Paradoksalnie obecność zbiornika zaporowego na rzece Narew spowodowała, że w okresie o zmniejszonych opadach odnotowano wzrost stężenia RWO w samym zbiorniku prawdopodobnie na skutek sprzyjających warunków do intensywnego rozwoju i obumierania fitoplanktonu oraz uwalniania MO z osadów przybrzeżnych częściowo przesuszonych. Taki stan utrzymywał się do końca roku hydrologicznego przy niewielkich zmianach w zasilaniu zbiornika. W tym samym czasie w rzece poniżej zapory zmniejszone wartości opadów oraz łagodne zmiany parametrów hydrologicznych ZZS spowodowały spadek CV dla stężeń RWO. Brak istotnych statystycznie różnic stężenia RWO w Narwi utrzymywał się na dystansie ponad 120 km (O7). Poza jednym parametrem (stanem wody w okresie wilgotnym) nie odnotowano istotnych statystycznie zależności pomiędzy rzeczny RWO, a czynnikami hydrologicznymi w całym okresie badań. Te obserwacje potwierdzają brak stabilności hydrochemicznej ekosystemu rzeczno niezależnie od stanu uwilgotnienia zlewni. Natomiast analizując oba okresy badawcze stwierdzono liczne zależności pomiędzy stężeniem RWO, a innymi parametrami hydrochemicznymi. Znacznie więcej takich zależności odnotowano w okresie wilgotnym niż w okresie charakteryzującym się mniejszymi opadami, co potwierdza istotę procesów biogeochemicznych zlewni w gospodarce RWO rzeczno. W takich warunkach obserwujemy jednoczesną migrację ze zlewni wielu jonów takich jak Fe^{3+} , PO_4^{3-} czy NO_3^- w postaci kompleksów mineralno-organicznych (O7). Analizując wpływ parametrów hydrologicznych zbiornika na liczebność bakteriooplanktonu (LB) stwierdzono zależności istotne statystycznie, bez względu na to czy był to okres suchy czy wilgotny. Wskazuje to na mniejsze bezpośrednie oddziaływanie zlewni na rozwój bakterii i świadczy o kształtowaniu zespołów bakteryjnych bezpośrednio w ekosystemie (O7). Pomimo powszechnej opinii o wzajemnych powiązaniach pomiędzy RWO a LB nie stwierdzono takich

zależności ani w zbiorniku ani w rzece, zarówno dla okresu suchego jak i wilgotnego. Zatem wpływ RWO na rozwój bakterioplanktonu w wodach zmodyfikowanych przez hipertroficzny zbiornik zaporowy wydaje się być bardzo ograniczony (07). Z ekologicznego punktu widzenia fragmentacja rzek powoduje nie tylko modyfikację przepływu, ale także zmianę dynamiki procesów erozyjnych i denudacyjnych co prowadzi do spadku różnorodności biologicznej (Poff i in. 2007) również w odniesieniu do mikroorganizmów. W tym też kontekście obserwowane zmiany bakterioplanktonu są bardzo istotnym wskaźnikiem kondycji przekształconego środowiska wodnego. Na okresowe wahania obfitości bakterii mają wpływ zmiany stanu wody w rzece. Jednakże w przypadku Narwi, a szczególnie odcinka, po opuszczeniu zbiornika charakter naturalnych zmian liczebności zespołu bakterioplanktonu jest znacznie zaburzony i niewątpliwie uwarunkowany zasobami bakterii w samym zbiorniku (07). Należy przypuszczać, że znaczne spowolnienie tempa przepływu rzeki w obrębie zbiornika istotnie wpływa na rozwój potamoplankton, w tym zespoły bakterioplanktonu, które przybierają cechy bardziej typowe dla ekosystemu limnicznego niż lotycznego. Badania wykazały, że warunki hydrometeorologiczne istotnie wpływają na stężenia i zmienność RWO zarówno w rzece jak i zbiorniku na niej utworzonym ale wyłącznie w stanach lepszego uwilgotnienia zlewni. W okresach suchych o zmianach hydrochemicznych w rzece decyduje zbiornik zaporowy (07).

W wyniku przeprowadzonych badań potwierdzona została hipoteza H5, zakładająca że zbiorniki zaporowe istotnie wpływają na gospodarkę materią organiczną w rzece poniżej zapory niezależnie od stanu hydrometeorologicznego, a tym samym na trwale zaburzają stabilność ekosystemu rzeki.

Ad. 4. Rola strefy hyporeicznej w utrzymaniu stabilności hydrochemicznej ekosystemu rzecznoego.

Strefa hyporeiczna (SH) jest dynamicznym ekotonem pomiędzy korytem rzeki, a wodami podziemnymi oraz jest miejscem intensywnych przemian biogeochemicznych (Jekatierynczuk-Rudczyk 2010). Prawidłowo funkcjonujące strefy przejściowe są integralnym składnikiem ekosystemu rzecznoego i są buforem negatywnych zmian antropogenicznych (Zalewski 2000). W związku z tym, że w ocenie stabilności hydrochemicznej ekosystemów wodnych kluczowymi elementami są ekotony, które odgrywają równie ważną rolę co struktura całego ekosystemu (Geist, Auerswald 2007, Jekatierynczuk-Rudczyk, 2008)

zbadano wpływ warunków hydrologicznych na funkcjonowanie strefy hyporeicznej w nizinnej, seminaturalnej rzece Krzemiance głównie w aspekcie gospodarki materią organiczną, która jak pokazały wcześniejsze badania (**O1, O7**) jest dobrym wskaźnikiem stopnia przekształcenia antropogenicznego. Przeprowadzone badania potwierdziły, że warunki hydrologiczne w tym spadek tempa przepływu wody sprzyja powiększaniu się strefy hyporeicznej (**O3**) i intensyfikacji procesów biogeochemicznych w niej zachodzących (Jekatierynczuk-Rudczyk 2008, Williams i in. 2010). Badania te dowiodły, że strefa hyporeiczna jest miejscem przemian materii organicznej w osadzie rzecznej (**O3**). Stwierdzono, że okresowe obniżenie wielkości przepływu w rzece może doprowadzić do deficytu materii organicznej w głębszych warstwach SH (**O3**). Z przeprowadzonych analiz wynika, że SH może różnicować się wzdłuż biegu rzeki i tworzyć swoistą mozaikę biogeochemiczną. W różnych stanach hydrologicznych zmianie ulega intensywność procesów w niej zachodzących. Istotnym czynnikiem decydującym o przemianach materii organicznej w SH jest wielkość uziarnienia utworów geologicznych. Przeprowadzone badania dowiodły, że SH jest nie tylko miejscem przemian materii organicznej, ale też miejscem jej magazynowania, szczególnie w okresach średnich stanów wody (**O3**) dlatego pełny opis sekwestracji węgla organicznego powinien uwzględniać te specyficzne ekotony rzeczne. Zatem w zależności od warunków hydrologicznych strefa hyporeiczna może być zarówno źródłem jak i magazynem materii organicznej (**O3**). Uzyskane wyniki są nowym spojrzeniem na funkcjonowanie tego niezwykle ważnego z punktu widzenia stabilności hydrochemicznej elementem ekosystemu. Przeprowadzone badania na rzece Krzemiance potwierdziły, że SH i jej stan jako swoista strefa przejściowa jest wrażliwa na zmiany hydrologiczne i może być dobrym wskaźnikiem przekształceń środowiska (**O3**).

W wyniku przeprowadzonych badań potwierdzona została hipoteza **H6**, mówiąca o tym, że strefa hyporeiczna jest istotnym stabilizatorem przemian materii organicznej w ekosystemach rzecznych.

Publikacje przedstawione jako osiągnięcie naukowe (**O1-O7**) znacząco uzupełniają dotychczasową wiedzę nt. funkcjonowania antropogenicznie przekształconych ekosystemów wodnych w warunkach stresu hydrologicznego. Za szczególnie istotne należy uznać użyteczny charakter badań i możliwość ich wykorzystania w poprawie sposobu zarządzania zdegradowanymi, nizinnymi ekosystemami wodnymi. Zgromadzone wyniki kompleksowych

analiz doprowadziły do sformułowania następujących generalnych wniosków istotnych z punktu widzenia stabilności hydrochemicznej i ekologicznej ekosystemów wodnych.

Wnioski:

1. Nadmierna eksploatacja naturalnych, a zwłaszcza dystroficznych, ekosystemów wodnych, bez pełnego zrozumienia podstawowych zasad ich funkcjonowania w warunkach stresu hydrologicznego może doprowadzić do trwałej i nieodwracalnej destabilizacji ekosystemu. Przejście jeziora w kolejny stan alternatywny (lądowacenie) nie spowodowało destabilizacji hydrochemicznej wód.
2. Większość czynników wpływających na tempo obiegu materii organicznej i zmiany hydrochemiczne będą wpływały na poziom odporności ekosystemów wodnych i będą decydowały o ich stabilności.
3. Reakcja ekosystemu na stres zależy zarówno od stopnia przekształcenia ekosystemu ale też w dużym stopniu od warunków hydrometeorologicznych, a tym samym od kondycji stref przejściowych zabezpieczających stabilność hydrochemiczną.
4. Właściwe gospodarowanie ekotonowymi strefami przybrzeżnymi (buforowymi) może dać szybki efekt poprawy jakości wody nawet w przekształconych antropogenicznie ekosystemach wodnych, pod warunkiem właściwego ich uwilgotnienia.
5. Kondycja strefy hyporeicznej oraz jej pełna integralność ekologiczna ze zlewnią jest miarą stanu wód płynących i wpływa na zdolność odpowiedzi ekosystemu na stres hydrologiczny.
6. Czas potrzebny do odzyskania równowagi po antropogenicznych zmianach morfologii koryt rzecznych wydłuża się, jeżeli zmiany hydrologiczne są dodatkowym czynnikiem stresu. W przypadku niektórych ekosystemów rzecznych np. tych ze zbiornikami zaporowymi na swoim biegu, może nigdy nie dojść do uzyskania stanu równowagi hydrochemicznej.
7. Czynniki pozwalające utrzymać stabilność hydrochemiczną ekosystemów wodnych powinny być wykorzystywane przy zrównoważonym zarządzaniu nimi, a także być pomocne przy podejmowaniu decyzji dotyczących zabiegów technicznych: konserwatorskich czy renaturyzacyjnych.
8. Stabilność hydrochemiczna nie musi być tożsama ze stabilnością ekologiczną ekosystemu wodnego.

Literatura:

- Allan J.D., 2004. Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 35: 257-284.
- Azam F., Fenchel T., Field J.G., Gray J.S., Meyer-Reil L.A., Thingstad F., 1983. The ecological role of water-column microbes in the sea. *Marine Ecology Progress Series*, 10: 257-263.
- Beechie T.J., Sear D.A., Olden J.D., Pess G.R., Buffington J.M., Moir H., Roni P., Pollock M.M., 2010. Process-based principles for restoring river ecosystems. *BioScience*, 60 (3): 209-222.
- Bernhardt E.S., Palmer M.A., 2011. River restoration: the fuzzy logic of repairing reaches to reverse catchment scale degradation. *Ecological Applications*, 21: 1926-1931.
- Bowen Z.H., Bovee K.D., Waddle T.J., 2003. Effects of flow regulation on shallow-water habitat dynamics and floodplain connectivity. *Transactions of the American Fisheries Society*, 132 (4): 809-823.
- Bukaveckas P.A., 2007. Effects of channel restoration on water velocity, transient storage, and nutrient uptake in a channelized stream. *Environmental Science and Technology*, 41: 1570-1576.
- Drzymulska D., **Zieliński P.**, 2013. Developmental changes in the historical and present-day trophic status of brown water lakes. Are humic water bodies a uniform aquatic ecosystem? *Wetlands*, 33: 909-919.
- Dyrektywa nr 91/676/EWG, dotycząca ochrony wód przed zanieczyszczeniami powodowanymi przez azotany pochodzenia rolniczego, dnia 12 grudnia 1991 r.
- Evans C.D., Jones T.G., Burden A., Ostle N., **Zieliński P.**, Cooper M.D., Peacock M., Clark J.M., Oulehle F., Cooper D., Freeman C., 2012. Acidity controls on dissolved organic carbon mobility in organic soils. *Global Change Biology*, 18 (11): 3317-3331.
- Freeman C., Evans C.D., Monteith D.T., Reynolds B., Fenner N., 2001. Export of organic carbon from peat soils. *Nature*, 412 (6849): 785-785.
- Geist J. 2011. Integrative freshwater ecology and biodiversity conservation. *Ecological Indicators*, 11 (6): 1507-1516.
- Geist J., Auerswald K., 2007. Physicochemical stream bed characteristics and recruitment of the freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*). *Freshwater Biology*, 52: 2299-2316.
- Giller P.S., 2005. River restoration: seeking ecological standards. Editor's introduction. *Journal of Applied Ecology*, 42 (2): 201-207.
- Gołdyn R., Dondajewska R., Szelaż-Wasielewska E., Szyper H., 2009. An appraisal of changes in seasonal water quality during passage through a shallow reservoir in Western Poland. *Environmental Monitoring and Assessment*, 151: 181-188.
- Gordon E., Meentemeyer R.K., 2006. Effects of dam operation and land use on stream channel morphology and riparian vegetation. *Geomorphology*, 82 (3): 412-429.
- Górniak A., 1996. Substancje humusowe i ich rola w funkcjonowaniu ekosystemów słodkowodnych. Diss. Univ. Varsoviensis 448, Białystok, 151 ss.

- Górniak A., 2006. Jeziora Wigierskiego Parku Narodowego. Aktualna jakość i trofia wód. Wyd. UwB, Białystok, 176 ss.
- Hutorowicz A., 2001. Fitoplankton humusowego jeziora Smolak na tle zmian warunków fizyczno-chemicznych wywołanych wapnowaniem i nawożeniem. *Idee Ekologiczne*, 14 (7), 129 ss.
- Izydorczyk K., Frątczak W., Drobniowska A., Cichowicz E., Michalska-Hejduk D., Gross R., Zalewski M., 2013. A biogeochemical barrier to enhance a buffer zone for reducing diffuse phosphorus pollution – preliminary results. *Ecohydrology and Hydrobiology* 13: 104-112.
- Jarvie H.P., Haygarth P.M., Neal C., Butler P., Smith B., Naden P.S., Joynes A., Neal M., Wickham H., Armstrong L., Harman S., Palmer-Felgate E.J., 2008. Stream water chemistry and quality along an upland-lowland rural land-use continuum, south west England. *Journal of Hydrology*, 350: 215-231.
- Jekatieryńczuk-Rudczyk E., 2008. Nitrogen compounds dynamic in the hyporheic zone of small lowland river. *Limnological Papers*, 3 (1): 59-68.
- Jekatieryńczuk-Rudczyk E., 2010. Przekształcenia składu fizyczno-chemicznego płytkich wód podziemnych w strefach drenażu na obszarach nizinnych. Wyd. UwB, Białystok, 224 ss.
- Jekatieryńczuk-Rudczyk E., **Zieliński P.**, Górniak A., 2006. Stopień degradacji rzeki wiejskiej w bezpośrednim sąsiedztwie Białegostoku. *Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie*, 6 (18): 143-153.
- Jędryka E., 2003. Renaturyzacja małych cieków nizinnych. Wyd. IMUZ, Falenty, 76 ss.
- Kerr J.G., Burford M., Olley J., Udy J., 2011. Phosphorus sorption in soils and sediments: implications for phosphate supply to a subtropical river in southeast Queensland, Australia. *Biogeochemistry*, 102 (1-3): 73-85.
- Kronvang B., Andersen I.K., Hoffmann C.C., Pedersen M.L., Ovesen N.B., Andersen H.E., 2007. Water exchange and deposition of sediment and phosphorus during inundation of natural and restored lowland floodplains. *Water, Air, and Soil Pollution*, 181 (1-4): 115-121.
- Malve O., Qian S.S., 2006. Estimating nutrients and chlorophyll a relationships in Finnish lakes. *Environmental Science and Technology*, 40 (24): 7848-7853.
- Nilsson C., Reidy C.A., Dynesius M., Revenga C., 2005. Fragmentation and flow regulation of the world's large river systems. *Science*, 308 (5720): 405-408.
- Pina-Ochoa E., Álvarez-Cobelas M., 2006. Denitrification in aquatic environments: a cross-system analysis. *Biogeochemistry*, 81 (1): 111-130.
- Pinay G., Gumiero B., Tabacchi E., Gimenez O., Tabacchi-Planty A.M., Hefting M.M., Burt T.P., Black V.A., Nilsson C., Iordache V., Bureau F., Vought L., Petts G.E., Décamps H., 2007. Patterns of denitrification rates in European alluvial soils under various hydrological regimes. *Freshwater Biology*, 52 (2): 252-266.
- Poff N.L., Olden J.D., Merritt D.M., Pepin D.M., 2007. Homogenization of regional river dynamics by dams and global biodiversity implications. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104 (14): 5732-5737.

- Postel S., Richter B., 2012. Rivers for life: managing water for people and nature. Island Press, Washington, London, 243 ss.
- Scheffer M., Carpenter S., Foley J.A., Folke C., Walker B., 2001. Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature*, 413 (6856): 591-596.
- Schirmer M., Luster J., Linde N., Perona P., Mitchell E.A., Barry D.A., Hollender J., Cirpka O.A., Schneider P., Vogt T., Radny D., Durisch-Kaiser E., 2014. Morphological, hydrological, biogeochemical and ecological changes and challenges in river restoration—the Thur River case study. *Hydrology and Earth System Sciences*, 18 (6): 2449-2462.
- Søndergaard M., Jeppesen E., 2007. Anthropogenic impacts on lake and stream ecosystems, and approaches to restoration. *Journal of Applied Ecology* 44: 1089–1094.
- Syvitski J.P., Vörösmarty C.J., Kettner A.J., Green P., 2005. Impact of humans on the flux of terrestrial sediment to the global coastal ocean. *Science*, 308 (5720): 376-380.
- Tranvik L.J., Downing J.A., Cotner J.B., Loiselle S.A., Striegl R.G., Ballatore T.J., Dillon P., Finlay K., Fortino K., Knoll L.B., Kortelainen P.L., Kutser T., Larsen S., Laurion I., Leech D.M., McCallister S.L., McKnight D.M., Melack J.M., Overholt E., Porter J.A., Prairie Y., Renwick W.H., Roland F., Sherman B.S., Schindler D.W., Sobek S., Tremblay A., Vanni M.J., Verschoor A.M., von Wachenfeldt E., Weyhenmeyer G.A. 2009. Lakes and reservoirs as regulators of carbon cycling and climate. *Limnology and Oceanography*, 54: 2298-2314.
- Vannote R.L., Minshall G.W., Cummings K.W., Sedell J.R., Cushing C.E., 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37: 130–137.
- Venterink H.O., Hummelink E., Van den Hoorn M.W. 2003. Denitrification potential of a river floodplain during flooding with nitrate-rich water: grasslands versus reedbeds. *Biogeochemistry*, 65 (2): 233-244.
- Wei G.L., Yang Z.F., Cui B.S., Li B., Chen H., Bai J.H., Dong S.K., 2009. Impact of dam construction on water quality and water self-purification capacity of the Lancang River, China. *Water Resources Management*, 23: 1763-1780.
- Wetzel R.G., 2001. *Limnology: lake and river ecosystems*. Academic Press, New York, 1006 ss.
- Williams D.D., Febria C.M., Wong J.C., 2010. Ecotonal and other properties of the hyporheic zone. *Fundamental and Applied Limnology*, 176 (4): 349-364.
- Zalewski M., 2000. Ecohydrology – the scientific background to use ecosystem properties as management tools towards sustainability of water resources. *Ecological Engineering*, 16: 1-8.
- Zieliński P.**, Górniak A., Baranowski M., 2004. Funkcjonowanie ekosystemu jeziornego w ostatnich latach jego istnienia – Rezerwat Gorbacz. [w:] Michalczyk Z. (red.). *Badania geograficzne w poznawaniu środowiska*. Wyd. UMCS, Lublin: 360-365.
- Zieliński P.**, Górniak A., Piekarski M.K., 2009. The effect of hydrological drought on chemical quality of water and dissolved organic carbon concentrations in lowland rivers. *Polish Journal of Ecology*, 57 (2): 217-227.
- Żelazo J., Popek Z., 2014. *Podstawy renaturyzacji rzek*. Wyd. SGGW, Warszawa, 308 ss.

4. OMÓWIENIE POZOSTAŁYCH OSIĄGNIĘĆ NAUKOWO – BADAWCZYCH

(Odnosniki zamieszczone w tekście odnoszą się do poszczególnych pozycji z załącznika 4)

a) Przed uzyskaniem stopnia naukowego doktora

Moje pierwsze badania naukowe, prowadzone już przy realizacji pracy magisterskiej, dotyczyły wpływu deficytu fosforu na zmiany warunków wzrostu stacjonarnych kultur *Chlorella vulgaris* Beyerinck, posłużyły do przygotowania publikacji z zakresu fizjologii roślin (II.A.1, II.A.2). Po rozpoczęciu pracy w Zakładzie Hydrobiologii zainteresowania moje skoncentrowały się na badaniach prawidłowości występowania RWO w wodach powierzchniowych północno-wschodniej Polski. Analizowałem czynniki geologiczne, morfologiczne, hydrologiczne, i ekologiczne wpływające na zasobność i jakość RWO w wodach powierzchniowych oraz zależności pomiędzy RWO, a innymi cechami fizyczno-chemicznymi wody. Przeprowadzone badania były jednymi z pierwszych, tak kompleksowych (projekt KBN – I.1) realizowanych w Polsce i obejmowały zarówno wody rzeczne jak i jeziorne. W badaniach szczegółowo uwzględniono parametry zlewniowe takie jak wielkość, spadek, zagospodarowanie, lesistość (II.A.3, II.D2.4) cechy hydrologiczne, w tym wielkość odpływu jednostkowego, średni przepływ wody czy stany meteorologiczne. Stwierdzono wyraźną różnicę stężeń RWO pomiędzy zlewniami pojeziernymi i wysoczyznowymi (II.D1.2, II.D2.1). Oprócz badań dotyczących RWO w rzekach interesowałem się zmiennością tego parametru w jeziorze Wigry o nietypowej morfologii, a tym samym nierównomiernej zasobności przestrzennej wód w MO (II.D2.3). Efektem pogłębionych badań nad zmiennością RWO była m.in. pierwsza wydana w Polsce praca na temat metodyki oznaczeń RWO w wodach naturalnych (II.D1.3). Ważną częścią mojej pracy naukowej było funkcjonowanie hipertroficznego, polimiktycznego zbiornika zaporowego Siemianówka (II.A.4, II.A.5, II.D1.1, II.D2.2). Kolejnym zagadnieniem były procesy rozkładu szczątków roślinnych w wodzie i ich potencjalny wpływ na stan ekosystemów wodnych (II.D1.5) oraz ekologia ultrasłodkiego jeziora Aszyrynis o nietypowych cechach hydrochemicznych wody (II.D1.4). Przed uzyskaniem stopnia doktora, byłem wykonawcą w 2 grantach finansowanych przez Komitet Badań Naukowych (I.1, I.2).

b) Po uzyskaniu stopnia naukowego doktora

Po uzyskaniu stopnia doktora moje zainteresowania w dalszym ciągu koncentrowały się na biogeochemii RWO i jego przemianach w wodach powierzchniowych północno-

wschodniej Polski oraz czynnikach decydujących o tempie i wielkości eksportu MO ze zlewni. W centrum moich pozostałych zainteresowań naukowych było przede wszystkim funkcjonowanie ekosystemów wodnych w warunkach stresu ze szczególnym uwzględnieniem jakości wody, osadów dennych, hydromorfologii. Dodatkowo zajmowałem się wpływem zmian klimatycznych na sekwestrację węgla na terenach podmokłych. W swoich badaniach uwzględniałem także różne środowiskowe i ekologiczne aspekty funkcjonowania organizmów wodnych na tle abiotycznych i biotycznych czynników środowiskowych.

Badania obejmujące przedstawione powyżej aspekty, prowadzone były w ramach licznych grantów finansowanych przez Komitet Badań Naukowych, Ministerstwo Nauki i Szkolnictwa Wyższego, Narodowe Centrum Nauki i Natural Environmental Research Council UK. W tym okresie byłem kierownikiem 1 projektu (I.5) i wykonawcą 8, w tym 1 międzynarodowy (I.3, I.4, I.6, I.7, I.8, I.9, I.10, I.11). Część badań została przeprowadzona w wyniku realizacji badań statutowych Zakładu Hydrobiologii i Zakładu Ochrony Środowiska UwB. W ramach stypendium Ministra Nauki i Szkolnictwa wyższego przebywałem na 2 letnim stażu w Wielkiej Brytanii w Bangor University. Szczegółowy wykaz grantów i projektów znajduje się w załączniku 4 pkt I.

Główne kierunki badań realizowanych w tym okresie:

1. Wpływ czynników środowiskowych na kształtowanie zasobów oraz znaczenie RWO w funkcjonowaniu ekosystemów wodnych i lądowych.
2. Rola czynników hydrologicznych i zlewniowych w funkcjonowaniu hipertroficznego zbiornika zaporowego Siemianówka.
3. Ocena stopnia przekształcenia rzek Podlasia oraz skuteczność podejmowanych działań renaturyzacyjnych.
4. Stan i zagrożenia funkcjonowania ekosystemów wodnych na obszarach chronionych.
5. Analiza przeszłości jezior dystroficznych w oparciu o badania paleolimnologiczne.
6. Analiza wpływu globalnych zmian środowiskowych na biogeochemiczne procesy zachodzące w siedliskach podmokłych.

Ad. 1. Wpływ czynników środowiskowych na kształtowanie zasobów oraz znaczenie RWO w funkcjonowaniu ekosystemów wodnych i lądowych.

Związki organiczne stanowią powszechny składnik wód naturalnych niezależnie od stanu ich przekształcenia (II.A.6, II.A.10, II.A.13, II.D2.7). W wyniku przeprowadzonych badań na 58 rzekach północno-wschodniej Polski stwierdzono istotne różnice średnich stężeń RWO pomiędzy rzekami pojeziernymi i wysoczyznowymi (II.D2.7). W wyniku przeprowadzonych badań wyróżniono rzeki **polihumusowe** o średnim stężeniu RWO przekraczającym 20 mg dm^{-3} (II.D2.7). Przeanalizowano także zmiany stężeń RWO wzdłuż biegu dwóch rzek (Narwi i Czarnej Hańczy) o różnym reżimie hydrologicznym i przedstawiono wyniki zgodnie z koncepcją ciągłości rzeki (II.A.6). Przeanalizowano także wpływ suszy hydrologicznej na funkcjonowanie hydrochemiczne ekosystemów rzecznych Podlasia ze szczególnym uwzględnieniem RWO (II.A.10). W wyniku przeprowadzonych badań stwierdzono istotny wpływ suszy hydrologicznej na spadek stężeń RWO w wodach rzecznych niezależnie od sposobu zagospodarowania zlewni. Badania wykazały okresową utratę kontaktu hydrologicznego pomiędzy korytem rzeki i zlewnią, a w związku z tym znaczne ograniczenia eksportu RWO ze zlewni w okresach suszy (II.A.10). W innych badaniach środowiskowych zbadano wpływ zawartości RWO w wodzie na rozwój i aktywność sporowców i innych pasożytów zwierząt słodkowodnych (II.D1.7).

W związku z tym, że w ostatnich latach obserwowany jest wyraźny wzrost stężeń RWO w wodach powierzchniowych, szczególnie w Ameryce Północnej i północnych rejonach Europy, w ramach stażu zagranicznego MNiSW (L.2) włączyłem się do jednego z wiodących zespołów badawczych (Wolfson Carbon Capture Laboratory, Bangor University) analizujących ten problem. Praca w tym zespole umożliwiła mi udział w badaniach eksperymentalnych dotyczących wpływu zmian środowiskowych o charakterze globalnym na tempo eksportu RWO do rzek i jezior. Problem ten o tyle jest istotny, ponieważ odnotowywany stopniowy wzrost stężeń RWO w wodach powierzchniowych ma negatywny wpływ na bilans węgla organicznego w glebach, warunki produkcji pierwotnej w wodach, odczyn wody, a co najistotniejsze powoduje wzrost kosztów uzdatniania wody do celów konsumpcyjnych i wzrost zagrożenia związkami THM. Co prawda w ostatnich latach pojawiło się wiele hipotez na temat obserwowanego wzrostu stężeń RWO w wodach m.in. zjawisko to łączono ze zmianami klimatycznymi, wzrostem CO_2 w powietrzu, zmianami w użytkowaniu gruntów czy eutrofizacją to jednak eksperymentalne badania w Walii Północnej dowiodły

istnienia mechanizmu opisanych wyżej zmian stężeń RWO na podłożu cywilizacyjnym. W eksperymencie terenowym zbadano zarówno zakwaszanie jak i alkalizację środowiska glebowego i jego wpływ na denudację rozpuszczalnych form węgla organicznego (**II.A.13**). W badaniach zaobserwowano stopniowy wzrost stężeń RWO wypłukiwanego z organicznych gleb w odpowiedzi na alkalizację środowiska. Badania te dowiodły bardzo istotnego wpływu zakwaszenia gleb (w tym w wyniku industrializacji) na ograniczenie tempa migracji materii organicznej do wód powierzchniowych, a tym samym na równowagę węgla w środowisku glebowym szczególnie w przypadku gleb organicznych. Obserwowane obecnie zmiany są prawdopodobnie procesem powolnego powrotu poziomu RWO w wodach powierzchniowych do stanu sprzed rewolucji przemysłowej (**II.A.13**). W badaniach tych uwzględniono też interakcje pomiędzy zakwaszeniem środowiska a wielkością wymywania RWO i form azotu (**II.D2.23**).

W przedstawionych powyżej badaniach eksperymentalnych analizowano jednocześnie właściwości chemiczne RWO. W wyniku tych analiz stwierdzono, że wielkość zmian ładunku RWO do środowiska wodnego zależy od właściwości fizykochemicznych samego RWO (miejsc karboksylowych - ilości grup karboksylowych przypadających na 1 mg RWO) (**II.A.18**). W wyniku przeprowadzonych badań opisano procesy regulujące ilościowe i jakościowe zmiany stężeń RWO w wodzie interstycjalnej gleb organicznych. Stwierdzono, że manipulacja siłą jonową roztworu glebowego ma mniejsze znaczenie w mobilności RWO w porównaniu z efektem zmian kwasowości roztworu. Ekosystemy mokradłowe podlegające „rekonwalescencji” po długotrwałym zakwaszeniu mogą przełączać się z kontroli rozpuszczalności RWO na kontrolę jego dostaw (**II.A.18**).

Wraz ze wzrostem stężenia RWO w wodach powierzchniowych, ale też rosnącym jego znaczeniem w ekologii wód konieczne stało się poszukiwanie nowych metod szybkiego określania jego zawartości. Ze względu na to, że w procesie chlorowania wody RWO tworzy szkodliwe dla zdrowia, kancerogenne związki THM konieczne było opracowanie łatwo dostępnej metody określania poziomu RWO w wodzie bez kosztownego analizatora węgla. Na podstawie bardzo dużego zbioru, ponad 2000 par danych, opracowano metodę określania stężenia RWO na podstawie analiz stężenia fenoli (**II.A.15**) oznaczanych standardowo w wielu laboratoriach hydrochemicznych. Stwierdzono, że metoda ta z powodzeniem może być wykorzystywana przy ocenie poziomu RWO w próbkach przechowywanych nawet przez wiele miesięcy co potwierdziły przeprowadzone badania.

Jednocześnie potwierdzono wcześniej opracowane zależności pomiędzy RWO a absorpcją światła UV (II.A.15).

Ad. 2. Rola czynników morfologicznych hydrologicznych i zlewniowych w funkcjonowaniu hypertroficznego zbiornika zaporowego Siemianówka.

Zbiornik zaporowy Siemianówka (ZZS) jest nietypowym, polimiktycznym zbiornikiem nizinnym o torfowo – leśnej zlewni. Charakter zlewni pomimo swojej dużej naturalności negatywnie wpływa na funkcjonowanie tego płytkowodnego ekosystemu, a przeprowadzone badania wielokrotnie dowiodły niewłaściwej lokalizacji zbiornika (II.A.7, II.A.8, II.D1.6, II.D2.11). W pierwszym etapie badań nad funkcjonowaniem ZZS sprecyzowano zależności pomiędzy jakością wody, reżimem hydrologicznym Narwi, a tempem rozwoju i produkcją fitoplanktonu (II.A.7). Wykazano, że wielkość wiosennego ładunku RWO ze zlewni decyduje o intensywności rozwoju letniego fitoplanktonu, przyczyniając się do humoeutrofizacji wód (II.A.7, II.D1.6, II.D2.16). Przeprowadzone badania hydrologiczne, hydrochemiczne i hydrobiologiczne pozwoliły na określenie czynników wpływających niekorzystnie na jakość wody w ZZS oraz opracowanie takiego sposobu zarządzania zbiornikiem by minimalizować intensywne, sinicowe zakwity wody. W wyniku przeprowadzonych badań stwierdzono, że do głównych czynników wpływających na funkcjonowanie ZZS należą jakość wody dopływającej (II.D2.11) oraz morfologia czaszy zbiornika (II.A.7). W badaniach jednoznacznie stwierdzono, że rzeka Narew jest głównym źródłem allochtonicznej materii organicznej (II.D2.11), a wzrostowi stężeń RWO towarzyszy zwykle spadek odczynu wody (II.D2.13). Cechy fizykochemiczne wód Narwi nie sprzyjają ich piętrzeniu szczególnie w sezonie wegetacyjnym (II.D2.11). Analizy danych z wielolecia potwierdziły także dużą zmienność parametrów jakości wody takich jak: SO_4^{3-} , HCO_3^- , Cl^- (II.D2.11, II.D2.21). Badania wykazały, że stężenia RWO w rzece powyżej zbiornika są wysokie i typowe dla rzek polihumusowych (II.D2.13). Większość materii organicznej to wypłukane z torfowo leśnej zlewni substancje humusowe pogarszające widzialność krążka Secchiego, co potwierdziły liczne istotne statystycznie zależności (II.D2.13). Określono charakter i stopień wpływu małych (poza Narwią) rzek dopływających bezpośrednio do zbiornika (II.D2.12). W kolejnych badaniach stwierdzono, że o charakterze zbiornika decyduje nie tylko ilość RWO, ale i tempo jego wykorzystania w zbiorniku (II.D2.13, II.D2.16). Stwierdzono wyraźną sezonowość zmian RWO w ZZS z maksymalnymi wartościami przypadającymi na wiosnę kiedy to udział kwasów humusowych

w puli rozpuszczonej materii organicznej jest maksymalny. Zlewniowy ładunek RWO przemieszcza się przez zbiornik w zależności od tempa wymiany wody w zbiorniku. W przeprowadzonych badaniach opisano biogeniczną mineralizację RWO, która szczególnie w okresie późno-wiosennym i letnim jest wspomagana promieniowaniem UV (**II.D2.13**). Nadmiernie wysokie namnażanie się fitoplanktonu (głównie sinic) w zbiorniku skutkuje istotnym wzrostem RWO w okresie jesiennym w efekcie masowego obumierania komórek glonów i sinic (**II.D2.13**). W latach 2000-2002 zaplanowano i zrealizowano program naprawczy polegający na przeprowadzeniu szeregu zabiegów biomanipulacyjnych mających na celu poprawę jakości wody i ograniczenie uciążliwych zakwitów (**II.A.8**). Zabiegi rekultywacyjne nie wpłynęły na zasobność ZZS w RWO (**II.A.8, II.D2.14**), ale doprowadziły do okresowej poprawy jakości wody i ograniczyły okres trwania zakwitu. Poprawa jakości wody dotyczyła głównie takich parametrów jak HCO_3^- , $\text{Fe}^{2+/3+}$, NH_4^+ , NO_3^- , PO_4^{3-} . Efektem biomanipulacji był spadek stężeń chlorofilu *a* aż o 50% w stosunku do stanu sprzed rekultywacji, niestety biomasa fitoplanktonu nadal utrzymywała się na poziomie typowym dla hipertrofii (**II.A.8**). W celu analizy losów RWO w czaszy ZZS przeprowadzono badania nad liczebnością i biomasą bakterioplanktonu (**II.D2.15**). W wyniku tych badań stwierdzono, że bakterioplankton jest jednym z bardziej wrażliwych zespołów hydrobiontów na zmiany hydrologiczne i hydrochemiczne (**II.D2.15**). Stwierdzono także dodatnie zależności pomiędzy liczebnością bakterioplanktonu, a parametrami fizycznymi wody m.in. temperaturą i odczynem oraz ujemną ze stężeniem azotanów. Oprócz tego odnotowano, że RWO nie stanowi istotnego czynnika w rozwoju bakterioplanktonu, co potwierdziło przeprowadzone wcześniej badania w naturalnym, mezotroficznym jeziorze Wigry (**II.D2.9**). W przypadku ZZS brak tej zależności mógł wynikać z nadmiaru RWO w wodzie co powodowało, że nie był on czynnikiem limitującym. W badaniach tych stwierdzono, że w takim przypadku czynnikami limitującymi są kolejno fosfor i azot azotanowy (**II.D2.13, II.D2.15**). Kolejnym ważnym wynikiem przeprowadzonych badań było stwierdzenie istotnej statystycznie zależności tempa rozwoju bakterioplanktonu od biomasy towarzyszących im sinic (**II.D2.15**). Kolejnym podjętym aspektem badań dotyczącym specyfiki humusowego ZZS była analiza wodnych grzybów na tle zmian hydrochemicznych. Stwierdzono obecność 87 gatunków grzybów w tym 71 z rodzaju *Straminipila*. Większość z nich oznaczono w wodach Narwi doptywającej do zbiornika i zaledwie kilka gatunków w samym zbiorniku. Zaobserwowano, że letni rozwój sinic w zbiorniku znacznie ogranicza namnażanie się grzybów wodnych (**II.A.11**).

Ad. 3. Ocena stopnia przekształcenia rzek Podlasia oraz skuteczność podejmowanych działań renaturyzacyjnych.

Przeanalizowano jakość wody trzech małych rzek Podlasia, drenujących obszary o odmiennym zagospodarowaniu zlewni. Za tło hydrochemiczne posłużyły wyniki uzyskane dla seminaturalnej rzeki regionu. W wyniku przeprowadzonych analiz wskazano właściwości fizyczno-chemiczne wody, które szczególnie podlegały przekształceniom antropogenicznym na obszarach rolniczych i miejskich. Uzyskane wyniki wskazały na istotną rolę charakteru zlewni i wielkości odpływu jednostkowego w kształtowaniu ładunków zanieczyszczeń do badanych wód płynących. Stwierdzono, że jakość wody w rzece przepływającej przez tereny wiejskie była zbliżona do jakości wody rzek miejskich, natomiast ładunek jednostkowy składników docierających ze zlewni rolniczej do koryta cieku był znacznie mniejszy niż na obszarze miasta i zbliżony do wartości stwierdzonych w zlewni seminaturalnej (II.D1.8).

Wykorzystując metodę Hydromorfologicznej Oceny Wód Płynących (HOWP) określono stan ekologiczny rzeki Białej przepływającej przez Białystok (II.D1.9). Badania te potwierdziły przydatność metody do oceny aktualnego stanu rzeki. W wyniku przeprowadzonych analiz określono wskaźnik przekształcenia siedliska (HMS), oraz wskaźnik naturalności siedliska (HQA), które wykazały znaczne przekształcenia doliny i koryta rzeki Białej co ma ogromny wpływ na funkcjonowanie tego typowo miejskiego ekosystemu lotycznego. Zgromadzone dane mogą w przyszłości posłużyć jako materiał przygotowawczy do planowanych działań renaturyzacyjnych w dolinie rzeki na terenie miasta (II.D1.9).

W celu przeprowadzenia wieloaspektowej analizy skuteczności działań renaturyzacyjnych przeprowadzono niezależnie badania na dwóch rzekach (Rudnia i Narew) o różnym poziomie przekształcenia antropogenicznego, innym sposobie użytkowania zlewni i o różnych parametrach hydrologicznych. W pierwszej z nich przeprowadzono szereg analiz na podstawie, których porównano odcinki uregulowany i renaturyzowany rzeki pod względem zmienności różnych parametrów fizycznych, chemicznych a także biologicznych (II.D1.10, II.D1.11, II.D2.18). Jednym z badanych aspektów były zmiany jakości rozpuszczonej materii organicznej oraz barwy wody. W wyniku przeprowadzonych badań stwierdzono, że o zakresie zmian i o wielkości obu parametrów decyduje reżim hydrologiczny rzeki. Badania te pokazały, że MO w odcinku uregulowanym cechuje się mniejszym poziomem aromatyczności w stosunku do odcinka renaturyzowanego. Wyniki te wykazały szybsze tempo przepłukiwania zlewni w odcinku uregulowanym, a w związku z tym krótszy czas

przebywania materii organicznej w zlewni. Badania te potwierdziły, że zarówno barwa wody jak i wskaźnik aromatyczności materii organicznej (SUVA) prezentują niezwykłą czułość szczególnie w odcinku renaturyzowanym na podwyższenie stanu wody (II.D2.18). Innym problemem badawczym podjętym w badaniach skuteczności renaturyzacji rzeki Rudni była analiza różnych form żelaza w wodzie tj. żelaza ogólnego (TFe), żelaza rozpuszczonego (DFe), żelaza reaktywnego (DRFe) oraz żelaza cząsteczkowego (PFe) (II.D1.10). Bez względu na miejsce poboru próbek wody rzeka charakteryzowała się podwyższonymi stężeniami żelaza całkowitego (TFe) w porównaniu do innych rzek regionu. Ponadto niezależnie od sezonu wyższe stężenia wszystkich analizowanych form żelaza były notowane w uregulowanej niż w renaturyzowanej części rzeki. Stężenia TFe wykazywały wyraźną zmienność sezonową z maksimum przypadającym na jesień i zimę w odcinku uregulowanym. Niezależnie od sezonu PFe na odcinku uregulowanym stanowiło większy udział w TFe niż na odcinku renaturyzowanym. Stwierdzono istniejące statystycznie zależności pomiędzy DRFe, a stężeniem reaktywnego manganu na obu odcinkach, TFe i TP na obu odcinkach przy czym współczynnik korelacji był prawie dwukrotnie wyższy w części renaturyzowanej, oraz pomiędzy DFe i RWO, ale jedynie na odcinku renaturyzowanym (II.D1.10). Na tej samej rzece przeanalizowano także wpływ zjawiska dryfu na homogenizację siedlisk wrotków nurtowych i osiadłych (zasiedlających makrofity), uzyskane wyniki porównano z innymi rzekami regionu północno-wschodniej Polski (II.D1.11). Stwierdzono niewielkie podobieństwo (ok. 20%) w składzie gatunkowym Rotifera z nurtu i ze stanowisk makrofitowych. Stwierdzono także, że renaturyzacja rzeki wpłynęła na wzrost tego wskaźnika (II.D1.11).

Dużą renaturyzowaną ale fragmentarycznie rzeką Podlasia jest Narew. Prowadzone zabiegi wykonywane były w różnym czasie i wiele z nich miało charakter lokalny. Obszar, na którym przeprowadzono badania, znajduje się w otulinie Narwiańskiego Parku Narodowego, a transekty analiz hydromorfologicznych rozmieszczono na pięciu korytach anastomozującego systemu Narwi, w rejonie grobli Rzędziany-Pańki (II.D1.12). Zastosowanie hydromorfologicznej metody oceny wód płynących (HMOWP) umożliwiło ilościowe wyrażenie różnych cech morfologicznych oraz ich statystyczną ocenę (II.D2.24). Użycie indeksów liczbowych odniesionych do warunków referencyjnych pozwoliło na ocenę stanu jakości hydromorfologicznej rzeki zgodnie z wymogami Ramowej Dyrektywy Wodnej. Wskaźnik przekształcenia siedliska (HMS) jedynie w przypadku obecnie głównego koryta Narwi przyjął wartość 41 plasując ten fragment Narwi w czwartej klasie cieków. Wskazuje to

na znaczne antropogeniczne przekształcenia zarówno w obrębie cieku, jak też otaczającej go doliny pomimo realizowanych działań renaturyzacyjnych. Wyniki te znacząco odzwierciedlają pochodzenie tego fragmentu doliny Narwi, który został sztucznie uformowany w wyniku przeprowadzonych w latach osiemdziesiątych XX wieku prac melioracyjnych. Wartości sumaryczne wskaźnika naturalności siedliska (HQA) wskazały na występowanie wielu elementów cennych przyrodniczo w poszczególnych korytach anastomozującego systemu Narwi. Uzyskane wyniki potwierdziły dużą przydatność HMOWP w ocenie skuteczności renaturyzacji (II.D1.12).

Część badań hydrochemicznych wykonywano cyklicznie bezpośrednio na terenie miasta Białegostoku. W związku z dużą różnorodnością wód powierzchniowych miasta przeprowadzono kompleksowe badania zarówno hydrologiczne jak i hydrochemiczne źródeł i rzeki zlewni Jaroszkówki (II.D2.17). Dokonano porównań uzyskanych wyników z danymi dostępnymi dla pozostałych rzek Białegostoku. Pomimo niewielkich odległości i tej samej budowy geologicznej podłoża zaobserwowano istotnie statystycznie różnice pomiędzy różnymi zlewniami Białegostoku. Najlepszą jakością charakteryzowała się rzeka Jaroszkówka, a źródła jej zlewni pomimo wyraźnych symptomów antropopresji zachowały stan dobry (II.D2.17). Badania wykazały dużą plamistość hydrochemiczną środowisk miejskich (II.D2.17).

Ad. 4. Stan i zagrożenia funkcjonowania ekosystemów wodnych na obszarach chronionych.

Białystok otoczony jest czterema parkami narodowymi oraz trzema parkami krajobrazowymi, co stwarza dogodne warunki do badań nad funkcjonowaniem ekosystemów wodnych w warunkach stałej ochrony. Taki stan sprzyja analizom procesów biogeochemicznych w ekosystemach o cechach referencyjnych.

Park Krajobrazowy Puszczy Knyszyńskiej (PKPK) to rozległy obszar leśny o dosyć rozbudowanej sieci hydrograficznej. W 2003 roku przeprowadzono badania hydrologiczno-hydrochemiczne obejmujące zlewnię Krzemianki w obrębie PKPK (II.D2.5). W wyniku tych badań stwierdzono, że przekształcenia jakości wody wzdłuż biegu rzeki Krzemianki i jej dopływów są niewielkie. Jednak różne formy niewielkiej antropopresji (osiedla ludzkie, szlaki komunikacyjne) odzwierciedlają lokalne zmiany takich parametrów jak: przewodność właściwa, stężenie NO_3^- , azotu ogólnego, SO_4^{2-} . Kolejnym analizowanym problemem był negatywny wpływ zlokalizowanych na Krzemiance tam bobrowych na jakość wody. W wyniku przeprowadzonych analiz potwierdzono, że objęcie ochroną prawną małych zlewni

nie gwarantuje im najwyższego stanu jakości wody (**II.D2.5**). Zebrane materiały wieloletnich prac obejmujących analizę źródeł oraz rzek PKPK pozwoliły na przygotowanie całościowej charakterystyki stosunków wodnych tego terenu oraz wskazanie istniejących zagrożeń (**II.D2.22**).

Jednym z lepiej zachowanych pod względem hydrograficznym obszarów młodoglacjalnych jest Suwalski Park Krajobrazowy (SPK). Przebadano 12 jezior, w których przeanalizowano liczne parametry jakości wody i opisano je na tle cech hydrologicznych, troficznych i użytkowych. Badania potwierdziły możliwość utrzymania dobrego stanu ekologicznego jezior pod warunkiem podjęcia odpowiednich działań z zakresu zarządzania środowiskiem. Stwierdzono, że głównym czynnikiem decydującym o poziomie trofii jezior SPK jest zawartość fosforu (**II.D2.19**). Pomimo znacznego wylesienia zlewni i rozwoju turystyki na terenie SPK, nie zaobserwowano gwałtownego wzrostu żyzności w porównaniu ze stanem sprzed 20 lat. W części jezior SPK odnotowano okresową argillotrofię (**II.D2.19**). Przeanalizowano także zmiany letniego bakterioplanktonu jezior SPK. W badaniach tych stwierdzono podwyższoną w stosunku do innych wód o podobnej trofii liczebność bakterii co świadczy o dużym potencjale eutrofizacyjnym. Każda dostawa łatwo dostępnej materii organicznej ze zlewni może zmienić warunki troficzne jezior (**II.A.9**). W kolejnych badaniach przeanalizowano szereg wskaźników trofii m.in. jakość wody, bakterioplankton, fitoplankton, zooplankton. Badania wykazały konieczność stosowania jednocześnie kilku wskaźników dla właściwego określenia stanu troficznego jezior SPK (**II.A.19**).

W związku z niepokojącymi sygnałami dotyczącymi stanu zachowania ekosystemu jeziora Gorbacz objętego ochroną rezerwatową i położonego w Niece Gródecko-Michałowskiej, od 1999 roku objęto go monitoringiem by zidentyfikować kierunki zmian i wskazać podstawowe zagrożenia. Efektem pierwszego etapu prac były analizy stanu troficznego wód jeziora uwzględniające ponad 20 parametrów jakości wody (**II.D2.6**). W wyniku tych badań wskazano na główne przyczyny obserwowanych zmian, a także zaproponowano podjęcie działań naprawczych (**II.D2.20**).

Innym obszarem intensywnych badań limnologicznych był Wigierski Park Narodowy (WPN) gdzie centralne miejsce zajmuje jezioro Wigry o złożonej budowie misy jeziornej, specyficznej hydrologii, dużych różnicach głębokości poszczególnych plos, które jest otoczone mozaiką różnych siedlisk. Biorąc pod uwagę specyfikę tego mezotroficznego ekosystemu jeziornego przeprowadzono szczegółowe analizy przestrzennych zmian

hydrochemicznych wody, zasobności RWO oraz liczebności i biomasy bakterioplanktonu (II.D2.9, II.D2.10). Odmienny pod względem morfologicznym i zagospodarowania zlewni bezpośredniej charakter północnej i południowo-zachodniej części Wigier znalazł odzwierciedlenie zarówno w jakości wody jak różnym w zagęszczeniu bakterioplanktonu (II.D2.9, II.D2.10). W badaniach stwierdzono istotnie większy udział bakterioplanktonu w tworzeniu cząsteczkowego węgla organicznego (CWO) świadczący o sprzyjających warunkach do rozwoju bakterii w wodach Płosa Środkowego i Zachodniego. Wśród czynników hydrochemicznych wpływających na rozwój bakterioplanktonu stwierdzono dodatnie zależności w warstwie epilimnionu ze stężeniem NO_3^- i TP. Badania dowiodły też, że charakter i budowa materii organicznej, a nie jej ilość jest czynnikiem wpływającym na zagęszczenie bakterioplanktonu (II.D2.9). Przestrzenne zróżnicowanie ogólnej liczebności bakterioplanktonu w jeziorze Wigry w większym stopniu nawiązuje do morfologii i hydrologii płos niż do statusu troficznego wód (II.D2.9). Podobne zróżnicowanie przestrzenne odnotowano dla większości analizowanych parametrów jakości wody – głównie dotyczyło to przewodności właściwej, odczynu, stężeń PO_4^{3-} , TP, chlorofilu *a* i RWO. Północna część jeziora wraz z Zatoką Hańczańską charakteryzowała się układem tlenowym typowym dla klinogrody zaś południowe płosa posiadały heterogrodę ujemną co potwierdziło natlenienie warstw przydennych tej części Wigier (II.D2.10). W innych badaniach przeanalizowano zmiany sukcesyjne zespołów makrofitów jezior WPN w gradiencie troficznym oraz określono stan ekologiczny oraz kierunki spodziewanych zmian (II.D2.25). Badania mogą być pomocne przy podejmowaniu różnych działań o charakterze ochroniarskim.

Ad. 5. Analiza przeszłości jezior dystroficznych w oparciu o analizy paleolimnologiczne.

Stan troficzny jezior harmonicznym (oligo-, mezo- i eutrofia) w sposób naturalny przechodzi z jednego w drugi. Część jezior, o brunatnej barwie wody, wynikającej z dużej zawartości substancji humusowych (HS) nie mieści się w tej klasyfikacji i jest określana mianem jezior dystroficznych (humusowych). Dotychczasowa dyskusja nad dystrofią jezior nie w pełni uwzględnia ich przeszłość. W przeprowadzonych badaniach wybranych jezior humusowych WPN tzw. „Sucharów” połączono zagadnienia paleolimnologiczne oraz dane geochemiczne dotyczące osadów dennych jezior humusowych. Na podstawie tych analiz wykazano istotne różnice pomiędzy stanem aktualnym i stanami minionymi, wskazano tendencje rozwojowe, jakim podlegały zbiorniki humusowe. Badania wykazały istotne oznaki

nietypowości wielu jezior humusowych. W związku z tym zasugerowano klasyfikowanie niektórych jezior humusowych jako miksotroficzne lub humoeutroficzne. Nietypowość niektórych Sucharów wigierskich jest zgodna z przewidywaniami odnośnie kierunków zmian jakim mogą podlegać te zbiorniki. Zmiany klimatu obserwowane w końcu XX wieku w Polsce północno-wschodniej, tzn. ocieplanie zim i przewaga suchych okresów wiosennych mogą wpływać na zmianę warunków siedliskowych i przesuwac się w kierunku mniej sprzyjających dystrofii. Przeprowadzone badania wykazały, że jeziora humusowe to układy bardzo wrażliwe na wszelkie zmiany środowiska (II.A.14, II.A.17, II.A.21, II.D1.13).

Ad. 6. Analiza wpływu globalnych zmian środowiska na biogeochemiczne procesy zachodzące w siedliskach podmokłych.

Obserwowane zmiany klimatyczne spowodowały koncentrację zainteresowań biogeochemicznymi procesami zachodzącymi na obszarach o dużej zawartości węgla tj. obszarach podmokłych. Część ze zmagazynowanych zasobów węgla organicznego ulega degradacji i powoduje wzmożoną emisję CO₂, a część w wyniku działalności mikroorganizmów metanogennych trafia w formie metanu (CH₄) do atmosfery. Metan jest drugim po dwutlenku węgla gazem z szeregu gazów cieplarnianych. Globalna sekwestracja CH₄ glebowego zależy m.in. od produkcji metanu przez anaerobowe mikroorganizmy, a z drugiej strony od utleniania CH₄ przez metanotroficzne bakterie. W ostatnich latach notowany jest stopniowy wzrost emisji metanu w odpowiedzi na obserwowane zmiany klimatyczne. Uczestnictwo w zespole badawczym naukowców z wielu ośrodków głównie z Wielkiej Brytanii (WB) pozwoliło na przygotowanie syntetycznego opracowania nt. mierzonej metodą kopułową (*in situ*) emisji metanu w WB. Na podstawie zebranego szeregu danych wyznaczono miejsca o mniejszej i większej emisji CH₄. Opracowany model wyjaśnia aż 75% zmienności emisji metanu w WB. Do czynników najbardziej wpływających na poziom emisji metanu zaliczono: zawartość węgla organicznego w glebie, miąższość torfu, wilgotność gleby oraz jej odczyn. Dostępne dane dotyczące rodzaju wegetacji bardzo mocno wzmocniły otrzymany model matematyczny i uzyskiwane na jego podstawie wyniki. W celu określenia wpływu zmian położenia zwierciadła wody w torfowiskach uzyskano współczynnik wynoszący +0,4 g CH₄ m⁻² rok⁻¹ na 1 cm wzrostu poziomu zwierciadła wody w glebach organicznych (II.A.12).

Obecnie prowadzone na świecie badania emisji CH₄ obejmują nie tylko pomiary ilościowe, ale też uwzględniają różne aspekty ekologiczne. Jednym z nich była próba powiązania intensywności emisji CH₄ i poszczególnych gatunków roślin zasiedlających torfowiska wysokie (II.A.16). W badaniach prowadzonych w WB gatunki torfotwórczej roślinności zostały pogrupowane w tzw. grupy funkcyjne. Sklasyfikowano typy wegetacji wg znaczenia i oczekiwanych cech co do produkcji i emisji metanu. Wyniki badań zostały porównane z czysto taksonomicznymi klasyfikacjami na poziomie gatunku (II.A.10). Zastosowano średnią ważoną oraz bezpośrednio i niebezpośrednio szeregowanie w efekcie czego zaobserwowano wyraźną zależność pomiędzy emisją metanu i rodzajem wegetacji (zarówno na poziomie gatunkowym jak i funkcjonalnym). Uzyskano dużą uniwersalność otrzymanych zależności z możliwością ich zastosowania zarówno w skali regionalnej jak i globalnej. Otrzymane wyniki dają podstawę do przyszłego modelowania oraz wyznaczania potencjalnych miejsc emisji metanu na podstawie rodzaju wegetacji (II.A.16).

Kolejnym zagadnieniem badawczym związanym z emisją gazów cieplarnianych była analiza emisji CH₄ w warunkach zdrenowanego i renaturyzowanego torfowiska wysokiego w Walii Północnej (II.A.20). Przeprowadzono eksperyment terenowy, gdzie przy pomocy stacjonarnych kopuł (*in situ*), analizowano jego emisję na dwóch rodzajach stanowisk. Wypełnienie rowów melioracyjnych spowodowało podniesienie się lustra wody oraz wzrost emisji CH₄ już dwa lata po zabiegach rekultywacyjnych. W miejscach zasiedlonych przez *Eriophorum vaginatum* L. pojawiły się tzw. *hot-spots* emisji CH₄. Stwierdzono istotną statystycznie zależność pomiędzy składem gatunkowym roślin, a poziomem emisji CH₄. Wykazano także, że odpowiednia gospodarka roślinnością na renaturyzowanych torfowiskach może wpływać na emisję gazów cieplarnianych (II.A.20).

W celu rozpoznania zachodzących w aktywnej warstwie torfu przemian węgla organicznego przeprowadzono eksperyment laboratoryjny, do którego wybrano cztery gatunki roślin: *Sphagnum* spp., *Calluna vulgaris* (L.) Hull, *Eriophorum vaginatum* L., *Juncus effusus* L. typowych dla torfowisk wysokich (II.A.22). Poddano je zmiennym warunkom naświetlania w zakresie typowym dla nasłonecznienia Walii Północnej. Badano wpływ aktywności fotosyntetycznej na aktywność oksydazy fenolowej w ryzosferze roślin tofowiskowych. W wyniku przeprowadzonych analiz stwierdzono, że natężenie światła nie wpływa na aktywność oksydazy fenolowej w ryzosferze. Nie stwierdzono także istotnych

statystycznie różnic aktywności oksydazy fenolowej pomiędzy poszczególnymi gatunkami roślin (II.A.22).

Podsumowanie osiągnięć w pracy naukowej po uzyskaniu stopnia doktora

Po uzyskaniu stopnia doktora w głównym nurcie moich zainteresowań pozostały badania hydrochemiczne wód ze szczególnym uwzględnieniem rozpuszczonego węgla organicznego. Jednocześnie znacznie rozszerzył się zakres prowadzonych badań oraz typów ekosystemów wodnych. Większą uwagę poświęciłem czynnikom hydrometeorologicznym i ich wpływowi na procesy kształtujące stan troficzny i stabilność hydrochemiczną wód. Obok regularnie prowadzonych analiz na zbiorniku zaporowym Siemianówka badaniami objąłem rzeki, jeziora, źródła i wody podziemne o różnym stopniu antropopresji z terenu północno-wschodniej Polski. Były to ekosystemy z obszarów zarówno objętych ochroną prawną (rezerваты, parki krajobrazowe i narodowe, obszary Natura 2000) jak i nie objęte ochroną. W centrum moich zainteresowań obok RWO pojawiły procesy biogeochemiczne wpływające na sekwestrację węgla na terenach podmokłych, a także zagadnienia z najbardziej aktualnego nurtu wpływu globalnych zmian środowiskowych na funkcjonowanie torfowisk i ekosystemów wodnych. W związku z dużą użytecznością tego rodzaju badań planuję ich kontynuację w przyszłości. Badałem także rozwój jezior humusowych odtwarzając sekwencję zmian cech chemicznych osadów dennych na tle badań paleolimnologicznych. Hydrochemiczne badania jakościowe zostały poszerzone o zagadnienia dotyczące bakterioplanktonu, makrofitów a także hydromorfologii wybranych środowisk wodnych regionu. Zebrane wyniki w wielu przypadkach przyczyniły się do poprawy sposobu gospodarowania poszczególnymi typami wód. Jako ekspert prowadziłem monitoring różnych ekosystemów wodnych zarówno na potrzeby drobnych przedsięwzięć samorządowych jak i szerszych opracowań tj. planów ochrony: Biebrzańskiego, Wigierskiego czy Narwiańskiego Parku Narodowego. Po uzyskaniu stopnia doktora do chwili obecnej opublikowałem 53 prace, w tym 21 artykułów z listy filadelfijskiej (tab. 1). Na mój dorobek po doktoracie składa się również 35 komunikatów konferencyjnych, w tym 13 prezentowanych na konferencjach międzynarodowych. Po uzyskaniu stopnia doktora otrzymałem Nagrody Rektora Uniwersytetu w Białymstoku za działalność naukową w latach: 2003, 2013 oraz organizacyjną w latach: 2007, 2008, 2009. Jestem trzykrotnym laureatem nagrody „Żak” przyznawanej przez studentów Wydziału Biologiczno-Chemicznego dla

najlepszego prowadzącego zajęcia. Byłem też laureatem stypendium krajowego dla młodych naukowców Fundacji na Rzecz Nauki Polskiej (2003). Badania naukowe prowadzę we współpracy z wieloma jednostkami naukowymi z kraju i z zagranicy głównie z Wielkiej Brytanii w ramach realizowanych licznych projektów, a także badań statutowych. Odbyłem dwuletni staż zagraniczny (Wielka Brytania), który zaowocował licznymi publikacjami w czasopiśmie o wysokim wskaźniku IF. Byłem recenzentem w 8 czasopiśmie naukowych. Aktywnie uczestniczę w licznych warsztatach i szkoleniach dotyczących głównie ekologii wód. Pracowałem w komitetach organizacyjnych wielu konferencji naukowych. Należę do Polskiego Towarzystwa Hydrobiologicznego, w którym pełnię odpowiedzialne funkcje w tym w latach 2009-2012 byłem przewodniczącym Oddziału w Białymstoku. Sprawowałem opiekę nad liczną grupą licencjuszy (16), magistrantów (22). Aktywnie włączam się w działalność organizacyjną Wydziału Biologiczno-Chemicznego UwB pełniąc m.in. odpowiedzialne funkcje: Pełnomocnika dziekana ds. studiów z ochrony środowiska (2008-2009) czy zastępcy dyrektora Instytutu Biologii ds. dydaktycznych. Biorę udział w opracowywaniu nowych programów nauczania i popularyzowaniu wiedzy ekologicznej i biologicznej.

Tabela 1. Bibliometryczna charakterystyka dorobku naukowego (ocena punktowa publikacji wg komunikatu MNiSW z dnia 31 grudnia 2014 r. oraz impact factor (IF) za rok publikacji).

TYP PUBLIKACJI	PRZED DOKTORATEM			PO DOKTORACIE			RAZEM		
	Liczba	IF	Punkty MNiSW	Liczba	IF	Punkty MNiSW	Liczba	IF	Punkty MNiSW
Publikacje w czasopiśmie z bazy JCR	5	3,069	130	21	46,256	590	26	49,325	720
Publikacje w czasopiśmie spoza bazy JCR	5	-	35	11	-	64	16	-	99
Rozdziały w monografiach	4	-	16	21	-	90	25	-	106
RAZEM	14	3,069	181	53	46,256	744	67	49,325	925
Doniesienia konferencyjne	17	-	-	35	-	-	52	-	-
RAZEM	31	3,069	181	88	46,256	744	119	49,325	925

Zestawienie całego dorobku naukowo-badawczego

Mój całkowity dotychczasowy dorobek naukowy obejmuje łącznie **119** pozycji, w tym **67** oryginalnych prac opublikowanych w recenzowanych czasopismach naukowych i monografiach, z czego **14** prac opublikowałem przed, a **53** po uzyskaniu stopnia doktora (tab. 1). Spośród wszystkich prac **26** zostało opublikowanych w czasopismach naukowych znajdujących się na liście *Journal Citation Reports*, posiadających *Impact Factor* (IF). Sumaryczny, zgodny z rokiem wydania publikacji **IF = 49,325**. Łączna liczba punktów MNiSW (zgodnie z komunikatem z dnia 31 grudnia 2014 r.) dla wszystkich opublikowanych prac wynosi **925 pkt.**, w tym **744 pkt.** po doktoracie. Liczba cytowań i indeks Hirscha wg poszczególnych baz na dzień 9 grudnia 2015 r.: *Web of Science* liczba cytowań łącznie: **195**, bez autocytowań: **181**; indeks Hirscha **h=8**; Scopus liczba cytowań łącznie: **215**; indeks Hirscha **h=9**.

