

Załącznik 3

AUTOREFERAT

dr inż. Anna Jarosiewicz

Akademia Pomorska w Słupsku
Wydział Matematyczno-Przyrodniczy
Instytut Biologii i Ochrony Środowiska
Ul. Arciszewskiego 22b
76-200 Słupsk

Słupsk 2015

1. Imię i nazwisko: ANNA JAROSIEWICZ

2. POSIADANE DYPLOMY, STOPNIE NAUKOWE ORAZ PRZEBIEG PRACY ZAWODOWEJ

01.10.1993 – 08.07.1998 Studia wyższe magisterskie dzienne, kierunek Ochrona Środowiska, Wydział Technologii i Inżynierii Chemicznej, Politechnika Szczecińska¹.

08.07.1998 Magister inżynier ochrony środowiska, w zakresie technologii ochrony środowiska i materiałów ekologicznych; Wydział Technologii i Inżynierii Chemicznej, Politechnika Szczecińska.

Tytuł pracy magisterskiej: *Wytwarzanie wieloskładnikowych nawozów płynnych*, praca napisana pod kierunkiem prof. dr hab. inż. Barbary Grzmil.

01.10.1998 – 30.09.2002 Dienne Studium Doktoranckie, Wydział Technologii i Inżynierii Chemicznej, Politechnika Szczecińska.

03.03.2003 Doktor nauk technicznych w dyscyplinie technologia chemiczna o specjalności technologia nieorganiczna; Wydział Technologii i Inżynierii Chemicznej, Politechnika Szczecińska.

Tytuł rozprawy doktorskiej: *Badania otoczkowania nawozów mineralnych powłoką polimerową*. Promotor: prof. dr hab. inż. Maria Tomaszewska. Recenzenci: prof. dr hab. inż. Jolanta Bohdziewicz (Politechnika Śląska); prof. dr hab. inż. Barbara Grzmil.

od 01.10.2003 Adiunkt w Instytucie Biologii i Ochrony Środowiska, Akademia Pomorska w Słupsku².

¹ Obecnie Zachodniopomorski Uniwersytet Technologiczny

² Do roku 2006 Pomorska Akademia Pedagogiczna

- 01.10.2012 – 13.07.2013** 2-semestralne studia podyplomowe w zakresie zarządzania projektem badawczym, realizowane w ramach projektu „Ster dla B+R”, w ramach Europejskiego Funduszu Społecznego, Akademia Morska w Gdyni.
- 13.07.2013** Dyplom ukończenia studiów podyplomowych: Zarządzanie projektem badawczym, Wydział Przedsiębiorczości i Towaroznawstwa, Akademia Morska w Gdyni.

3. DZIAŁALNOŚĆ NAUKOWO-BADAWCZA

3.1. Omówienie cyklu publikacji powiązanych tematycznie, będący podstawą do ubiegania się o stopień naukowy doktora habilitowanego

Tytuł osiągnięcia naukowego:

Wpływ zewnętrznych czynników naturalnych i antropogenicznych na obieg substancji biogenicznych w ekosystemach wodnych

Analiza czynników naturalnych i antropogenicznych, wpływających na obieg substancji biogenicznych w ekosystemach wodnych, a tym samym na jakość i stan ekologiczny ekosystemów wodnych, jest jednym z głównych nurtów prowadzonych przeze mnie badań po uzyskaniu stopnia doktora. Przeprowadzone szczegółowe badania terenowe i laboratoryjne, analiza baz danych monitoringowych i danych statystycznych były podstawą do opublikowania w latach 2006-2015 szeregu prac naukowych poświęconych tej tematyce. Jako **osiągnięcie naukowe**, które 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 z późn. zm) stanowi podstawę do ubiegania się o stopień doktora habilitowanego, wybrano spośród nich **cykl powiązanych tematycznie czterech oryginalnych publikacji naukowych (ON.1. - ON.4.)**. Przedstawiono w nich wieloaspektowe ujęcie analizowanego problemu badawczego.

Publikacje stanowiące osiągnięcie naukowe, o którym mowa w art. 16 ust. 2 ustawy (Dz. U. nr 65, poz.595 ze zm.)^{3,4,5,6}:

ON.1.	Jarosiewicz A., Witek Z., 2009. Seasonal translocations of nitrogen and phosphorus in two lobelian lakes in the vicinity of Bytów (West Pomeranian Lake District), <i>Polish Journal of Environmental Studies</i> , 18, (5), 827-836, (IF ₂₀₀₉ 0,947; 15 pkt).
ON.2.	Witek Z., Jarosiewicz A., 2009. Long-term changes in nutrient status of river water, <i>Polish Journal of Environmental Studies</i> , 18, (6), 1177-1184, (IF ₂₀₀₉ 0,947; 15 pkt).
ON.3.	Jarosiewicz A., Witek Z., 2014. Where do nutrients in an inlet-less lake come from? The water and nutrient balance of a small mesotrophic lake, <i>Hydrobiologia</i> , 724, 157-173, (IF ₂₀₁₄ 2,275; 30 pkt).
ON.4.	Jarosiewicz A., Obolewski K., Ożgo M., 2015. Long-term trends in nutrient concentrations in Polish coastal rivers, <i>Ocean & Coastal Management</i> , DOI 10.1016/j.ocecoaman.2015.04.0007, (IF ₂₀₁₄ 1,748; 30 pkt).

3.1.1. Wprowadzenie do zagadnień i cel naukowy

Pomimo że problem eutrofizacji jako zjawiska negatywnego dla funkcjonowania ekosystemów wodnych poruszany był już w pierwszej połowie XX wieku (Moss i in., 2013), to złożoność procesów i przemian materii oraz energii w nich zachodzących ciągle wymaga dokładnej ich analizy w czasie i przestrzeni. O stopniu i intensywności przemian zachodzących w poszczególnych ekosystemach wodnych decyduje głównie zawartość substancji biogenicznych (Schindler, 1978; Vollenweider & Kerekes, 1982; Wetzel, 2001). Zarówno azot jak i fosfor są składnikami bardzo aktywnymi pod względem biologicznym jak i chemicznym, a droga ich przemian obejmuje

³ opis indywidualnego wkładu habilitantki w powstanie każdej z wieloautorskich publikacji znajduje się w Załączniku 5 (Wykaz osiągnięć w pracy naukowo-badawczej);

⁴ oświadczenia wszystkich współautorów opisujące indywidualny wkład każdego z nich w powstanie poszczególnych prac wchodzących w skład osiągnięcia naukowego znajdują się w załączniku 8 (Oświadczenia współautorów);

⁵ Wartość IF wg JCR dla publikacji podano zgodnie z rokiem opublikowania;

⁶ Punktację MNiSW dla poszczególnych publikacji podano zgodnie z wykazem z 2014 r.

powierzchniową i podziemną dostawę ze zlewni, odpływ, depozycję atmosferyczną, szereg przemian biologicznych, sedymentację, mineralizację, wymianę woda-atmosfera (N_2) oraz interakcje pomiędzy osadami dennymi a wodą.

Badania ostatnich dekad wykazały, że obieg substancji biogenicznych, kształtujący jakość wód i ich stan ekologiczny, w znacznym stopniu zależy od kondycji zlewni i procesów zachodzących w bezpośrednim otoczeniu ekosystemów wodnych (Werner & Wodsak, 1995; Behrendt, 1996; Johnes, 1996; Wetzel 2001; Kronvang i in., 2009; Nöges i in., 2011). Szczególną uwagę zwraca się na wpływ czynników takich jak rozwój produkcji rolnej, urbanizacja, presja rekreacyjna czy depozycja atmosferyczna na wzrost ładunku azotu i fosforu docierającego do wód (np. Carpenter i in., 1998; Neal & Heathwaite, 2005; Ott i in., 2005; Machowski i in., 2006; Eriksson i in., 2007). Na niekorzystne konsekwencje nadmiernej presji zewnętrznej najbardziej narażone są jeziora, ale w ostatnich dziesięcioleciach na skutek intensywnej działalności gospodarczej, coraz częściej mówi się o negatywnych skutkach eutrofizacji rzek czy wód morskich. Tym samym, w świetle realizowanej polityki zrównoważonego rozwoju i obowiązujących dyrektyw Komisji Europejskiej (m.in. Dyrektywa 91/271/EWG, 1991; Dyrektywa 91/676/EWG, 1991; Dyrektywa 2000/60/WE, 2000), efektywne zarządzanie ekosystemami wodnymi, w tym ich ochrona i zabiegi mające na celu poprawę stanu ekologicznego przy równoczesnym zachowaniu funkcji użytkowej dla społeczeństwa, powinno w szczególnym stopniu uwzględniać oddziaływania między zlewnią, podłożem geologicznym i atmosferą a samym ekosystemem (Vollenweider & Kerekes, 1982; Jørgensen & Vollenweider, 1989; Bajkiewicz-Grabowska, 2002; Moss, 2004; Moss i in., 2013). Wiedza na temat tych zależności stale się pogłębia, ale do stworzenia sprawnych narzędzi, wspomagających racjonalne i zrównoważone zarządzanie ekosystemami wodnymi ciągle jeszcze brakuje danych o charakterze kompleksowym.

Szereg przemian ustrojowych, gospodarczych i społecznych, które nastąpiły z końcem lat 80-tych XX wieku w Polsce oraz innych państwach Europy Środkowej i Wschodniej, miało istotny wpływ na sposób i intensywność korzystania z zasobów środowiska, w tym zasobów wodnych (Löfgren i in., 1999; Nausch i in., 1999; Grimvall i in., 2000; Judová & Janský, 2005). Przykładowo, w Polsce do połowy lat 90-tych ubiegłego wieku odnotowano 2-krotny spadek zużycia nawozów NPK w stosunku do końca lat 80-tych. W latach 1988–2008 o około 20% spadło pogłowie zwierząt

gospodarskich, co w konsekwencji spowodowało spadek zużycia nawozów organicznych w produkcji rolnej. Większa integracja działań pro-środowiskowych z działaniami gospodarczymi, nowe uregulowania prawne oraz znaczący wzrost środków finansowych przeznaczanych na inwestycje przyjazne środowisku (z około 150 mln euro w 1992 do około 870 mln euro w 2000 roku) przyczyniły się do istotnych zmian w gospodarce wodno-ściekowej. Nastąpił spadek poboru wody na cele gospodarcze i komunalne, czego wymiernym efektem był 2-krotny spadek objętości produkowanych ścieków. Dzięki modernizacji przestarzałych technologicznie i budowie nowych oczyszczalni ścieków ilość nieoczyszczanych ścieków odprowadzanych do wód i ziemi spadła z około 42% w latach 80-tych do 14% w roku 2000 (Pastuszak i in., 2012; **ON.2.**; **ON.4.**). Zmiany, które zaszły w polskiej gospodarce i sektorze komunalnym, niewątpliwie wywarły istotny wpływ na obieg substancji biogenicznych w środowisku wodnym (Cydzik & Soszka, 2003; Eriksson i in., 2007; Zdanowski i in., 2009; Pastuszak i in., 2012). Jednakże zróżnicowana przestrzennie dynamika tych transformacji, wynikająca głównie ze: (i) zróżnicowanej regionalnie intensywności i rodzaju presji środowiskowej, (ii) różnic kulturowych oraz (iii) aktywności i skuteczności lokalnych władz, przy (iv) równoczesnym przestrzennym zróżnicowaniu czynników naturalnych wpływających na kierunek i szybkość przemieszczania się związków azotu i fosforu w środowisku, w istotny sposób wpływać może na zakres i kierunek przemian obserwowanych w ekosystemach wodnych.

W świetle powyższej problematyki, **celem moich badań było poznanie zewnętrznych czynników sterujących zmianami zawartości oraz transformacją form występowania najważniejszych pierwiastków biogenicznych w wybranych ekosystemach wodnych zlokalizowanych w Polsce północnej w granicach Pobrzeży Południowobałtyckich i Pojezierza Pomorskiego, w tym:**

1. Określenie sezonowej i przestrzennej zmienności koncentracji i rozmieszczenia zasobów poszczególnych form azotu i fosforu w wybranych zbiornikach wodnych jako efektu oddziaływania czynników wewnętrznych i zewnętrznych, warunkujących funkcjonowanie ekosystemu.
2. Obliczenie bilansu biogenów poprzez wyznaczenie ładunków azotu i fosforu docierających i opuszczających zbiornik wodny oraz określenie, który z elementów bilansu będących składową zasilania zewnętrznego, wywierać może największy wpływ na funkcjonowanie zbiornika wodnego.

3. Określenie, czy i w jakim stopniu długookresowe zmiany w rodzaju i intensywności antropopresji wpłynęły na funkcjonowanie ekosystemów wodnych.

Dla realizacji powyższych celów jako obiekty badań wybrano, zlokalizowane w środkowej części Pojezierza Pomorskiego niewielkie zbiorniki wodne (**ON.1.; ON.3.**), oraz zaliczane do małych cieków wodnych (ze względu na długość i powierzchnię zlewni) rzeki Przymorza (**ON.2.; ON.4.**). Obszar badań należy do najbogatszych w Polsce w zasoby wód płynących i o dużym nagromadzeniu jezior. Charakteryzuje się niskim stopniem uprzemysłowienia, a główne źródła zanieczyszczeń wód związane są z produkcją rolną i sektorem komunalnym. Grunty rolne stanowią około 60% powierzchni, przy znacznej dominacji gruntów ornych (około 70% gruntów rolnych). Obszar charakteryzuje się znaczną lesistością, wynoszącą średnio 35%.

Wybór obiektów badań podyktowany był przede wszystkim tym, że efekty oddziaływań między otoczeniem a ekosystemem w przypadku małych zbiorników wodnych czy cieków zachodzą w krótszej skali czasowej niż dzieje się to w przypadku zbiorników większych. Z tego też powodu coraz większą uwagę skupia się na wcześniej niedocenianych i pomijanych małych ekosystemach wodnych zarówno jako indykatorach zmian zachodzących w zlewni bezpośredniej, jak też obiektów wskaźnikowych współczesnych zmian środowiskowych. Ponadto, dla małych zbiorników wodnych łatwiej jest zgromadzić kompleksowe dane, obejmujące różnorodne aspekty oddziaływań między otoczeniem a samym ekosystemem jeziornym.

3.1.2. Najważniejsze wyniki badań

Określenie **sezonowych translokacji w dystrybucji poszczególnych form azotu i fosforu** w ekosystemach jeziornych przedstawione zostało na przykładzie dwóch stratyfikowanych jezior o różnej morfometrii. Dla jezior tych w latach 2005-2006 przeprowadzono szczegółowe, comiesięczne badania zawartości biogenów w toni wodnej (na każdym z jezior 5-7 stanowisk pomiarowych). Jeziora Mały Borek i Jeleń (*rycina.1* odpowiednio nr 31 i 42) są niewielkimi bezdopływowymi (Mały Borek połączony jest często niedrożnym drenem z jeziorem Boruja Duża) miękko wodnymi jeziorami lobeliowymi. Podobnie, jak inne jeziora zaliczane do tej grupy, są one szczególnie wrażliwe na dystrofizację lub eutrofizację antropogeniczną (Kraska i in.,

1994). Dokładny opis obiektów badań jak również zakres, metodyka pomiarów oraz przebieg prac terenowych i laboratoryjnych przedstawione zostały w pracy **ON.1**.

Przeprowadzone badania wykazały, że pomimo tego iż głębsze jeziora Pojezierza Pomorskiego klasyfikowane są jako zbiorniki dimiktyczne, to w przypadku analizowanych zbiorników długotrwałe, pełne wymieszanie wód stwierdzono jedynie jesienią. Wiosną, już kilka dni po zejściu lodu, woda była wyraźnie stratyfikowana termicznie na skutek intensywnego promieniowania słonecznego. Miało to istotny wpływ na warunki tlenowe panujące w zbiornikach (Zał. 5. poz.: 2.1.6.) i obieg materii w toni wodnej jezior.

W przypadku obu jezior największe ilości azotu i fosforu występowały jesienią. Z nastaniem sezonu wegetacyjnego zasoby obecnego w toni wodnej fosforu zaczęły szybko spadać i pod koniec wiosny stanowiły około 50% zasobów jesiennych. Największą redukcję ilości fosforu całkowitego (P_{tot}) odnotowano w epilimnionie jezior. Spadek ten wiązać należy z sedimentacją zawiesziny organicznej i zatrzymywaniem fosforu w osadach dennych. Zapewne w początkowej fazie sezonu wegetacyjnego na znacznej części obszaru jezior powierzchniowe warstwy osadów dennych były dobrze natlenione i powrót do obiegu zmineralizowanych form fosforu uniemożliwiała w tym czasie ich adsorpcja. **Wzrost ilości fosforu w toni wodnej uzależniony był od panujących warunków atmosferycznych.** W 2005 roku nastąpił on dopiero jesienią, natomiast w 2006 roku w Małym Borku już w lipcu. **Wyższa temperatura wód powierzchniowych**, spowodowana bardzo ciepłym latem (rok 2006), **przyczyniła się do nagrzania płytkowodnych osadów dennych.** W tych warunkach **zwiększona intensywność procesów mikrobiologicznego rozkładu materii organicznej mogła doprowadzić do szybszego zużycia tlenu w wodach porowych i przyspieszonej desorpcji fosforu.** W efekcie w ciągu 1-2 miesięcy ilość fosforu w toni wodnej jezior zwiększyła się dwukrotnie. Ważne podkreślenia jest to, że **odnowienie pelagicznych zasobów fosforu w obu jeziorach miało miejsce jeszcze przed jesiennym wymieszaniem wód.** Oznacza to, że **głównym źródłem fosforu są osady denne zlokalizowane w strefie dna aktywnego jezior.**

W obu jeziorach fosfor nieorganiczny (P-PO₄) stanowił bardzo zmienną część fosforu całkowitego, oscylującą w granicach od kilku do ponad 50%. Na skutek szybkiego wbudowywania w biomasę fitoplanktonu ilości P-PO₄ były najniższe w okresie wegetacyjnym, wzrastały natomiast w okresie jesienno-zimowym. W trakcie

stratyfikacji, stężenie P-PO₄ w powierzchniowej warstwie wody było o około 5-8 razy niższe niż w trakcie jesiennej cyrkulacji czy zalegania pokrywy lodowej. W odróżnieniu od warstwy powierzchniowej, w hypolimnionie jezior stężenie P-PO₄ wzrastało w trakcie okresu trwającej stratyfikacji.

Translokacje azotu w okresie wegetacyjnym miały podobny przebieg do translokacji fosforu, jednakże nie były z nimi synchroniczne. W przeciwieństwie do fosforu, którego cykl biogeochemiczny nie zawiera fazy gazowej, w obiegu azotu istotną rolę odgrywa proces wymiany z atmosferą. Do uwalniania N₂ dochodzi w wyniku denitryfikacji, natomiast do wiązania tego pierwiastka dochodzi w wyniku pobierania przez sinice. Oba procesy wymagają stosunkowo wysokich temperatur i najbardziej dynamicznie przebiegają latem (Wetzel, 2001). **W czasie wiosennego spadku ilości fosforu w toni wodnej, ilość azotu całkowitego (N_{tot}) wzrastała lub pozostawała stabilna. Wzrost zasobów N_{tot} wiosną był spowodowany wiązaniem azotu atmosferycznego przez cyjanobakterie nitkowate (m.in. *Anabaena* sp.), które szczególnie w przypadku większego z jezior (jeziro Jeleń) zdominowały skład wiosennego fitoplanktonu. Proces został zahamowany** gdy zasoby fosforu osiągnęły minimalną wartość (przełom maj/czerwiec), **a fosfor stał się czynnikiem ograniczającym dalszy wzrost cyjanobakterii.** Od tego momentu zasoby azotu w jeziorach zaczęły się zmniejszać. Co istotne, w jeziorze Mały Borek w 2006 roku **spadek ilości azotu latem kontynuowany był pomimo równoczesnego wzrostu zawartości fosforu. Świadczy to o tym, że latem straty azotu na skutek denitryfikacji i sedymentacji były większe niż przychód azotu związany z jego wiązaniem z atmosfery i uwalnianiem z osadów dennych.** W drugiej połowie lata sytuacja uległa zmianie i zasoby N_{tot} w toni wodnej jezior zaczęły wzrastać. Duża dostępność fosforu w tym okresie sprzyjała wzrostowi intensywności wiązania azotu (Havens i in., 2003). **Jesienią, wyrównanie temperatury w toni wodnej i mniejszy gradient gęstości ułatwił dyfuzję biogenów z wód porowych do toni wodnej. Dodatkowo, konwekcja spowodowana odwrotnym gradientem temperatury pomiędzy wodą a osadami w okresie szybkiego wychładzania wód mogła przyspieszyć migrację biogenów z osadów dennych do toni wodnej.**

Azot organiczny stanowił dominującą formę azoty całkowitego w obu jeziorach w trakcie całego okresu badań (od 70 do ponad 90%) i był równomiernie rozprowadzony w toni wodnej. Jego zawartość w poszczególnych strefach jezior uzależniona była od

objętości poszczególnych warstw. Zawartość azotu nieorganicznego ($\text{N-NO}_3 + \text{N-NH}_4$) była najmniejsza w trakcie sezonu wegetacyjnego (od kilku do kilkunastu procent), natomiast w okresie zimowym jego udział wzrastał do ponad 20%. Przez większą część roku najważniejszą formą azotu nieorganicznego był azot amonowy (N-NH_4). W sezonie wegetacyjnym, a zwłaszcza pod koniec okresu letniej stratyfikacji, zawartość N-NH_4 w epilimnionie i metalimnionie jezior była niska. Natomiast największe jego ilości w tym okresie występowały w hypolimnionie, gdzie nagromadzał się on, podobnie jak P-PO_4 , w wyniku rozkładu sedymentującej materii organicznej oraz uwalniania z osadów dennych. Z nastaniem cyrkulacji jesiennej N-NH_4 ulegał równomiernemu rozprzestrzenieniu w całej toni jezior, a jego zawartość osiągnęła wartość maksymalną. **W okresie zimowym następował spadek ilości azotu amonowego w jeziorach przy równoczesnym wzroście stężenia N-NO_3 , wskazując na intensywnie zachodzący proces nityfikacji w toni wodnej jezior.** Zjawisko to szczególnie wyraźnie można było zaobserwować w Małym Borku, gdyż w nim wykonano pomiary w środku okresu zimowego, w czasie zalegania pokrywy lodowej na jeziorze. **Słabe warunki świetlne znacznie spowalniały pobór biogenów przez fitoplankton, a wysokie stężenia zarówno N-NH_4 jak i tlenu, stwarzały dogodne warunki dla procesu nityfikacji pomimo niskiej temperatury wody.** Znaczne ilości azotanów utrzymywały się w jeziorach aż do kwietnia (po zejściu lodu N-NO_3 stanowił 70-85% azotu nieorganicznego). W ciągu kilku kolejnych tygodni zgromadzone po zimie zasoby N-NO_3 zostały zużyte w wyniku asymilacji i procesu denityfikacji.

Mimo tego, że przemieszczanie **azotu i fosforu w toni wodnej obu analizowanych jezior miało podobny przebieg, odnotowano pewne różnice, szczególnie w odniesieniu do zmian zawartości nieorganicznych form N i P.** Tempo akumulacji P-PO_4 w hypolimnionie jeziora Jeleń w okresie stratyfikacji letniej było 4-krotnie wyższe niż w przypadku mniejszego z badanych jezior (Mały Borek). Natomiast akumulacja N-NH_4 była około 3,5 razy większa w jeziorze Mały Borek. Stężenie azotu amonowego, zarówno w epilimnionie w trakcie stratyfikacji letniej jak i w całej toni wodnej podczas jesiennego wymieszania wód było ponad 5-krotnie wyższe w jeziorze Mały Borek niż w jeziorze Jeleń. Ponadto, intensywne wiosenne wiązanie azotu miało miejsce jedynie w jeziorze Jeleń, w jeziorze Mały Borek było raczej procesem na małą skalę. Wszystkie te różnice **sugerują silniejszą limitację procesów biologicznych dostępnością azotu w przypadku jeziora Jeleń niż w jeziorze Mały Borek.**

Szczegółowy opis wyników badań przedstawiono w pracy ON.1.

Pomimo tego, że ekosystemy jeziorne posiadają wyraźne granice, określone przez linię brzegową, powierzchnię wody i dno, to nie są one zupełnie odizolowane od otoczenia, a **rola zlewni jako elementu kształtującego kondycję jezior** jest szeroko opisana w publikacjach naukowych (m.in.: Johnes, 1996; Nöges i in., 1998; Wetzel, 2001; Bajkiewicz-Grabowska, 2002; Grochowska & Dunalska, 2005; Ott i in., 2005; Smal i in., 2005). W Polsce, najlepiej pod tym kątem opisane są jeziora przepływowe (Okulaniś, 1982; Hillbricht-Ilkowska & Ławacz, 1983; Bajkiewicz-Grabowska, 2002). Jednakże, **ciągle jeszcze brakuje opracowań, które w sposób kompleksowy poruszają problem bilansu wodnego i zewnętrznej dostawy substancji** wpływających na poziom trofii zbiornika wodnego. **Z uwagi na złożoność problemu jedynie dla około 1% jezior w Polsce obliczone są bilanse wodne** (Choiński, 2007).

Z tego powodu, kolejnym celem badań było **wyznaczenie ładunków azotu i fosforu docierających i opuszczających zbiornik wodny**, bazując na jak największej ilości bezpośrednio zmierzonych składowych bilansu oraz **ustalenie, który z elementów bilansu** będących składową zasilania zewnętrznego, **wywierać może największy wpływ na funkcjonowanie zbiornika wodnego**. Bilans wody i bilans substancji biogenicznych, obejmujący lata 2007-2008, obliczony został dla mniejszego z omawianych wcześniej jezior (jezioro Mały Borek). Wszystkie składowe bilansu, wliczając opad atmosferyczny i przepływ wód gruntowych, mierzone były niezależnie. Szczegółowy zakres prac, metodyka pomiarów, przebieg prac terenowych i laboratoryjnych oraz sposób obliczeń przedstawione zostały w publikacji ON.3.

W przypadku jezior, które nie posiadają dopływów powierzchniowych, to **głównie zlewnia bezpośrednia kształtuje stan ich trofii**. W tego typu jeziorach **szczególnego znaczenia nabiera zasilanie wodami gruntowymi, które obok parowania, jest ciągle najsłabiej zbadanym elementem bilansu jeziornego**. Przedstawicielem tej grupy jezior jest omawiane jezioro Mały Borek. Nie posiada ono dopływu powierzchniowego, ale przeprowadzone badania wykazały, że leżąc w hipsograficznie zróżnicowanym terenie, **nieustannie przemywane jest wodami gruntowymi** (obserwowany jednoczesny dopływ i odpływ wód gruntowych). Obliczony bilans wodny wykazał, że w Małym Borku wody gruntowe stanowiły około 46% całkowitego dopływu, a opad atmosferyczny około 53%. Spływ powierzchniowy

odgrywał niewielką rolę w bilansie wody i stanowił poniżej 0,2% dopływu. Parowanie wynosiło około 33-42% całego odpływu z jeziora a odpływ wód gruntowych 43-55%. Odpływ wód drenem (jezioro połączone jest często niedrożnym drenem z jeziorem Boruja Duża) był bardzo zmienny, w pierwszym roku badań wyniósł około 24% a w kolejnym około 3% odpływu całkowitego.

W przypadku importu fosforu do jeziora, **największą rolę odgrywała dostawa podziemna, która stanowiła ponad 75% całkowitej dostawy P_{tot}**. W przypadku importu azotu, wody gruntowe i opad całkowity wprowadzały mniej więcej równe jego ładunki. Spływ powierzchniowy, pomimo wysokich stężeń substancji biogenicznych, okazał się nieistotnym źródłem azotu i fosforu dla jeziora ze względu na niewielki udział w dopływie wód. Dostawa azotu na skutek jego wiązania z atmosfery nie była bezpośrednio mierzona dla analizowanego jeziora. Jednakże na podstawie danych literaturowych (Howarth i in., 1988) oszacowano, że dla mezotroficznego jeziora Mały Borek wiązanie atmosferycznego azotu stanowić może od 0,5 do 5% całkowitej jego dostawy.

W pierwszym roku badań, za pomocą drenu odprowadzane było około 40% całkowitego odpływu substancji biogenicznych z jeziora, w kolejnym było to zaledwie 4%. Pozostała ilość odprowadzana była w wodami gruntowymi. Badania wykazały ponadto, **że całkowity odpływ azotu i fosforu z jeziora Mały Borek był wyraźnie niższy niż całkowita ich dostawa do jeziora, a retencja N_{tot} i P_{tot} wyniosła około 50-60% dostawy**. Retencja fosforu, będąc głównie wynikiem jego sedymentacji i czasowej inaktywacji w osadach dennych jeziora (Kronvang i in., 2004), w przypadku omawianego jeziora wynosiła 60% całkowitej dostawy fosforu. Biorąc pod uwagę ilość fosforu zmagazynowaną w górnej warstwie osadów dennych (*Zał.5. poz.: 2.3.1.4.*), roczna retencja P_{tot} w jeziorze Mały Borek stanowi około 2% zasobów zmagazynowanych w osadach powierzchniowych.

Na retencję azotu, wynoszącą w omawianym jeziorze około 50%, zgodnie z danymi literaturowymi (Nöges i in., 1998; Saunders & Kalff, 2001) głównie składa się proces denitryfikacji (70-80% retencjonowanego azotu) i akumulacji w osadach. Ponadto oszacowano, że w badanym jeziorze, na skutek sukcesywnej poprawy przezroczystości wód i ekspansji makrofitów na większe głębokości, około 5% azotu może być retencjonowane w wyniku jego pobierania przez rośliny wodne.

Bazując na danych bilansowych obliczono, że **roczna dostawa azotu do jeziora wynosi 2100 mg N m⁻² a dostawa fosforu to około 180 mg P m⁻². Wartości te znacznie przekraczają graniczne wartości zarówno dla ładunku dopuszczalnego (odpowiednio 750 mg N m⁻² i 50 mg P m⁻²) i ładunku niebezpiecznego (odpowiednio 1500 mg N m⁻² i 100 mg P m⁻²), obliczonych dla badanego jeziora przy użyciu powszechnie stosowanej metody Vollenweidera (Vollenweider & Kerekes, 1982). Takie wyniki sugerują sukcesywny wzrost trofii jeziora. Jednakże konkluzja ta nie odpowiada rzeczywistości. Poziom trofii jeziora nie pogorszył się od ponad 30 lat, co więcej zaobserwować można stopniową poprawę jakości wód (wzrost widzialności krążka Secchiego). Powodem tych sprzeczności może być typ badanego jeziora (jezioro bezdopływowe, stale przemywane wodami gruntowymi). Przy opracowaniu metodyki obliczania ładunków dopuszczalnego i niebezpiecznego analizowane były głównie takie jeziora, dla których dopływ powierzchniowy był głównym źródłem dostawy biogenów (Vollenweider & Kerekes, 1982). Tym samym, przeprowadzone badania pozwalają na stwierdzenie, że powszechnie stosowana metodologia, opracowana w ramach *OECD Eutrophication Programme*, dla obliczania ładunków krytycznych azotu i fosforu, wydaje się być nieodpowiednia dla jezior stale przemywanych wodami gruntowymi (*ang. seepage lakes*).**

Obliczony bilans substancji biogenicznych wskazuje na to, że dla jeziora Mały Borek, wody gruntowe są głównym źródłem fosforu i istotnym źródłem azotu, porównywalnym do opadu atmosferycznego. Co bardzo istotne, **gdyby do obliczenia wielkości przepływu wód gruntowych i podziemnej dostawy substancji biogenicznych, zastosowana została powszechnie stosowana metoda różnicy bilansowej, nastąpiłoby znaczne niedoszacowanie udziału wód gruntowych zarówno w bilansie wody jak i substancji biogenicznych (udział wód gruntowych na poziomie 10% udziału aktualnego). Może stwarzać to bardzo niebezpieczne uproszczenie, w istotny sposób wpływające na bilans azotu i fosforu w jeziorze – znaczne niedoszacowanie ładunku substancji biogenicznych trafiających do jeziora. Szczegółowe wyniki badań przedstawiono w publikacji ON.3.**

Kolejnym celem realizowanych badań było określenie w jakim stopniu długookresowe zmiany dotyczące rodzaju i intensywności antropopresji wpłynęły na funkcjonowanie ekosystemów wodnych na omawianym terenie. W północnej

Polsce okres transformacji był szczególnie mocno odczuwalny, zwłaszcza w rolnictwie i sektorze komunalnym. Dokładniejszy zakres i intensywność tych przemian opisany został w publikacjach **O.N. 2** i **ON.4**.

W przypadku jeziora Mały Borek **zmiany w jego zlewni bezpośredniej** spowodowały sukcesywną **poprawę przezroczystości wód (ON.3.)**. W latach 70-tych ubiegłego wieku, kiedy znaczna część zlewni jeziora przeznaczona była pod pola uprawne, widzialność krążka Secchiego wynosiła w tym jeziorze średnio 2 do 3 metrów. Obecnie niemalże 50% zlewni jeziora jest zalesiona, pozostałą część stanowią łąki, działki rekreacyjne i niewielki odsetek pól uprawnych. **Znaczne ograniczenie działalności rolniczej na tym terenie skutkowało tym**, że w latach 2007-2008 **widzialność krążka Secchiego wzrosła do około 4 m**. Kolejne lata badań potwierdzają dalsze pozytywne zmiany (wyniki w opracowaniu). O **istotnym wpływie rolnictwa na kształtowanie jakości wód jeziora** świadczyć mogą wyniki **analiz wód gruntowych** ze studzienek zlokalizowanych wokół jeziora. Wody gruntowe pobrane ze studzienki zlokalizowanej w bezpośrednim otoczeniu pól uprawnych charakteryzowały się **wielokrotnie wyższymi stężeniami azotu całkowitego i azotanów** w stosunku do pozostałych punktów pomiarowych (**ON.3.**; *Załącz. 5. poz.: 2.3.1.3.*). Można więc przypuszczać, że sukcesywne ograniczanie udziału pól uprawnych w bezpośrednim otoczeniu jeziora istotnie wpłynęło na zmniejszenie ładunku azotu docierającego z wodami gruntowymi do jeziora.

Z kolei w jeziorze Jeleń można zaobserwować **postępującą eutrofizację**, przejawiającą się znacznym spadkiem widzialności krążka Secchiego, z powyżej 7 metrów na początku lat 90-tych ubiegłego wieku do około 5 metrów w 2005 roku i w latach późniejszych (*Załącz. 5. poz.: 2.2.1.7.*) oraz **pojawiającymi się deficytami tlenowymi w hypolimnionie** w trakcie letniej stratyfikacji (*Załącz. 5. poz.: 2.1.6.*). Jest to tym bardziej **niepokojące zjawisko**, że w latach 80-tych i 90-tych jezioro zaliczane było do najczystszych w Polsce, pomimo lokalizacji w zlewni rolniczo-leśnej i intensywnego użytkowania rekreacyjnego (jezioro stanowiło i nadal stanowi zaplecze rekreacyjne dla miasta Bytowa). Szyper i in., (1994) podają, że w latach 90-tych jezioro przyjmowało ładunki azotu 4-krotnie przekraczające ładunek dopuszczalny dla tego jeziora wg metody Vollenweidera, a dopuszczalny ładunek fosforu przekroczony był 2-krotnie. **Jezioro dzięki swej naturalnej wysokiej odporności na degradację**, wynikającej z cech morfometrycznych i hydrologicznych (*Załącz. 5. poz.: 2.2.3.1*) **przez lata ograniczało**

oddziaływanie zlewni. Najwyraźniej w ostatnich latach rozpoczęło się w jeziorze **intensywne uwalnianie zmagazynowanych przez lata i czasowo dezaktywowanych zasobów substancji biogenicznych.** O uruchomieniu zmagazynowanych w osadach zasobów fosforu świadczyć może ponad 4 razy szybsza akumulacja P-PO₄ w hypolimnionie jeziora Jeleń w trakcie stratyfikacji letniej w porównaniu do jeziora Mały Borek (ON.1.).

Przeprowadzono również **analizę długookresowych zmian** stężenia poszczególnych form azotu i fosforu w świetle zmian zachodzących **w zlewniach 7 rzek Przymorza** (Łeba, Łupawa, Słupia, Wieprza, Parsęta, Grabowa) (ON. 4.) oraz **lewobrzeżnego dopływu Słupi** (rzeka Bytowa) (ON. 2.). Dokładny opis źródeł pochodzenia danych, zastosowanych obliczeń i analiz statystycznych przedstawiono w publikacjach ON. 2 i ON. 4.

Zebrane dla rzeki Bytovej dane monitoringowe dla lat 1975-2003 (ON. 2), wskazują że **jakość wód rzeki istotnie zmieniała się w czasie**, a analizowane 28 lat można podzielić na dwa okresy: lata 1975-1989 i lata 1993-2003. **Do końca lat 80-tych** ubiegłego wieku, obserwowano **sukcesywne pogarszanie jakości wód** rzeki Bytovej. Było to głównie związane z intensywnym użytkowaniem gruntów rolnych oraz wprowadzaniem coraz większej ilości słabo oczyszczonych ścieków komunalnych. W okresie tym można było zaobserwować wzrastający udział zanieczyszczeń pochodzenia miejskiego, które w okresie szczytowym (1989 rok) na znacznym odcinku rzeki uzyskały przewagę nad zanieczyszczeniami obszarowymi. Lata 1975-1989 charakteryzowały się również wyraźną zmiennością sezonową jakości wód, objawiającą się spadkiem stężenia tlenu rozpuszczonego latem i wzrostem stężenia amonowej formy azotu i fosforanów w tym samym czasie. Wzrost stężenia fosforanów w miesiącach letnich i odnotowywany znaczny spadek stężenia tlenu w wodzie świadczyć mogą o letnim uwalnianiu fosforanów z osadów dennych, które gromadzone zostały w nich sukcesywnie w latach wcześniejszych (brak letnich maksimów przed rokiem 1982). Na skutek zmian w sytuacji polityczno-gospodarczej w kraju i regionie, **po roku 1989 nastąpił spadek ładunków fosforanów i azotu amonowego z obu źródeł zanieczyszczeń, szybszy w przypadku zanieczyszczeń miejskich, nieco wolniejszy w przypadku zanieczyszczeń obszarowych.** Rozpoczął się drugi etap (lata 1993-2003), przejawiający się poprawą wielu wskaźników jakości wody, przede wszystkim

spadkiem stężenia azotu amonowego, fosforanów i wzrostu zawartości tlenu rozpuszczonego. Po 1993 zniknęły również letnie maksima stężeń biogenów w rzece.

Również analiza długookresowych zmian **jakości wód rzek Przymorza** (lata 1988-2013) wykazała **istotny statystycznie spadek stężenia substancji biogenicznych** w 6 z 7 opisywanych rzek (ON.4). **Zmiany stężenia fosforu i azotu w rzekach były istotnie statystycznie skorelowane ze zmianami ładunków azotu i fosforu ze źródeł punktowych**, które w omawianym czasie zostały zredukowane odpowiednio o 60 i 80%. Jak wykazały przeprowadzone badania, **odpowiedź rzek Przymorza na redukcję zanieczyszczeń obszarowych nie była tak jednoznaczna**. Ze względu na sposób użytkowania zlewni (dominacja produkcji rolnej) należałoby się spodziewać, że zmiany w produkcji rolnej będą miały istotny wpływ na emisję obszarową i tym samym jakość wód rzecznych. Jednakże, znaczna **redukcja ilości stosowanych nawozów mineralnych w rolnictwie nie wpłynęła bezpośrednio na jakość wód rzecznych**; nie stwierdzono istotnej statystycznie zależności pomiędzy ilością stosowanych mineralnych nawozów azotowych i fosforowych a stężeniem azotu i fosforu w rzekach. Stwierdzono natomiast **istotną statystycznie korelację pomiędzy zużyciem nawozów organicznych a stężeniem substancji biogenicznych** w analizowanych rzekach. Brak szybkiej odpowiedzi rzeki na znaczny spadek zużycia nawozów komercyjnych opisywany był przez wielu autorów (Lofgren i in. 1999; Judová & Janský, 2005; Granlund i in., 2005). Również w przypadku rzeki Bytowej (ON. 2) nie stwierdzono takiej zależności. Z kolei inne doniesienia literaturowe wskazują, że obniżenie stężenia azotu i fosforu w badanych rzekach ściśle związane było z ograniczeniem zużycia nawozów mineralnych (Pekarova & Pekar, 1996; Oláh & Oláh, 1996). Nie ma natomiast informacji na temat wpływu stosowanych dawek nawozów organicznych na zmiany stężenia azotu i fosforu w rzekach. Brak wyraźnej zależności pomiędzy ilością stosowanych nawozów mineralnych przy równoczesnej istotnej statystycznie korelacji pomiędzy zużyciem nawozów organicznych a stężeniem azotu i fosforu w rzekach **wynika zapewne głównie z różnej przyswajalności tych nawozów przez rośliny**. Jak podaje Ilnicki (2005), ze względu na dobrą przyswajalność, jedynie niewielka ilość azotu (około 5-6%) z nawozów mineralnych trafia do wód powierzchniowych czy gruntowych. Natomiast azot dostarczany roślinom z nawozami organicznymi przyswajany jest jedynie w niewielkim stopniu (Fotyma i in., 2012). Z kolei Liu i in. (2012) donoszą, że straty fosforu z nawozów organicznych mogą być

nawet do 80% wyższe niż z nawozów mineralnych. Wielkość tych strat uzależniona jest ponadto od stosowanej praktyki rolnej, wzrasta jeśli nawozy organiczne stosowane są bezpośrednio na powierzchnię gleby, lub/i w okresie opadów (Glaesner i in., 2011; Liu in., 2012). W przeszłości, w wielu gospodarstwach rolnych (zarówno państwowych jak i indywidualnych) zlokalizowanych w zlewni rzek Przymorza, nawozy organiczne stosowane były powierzchniowo i w okresie sprzyjającym spływom powierzchniowym (zima, wczesna wiosna). Niestety również obecnie można spotkać się z takimi praktykami, co w świetle wykazanej istotnej roli nawozów organicznych w kształtowaniu jakości wód, tym bardziej jest niepożądanym procederem.

Szczegółowe wyniki omawianych badań przedstawiono w publikacjach ON.2. i ON.4.

3.1.3. Podsumowanie i wnioski

- Warunki zewnętrzne (intensywność promieniowania słonecznego, temperatura powietrza) mają istotny wpływ na rytm termiczny wód jezior, a w konsekwencji na kształtowanie warunków tlenowych panujących w poszczególnych strefach zbiorników. Z kolei struktury termiczne jezior i zasoby dostępnego tlenu determinują intensywność przebiegu procesów biologicznych i regulują przemieszczanie się poszczególnych form azotu i fosforu w obrębie misy jeziora.
- Na podstawie uzyskanych wyników stwierdzono, że na translokacje azotu i fosforu w okresie wegetacyjnym istotny wpływ ma proces wymiany azotu z atmosferą oraz proces wymiany fosforu między tonią wodną a osadami dennymi, zlokalizowanymi w strefie dna aktywnego. Te dwa procesy powodują, że w toni wodnej jezior translokacje azotu i fosforu w okresie wegetacyjnym mają podobny przebieg, jednakże nie są ze sobą zsynchronizowane.
- Przeprowadzone badania wykazały, że pomimo braku dopływu powierzchniowego jezioro może być nieustannie przemywane wodami gruntowymi (jednoczesny dopływ i odpływ wód gruntowych). W przypadku analizowanego bezodpływowego jeziora Mały Borek wody gruntowe stanowiły około 46% całkowitego dopływu i 43-55% całkowitego odpływu wód z jeziora.

- Obliczony na przykładzie jeziora Mały Borek, bilans substancji biogenicznych dla jezior przemywanych wodami gruntowymi wskazuje na to, że głównym zewnętrznym źródłem fosforu dla tego typu jezior są wody gruntowe. Są one również istotnym źródłem azotu, porównywalnym do opadu atmosferycznego.
- Przeprowadzone badania pozwalają na stwierdzenie, że w przypadku jezior stale przemywanych wodami gruntowymi, powszechnie stosowana metodologia, opracowana w ramach *OECD Eutrophication Programme*, dla obliczania ładunków krytycznych azotu i fosforu, wydaje się być nieodpowiednia ze względu na tak istotną rolę wód gruntowych w zewnętrznej dostawie substancji biogenicznych.
- Ustalono, że zastosowanie popularnej metody różnicy bilansowej dla określenia udziału wód gruntowych w bilansie jezior (szczególnie jezior przemywanych wodami gruntowymi *seepage lakes*), może w istotny sposób wpływać na bilans azotu i fosforu w jeziorze, powodując znaczne niedoszacowanie ładunku substancji biogenicznych trafiających do zbiornika.
- Zmiany, które zaszły w sektorze komunalnym i rolnictwie na terenie północnej Polski wywarły istotny wpływ na jakość wód powierzchniowych na tym terenie, a analiza długookresowych zmian jakości wód rzek Przymorza wykazała istotny statystycznie spadek stężenia substancji biogenicznych w rzekach.
- Stwierdzono że, zmiany stężenia fosforu i azotu w rzekach były istotnie statystycznie skorelowane ze zmianami ładunków azotu i fosforu ze źródeł punktowych. Natomiast odpowiedź rzek Przymorza na redukcję zanieczyszczeń obszarowych nie była tak jednoznaczna. Nie stwierdzono istotnej statystycznie zależności pomiędzy ilością stosowanych nawozów mineralnych a stężeniem azotu i fosforu w rzekach, stwierdzono natomiast istotną statystycznie korelację pomiędzy zużyciem nawozów organicznych a stężeniem substancji biogenicznych w analizowanych rzekach.
- Jak wykazały przeprowadzone badania, w przypadku ekosystemów jeziornych, zakres i kierunek przemian na skutek transformacji może mieć różny przebieg. Znaczne ograniczenie działalności rolniczej w zlewni

bezpośredniej jeziora Mały Borek skutkowało znaczną poprawą przezroczystości wód. Z drugiej strony, pomimo ograniczenia presji zewnętrznej⁷, w jeziorze Jeleń zaobserwować można postępującą eutrofizację, na skutek intensywnego uwalniania zmagazynowanych przez lata i czasowo dezaktywowanych w osadach zasobów substancji biogenicznych.

Degradacja środowiska życia człowieka stanowi jeden z najważniejszych, jeśli nie najważniejszy problem współczesnego świata, a pogorszenie jakości wód nieuchronnie prowadzące do ograniczenia jej użyteczności staje się poważnym problemem globalnym. Dlatego też tak ważne jest zrozumienie mechanizmów wpływających na kształtowanie jakości wód. Przedstawione wyniki badań stanowią uzupełnienie istniejącego stanu wiedzy na temat czynników zewnętrznych i wewnętrznych wpływających na funkcjonowanie ekosystemów wodnych. Wnoszą istotny wkład w zrozumienie procesów wymiany wody i substancji biogenicznych w jeziorach bezdopływowych. Podkreślają bardzo ważną rolę wód gruntowych oraz wskazują na niebezpieczeństwa wynikające ze stosowania uproszczonych zasad bilansowania azotu i fosforu. Rezultaty badań wskazują również, że mówiąc o eutrofizacji wód szczególną uwagę zwrócić należy na rolnictwo, a konieczność powszechnego stosowanie dobrej praktyki rolniczej oraz uwzględniania nawozów organicznych w bilansie składników nawozowych wydaje się być nieodzownym elementem zrównoważonego rolnictwa.

Prezentowane wyniki mogą być ważnym źródłem informacji dla lokalnych, regionalnych i krajowych decydentów oraz instytucji działających w dziedzinie zarządzania zasobami naturalnymi i gospodarki wodnej. Mogą być również pomocne w poszukiwaniu optymalnych rozwiązań mających na celu ograniczenie ryzyka eutrofizacji wód przy równoczesnym zaspokajaniu potrzeb ludzkich.

⁷ Obszar objęty ochroną w ramach Europejskiej Sieci Natura 2000, pod nazwą Bytowskie Jeziora Lobeliowe PLH 220005, ponadto na mocy Uchwały Rady Miejskiej w Bytowie nr XIV/130/99 z 1999 roku jezioro uznane zostało jako użytek ekologiczny

3.2. Omówienie pozostałych osiągnięć naukowo-badawczych

W roku 1998 ukończyłam studia magisterskie na kierunku Ochrona Środowiska na Wydziale Technologii i Inżynierii Chemicznej Politechniki Szczecińskiej. Wykonałam pracę magisterską z zakresu technologii ochrony środowiska i materiałów ekologicznych w Instytucie Technologii Chemicznej Nieorganicznej i Inżynierii Środowiska. Po ukończeniu studiów, w tym samym instytucie rozpoczęłam dzienne studia doktoranckie. Rozprawę doktorską *Badania otoczkowania nawozów mineralnych powłoką polimerową* obroniłam w 2003 roku, uzyskując stopień doktora nauk technicznych w dyscyplinie technologia chemiczna. Od października 2003 roku rozpoczęłam pracę naukową w Pomorskiej Akademii Pedagogicznej, która w 2006 roku zmieniła nazwę na Akademię Pomorską w Słupsku.

Przez lata nauki i pracy w tych jednostkach zajmowałam się różnorodną tematyką badawczą **z zakresu szeroko pojętej ochrony środowiska, ze szczególnym uwzględnieniem funkcjonowania ekosystemów wodnych na tle czynników przyrodniczych i antropogenicznych**. W początkowym etapie pracy naukowej skupiałam się na tematyce dotyczącej potencjalnych możliwości ograniczenia negatywnego wpływu rolnictwa na środowisko poprzez zastosowanie nowoczesnych produktów nawozowych np. płynnych nawozów mikroelementowych czy nawozów o kontrolowanym uwalnianiu składników odżywczych. Kolejnym etapem mojej pracy naukowej była **próba szerszego spojrzenia na problem dostawy i obiegu substancji biogenicznych w środowisku**, ze szczególnym uwzględnieniem środowiska wodnego. Teren prowadzonych badań odnosi się do obszaru północnej Polski (rycina 1.), a obiektami badań były różnego typu ekosystemy wodne (m.in. jeziora polodowcowe, jeziora przy morskie, oczka wodne, rzeki), silnie zróżnicowane zarówno pod względem morfometrycznym, zagospodarowania zlewni, użytkowania samego zbiornika czy poziomu trofii.

Publikacje, których jestem autorką lub współautorką **powstały na bazie wieloletnich badań empirycznych**. Badania te obejmowały zarówno zaplanowanie i przeprowadzenie szeregu laboratoryjnych eksperymentów naukowych, jak również wieloletnie badania terenowe, obejmujące zarówno pomiary *in situ* wybranych wielkości fizycznych, chemicznych i biologicznych oraz analizy laboratoryjne pobranych prób środowiskowych. Wymagało to ode mnie opanowania wielu metod instrumentalnych, nowych technik pomiarowych oraz zapoznania się z różnorodną

metodyką prac terenowych. Pomogły mi w tym odbyte staże, szkolenia i kursy (Zał. 6 poz.:4). **Efektom moich wieloletnich badań jest unikalny bank danych empirycznych, odnoszących się do obiegu substancji biogenicznych w różnych typach ekosystemów wodnych.**

Synteza moich głównych zainteresowań badawczych wraz z wybranymi publikacjami przedstawiona została na rycinie 2. **Główne kierunki moich zainteresowań badawczych**, poza badaniami przedstawionymi jako osiągnięcie naukowe, to:

- Opracowanie metodyki wytwarzania nawozów o kontrolowanym uwalnianiu składników pokarmowych;
- Poznanie czynników mających wpływ na dynamikę zmian koncentracji tlenu w toni wodnej jezior i metabolizm ekosystemów wodnych;
- Ocena poziomu trofii oraz zróżnicowania wskaźników trofii wybranych zbiorników wodnych; stan troficzny jezior jako wskaźnik reakcji jeziora na presję zewnętrzną.
- Określenie wpływu jakości wód i parametrów zlewni na występowanie i rozród płazów; rola małych zbiorników wodnych.

Przedstawiona tematyka w dalszym ciągu jest obiektem moich zainteresowań w aspekcie poznawczym oraz użytkowym - poprzez wykorzystanie badań w opracowaniach o charakterze eksperckim, edukacyjnym i popularyzatorskim.

3.2.1. Opracowanie metodyki wytwarzania nawozów o kontrolowanym uwalnianiu składników pokarmowych

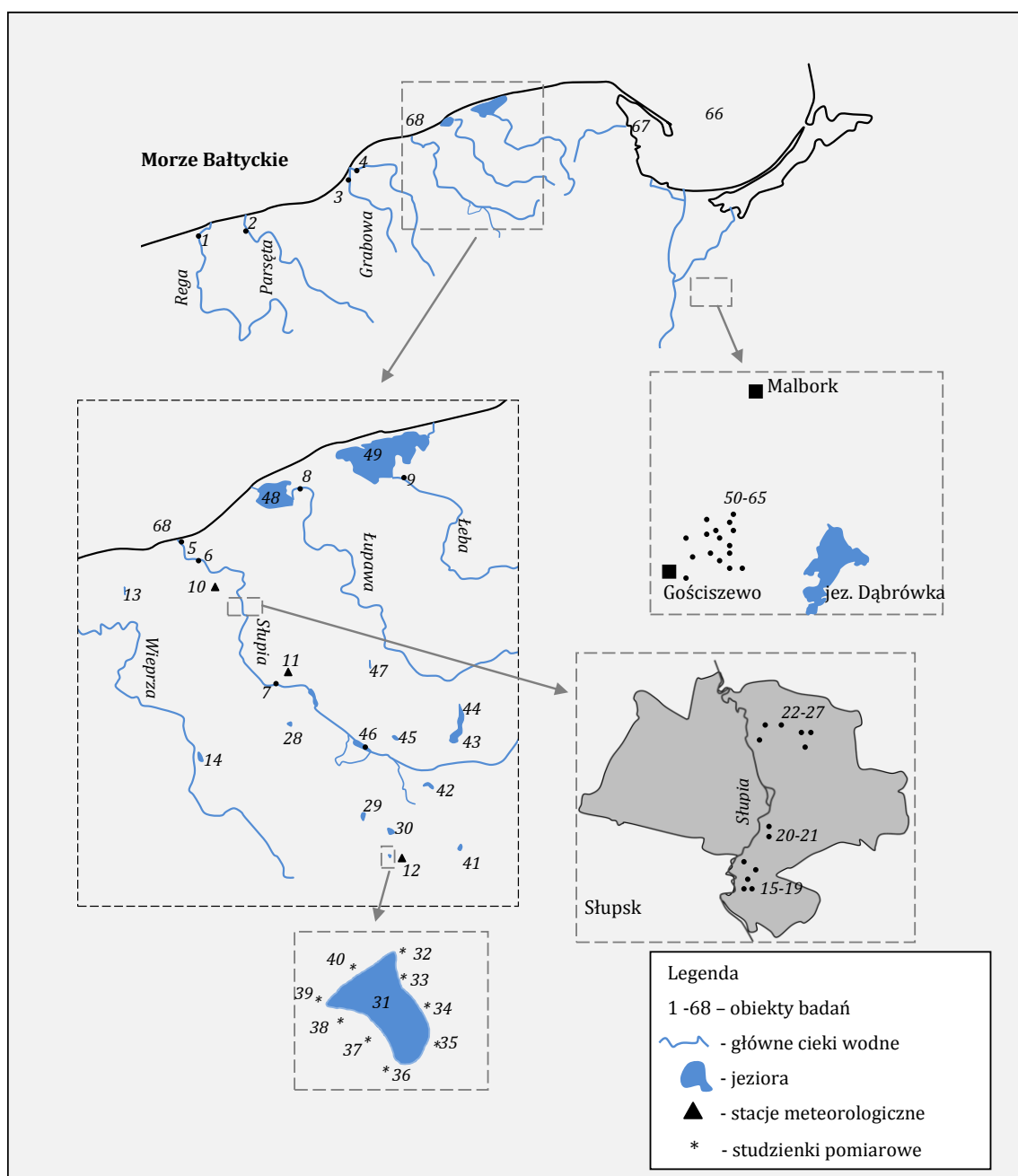
W dobie rolnictwa zrównoważonego kluczowego znaczenia w produkcji rolnej nabierają aspekty środowiskowe, dotyczące między innymi prób zwiększenia efektywności nawożenia roślin uprawnych oraz ograniczenia strat składników pokarmowych i tym samym mniejszej presji środowiskowej (przede wszystkim na ekosystemy wodne). Aby tego dokonać niezbędnym staje się ściśle dostosowanie dawek nawozowych do tempa ich pobierania i potrzeb pokarmowych roślin. Jednym z rozwiązań tego problemu może być stosowanie nawozów o kontrolowanym uwalnianiu składników odżywczych. Z tego też powodu, celem zaplanowanych i realizowanych przeze mnie w latach 2000-2006 badań było **opracowanie podstaw wytwarzania nawozów o kontrolowanym uwalnianiu składników odżywczych** (ang. CRF

controlled-release fertilizer) przez otoczkowanie granulowanego nawozu mineralnego polimerem.

Po raz pierwszy na świecie do wytwarzania nawozów CRF zastosowana została **technika inwersji faz, metoda mokra**. Nowością były też **niektóre z materiałów polimerowych** zastosowanych do tego celu (polisulfon, poliakrylonitryl). Sposób wytwarzania nawozów CRF przy zastosowaniu tej metody został opatentowany (Załącznik 5. poz.: 2.5.1.). Skład zastosowanych w badaniach roztworów błonotwórczych oraz dokładny opis metody wytwarzania nawozów CRF przedstawiono w publikacjach: Załącznik 5. poz.: 2.1.1., 3.1.1., 3.1.2., 3.3.1.3.

W pierwszym etapie badań ustalono, że na formowanie otoczek polimerowych w znacznym stopniu wpływa lepkość uzyskanych roztworów błonotwórczych (Załącznik 5. poz.: 3.2.1.1; 3.3.1.3). Ponadto **stężenie polimeru w roztworze błonotwórczym wpływa na strukturę fizyczną uzyskanych otoczek polimerowych**. Wraz ze wzrostem stężenia polimeru w roztworze błonotwórczym obniża się porowatość a wzrasta grubość uzyskiwanych otoczek nawozowych. (Załącznik 5. poz.: 3.1.2.; 3.2.2.1.). Kilkukrotne powlekanie granuli nawozu NPK roztworem polimeru również obniża porowatość uzyskiwanych otoczek w porównaniu do otoczek jednowarstwowych (Załącznik 5. poz.: 2.1.1.; 3.2.2.1.). Badania laboratoryjne wykazały również, że na **morfologię otoczek polimerowych ma wpływ otaczany nawóz**, który podczas formowania otoczki delikatnie rozprasza się w roztworze błonotwórczym (Załącznik 5. poz.: 3.1.1.).

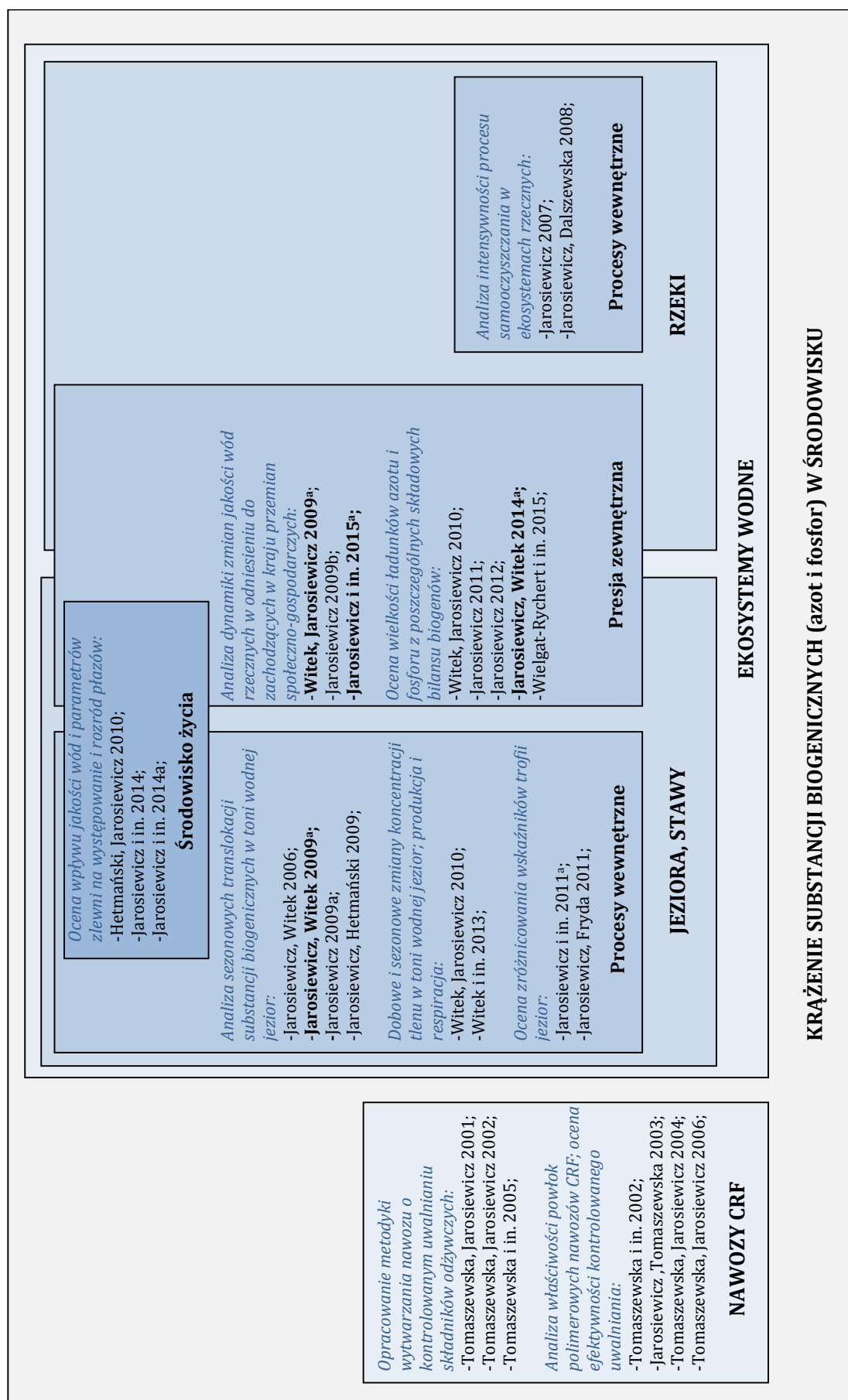
Kolejnym etapem badań było przeprowadzenie dynamicznych i statycznych testów uwalniania składników odżywczych z otoczonych granul nawozowych. Szczegółowy opis procedury realizowanej w trakcie testów przedstawiono m.in. w publikacjach: Załącznik 5. poz.: 2.1.1.; 2.1.3.; 3.1.2.; 3.1.3. Na podstawie analizy testów statycznych można było stwierdzić, że **uwalnianie składników nawozowych zachodzi najprawdopodobniej na drodze dyfuzji pod wpływem gradientu stężeń** (Załącznik 5. poz.: 3.1.2.). Wyniki testów dynamicznych natomiast wykazały, że **porowatość otoczek polimerowych decyduje o szybkości dyfuzji** wody do wnętrza granuli oraz rozpuszczonych składników aktywnych na zewnątrz, a więc o czasie działania nawozu. Szybkość rozpuszczania składników aktywnych znajdujących się wewnątrz granuli nawozu zależy natomiast w dużym stopniu od jego rozpuszczalności. Naniesienie kolejnych warstw polimeru na otoczoną już granulę nawozu (zarówno techniką inwersji faz jak i poprzez natryskiwanie roztworem polimeru – metoda opisana w publikacjach



Rycina.1. Lokalizacja obiektów badań i miejsc pomiarowych

(w kolejności: nr/obiekt badań/źródło danych/okres obserwacji/liczba terminów pomiarowych)

Nr 1-4, 6, 8-9/rzeki: Rega, Parsęta, Grabowa, Wieprza, Słupia, Łupawa, Łeba/ dane monitoringowe/1988-2013; **Nr 5**/rzeka Słupia – ujście/badania własne/2005-2006/52; **Nr 7**/rzeka Słupia – okolice Leśny Dwór/badania własne/2005-2006/6; **Nr 10 – 12** stacje meteorologiczne/badania własne/2007-2008; **Nr 13**/jezioro Marszewo/badania własne/2007-2010/20; **Nr 14**/jezioro Obłęskie/badania własne/2007-2010/22; **Nr 15 – 27**/stawy miejskie w Słupsku/badania własne/2009-2013/ badania własne/20; **Nr 28**/jezioro Rybiec/badania własne/2009-2011/13; **Nr 29**/jezioro Chotkowskie/badania własne/2007-2010/20; **Nr 30**/jezioro Niezabyszewskie/badania własne/2007-2008/8; **Nr 31**/jezioro Mały Borek/badania własne/2004-2014/107; **Nr 32 – 40**/zlewnia jeziora Mały Borek/badania własne/2007-2008/20; **Nr 41**/jezioro Krężno/badania własne/2007/1; **Nr 42**/jezioro Jeleń/badania własne/2004-2007; 2009-2010/33; **Nr 43**/Jasień Południowy/badania własne/2007-2010/17; **Nr 44**/Jasień Północny/badania własne/2007-2010/17; **Nr 45**/jezioro Czarne/badania własne/2008-2009/12; **Nr 46**/jezioro Głębokie/badania własne/2008/1; **Nr 47**/jezioro Dobra/badania własne/2007-2011/27; **Nr 48**/jezioro Gardno/badania własne/2006-2008/28; **Nr 49**/jezioro Łebsko/badania własne/2007-2010/25; **Nr 50 – 65**/stawy śródpolne/badania własne/2013/1; **Nr 66**/Zatoka Gdańska 15 stacji pomiarowych/badania własne/2005/1; **Nr 67**/Zatoka Pucka 15 stacji pomiarowych/badania własne/2004/1; **Nr 68**/strefa przybrzeżna okolice ujścia Słupi/badania własne/2004-2005; 2009/12



Rycina 2. Synteza głównych zainteresowań badawczych wraz z wybranymi publikacjami (^a publikacje wchodzące w skład cyklu stanowiącego osiągnięcie naukowe)

Załącznik 5. poz.: 2.1.3.; 2.2.1.2) zdecydowanie obniża szybkość uwalniania makroskładników (m.in. Załącznik 5. poz.: 2.1.3.; 2.2.1.1.; 3.1.2.; 3.2.1.2.).

Podsumowując, przeprowadzone **badania wykazały, że technika inwersji faz może służyć do wytwarzania nawozów o powolnym uwalnianiu składników odżywczych**. Czas działania nawozu **może być kontrolowany przez dobór odpowiednich parametrów formowania otoczki** (rodzaj polimeru, jego stężenie w roztworze błonotwórczym, zastosowanie modyfikatorów).

Wyniki przeprowadzonych badań pozwoliły na opatentowanie zastosowanego sposobu wytwarzania nawozów CRF (Załącznik 5. poz.: 2.5.1.). Uzyskane rezultaty prezentowane były podczas licznych konferencji krajowych i międzynarodowych (Załącznik 5. poz.: 5.2.1.; od 5.3.1. do 5.3.10.), opublikowane w formie oryginalnych prac naukowych (Załącznik 5. poz.: 2.1.1.; 2.1.2.; 2.1.3.; 2.2.1.1.; 2.2.1.2.; 2.2.2.2.; 2.3.1.5; 3.1.1.; 3.1.2.; 3.1.3.; 3.2.1.1.; 3.2.1.2.; 3.2.2.1.; 3.3.1.1.; 3.3.1.2.; 3.3.1.3) oraz komunikatów i doniesień naukowych (Załącznik 5. poz.: 2.3.2.1.; 2.3.2.2.; 2.3.2.4.; 3.3.2.1.; 3.3.2.2.).

3.2.2. Poznanie czynników mających wpływ na dynamikę zmian koncentracji tlenu w toni wodnej jezior i metabolizm ekosystemów wodnych

Stężenie tlenu rozpuszczonego w wodzie jest jednym z najbardziej podstawowych, a tym samym najczęściej analizowanych parametrów charakteryzujących ekosystemy wodne. Tlen jest niezbędny do procesów metabolicznych wszystkich tlenowych organizmów wodnych, a jego dostępność wpływa na przebieg szeregu procesów fizycznych i chemicznych zachodzących w toni wodnej, w tym obieg azotu i fosforu. Z tego też powodu, **zajmując się tematyką obiegu substancji biogenicznych w ekosystemach wodnych, moje zainteresowania badawcze ukierunkowane były również na poznanie czynników mających wpływ na dynamikę zmian koncentracji tlenu w ich toni wodnej**.

Badania przeprowadzone w latach 2004 – 2008 miały na celu określenie sezonowych zmian koncentracji tlenu w toni wodnej czterech niewielkich jezior o różnej odporności (podatności) na degradację, będących pod wpływem różnego typu presji zewnętrznej. Badania wykazały, że w przypadku wszystkich analizowanych jezior stężenie rozpuszczonego tlenu zasadniczo odpowiadało dynamice mas wody. Każde z jezior charakteryzowało się okresem pełnej cyrkulacji jesiennej i wyraźnej stratyfikacji wód w okresie letnim. W trakcie stagnacji letniej natlenienie wód epilimnionu badanych

jezior wynosiło około 100%, natomiast maksimum tlenowe (do 130%) obserwowane było w metalimnionie. Stwierdzono również, że badane jeziora wykazywały **tendencję do dużych letnich deficytów tlenowych w głębszych warstwach** (Zał. 5. poz.: 2.2.1.4.; 2.2.2.7.), przechodzących do **warunków beztlenowych w strefie przydennej** (Zał. 5. poz.: 2.2.3.1.). Dodatkowo w latach 2004-2005 oszacowano wielkość dostawy tlenu (atmosfera, proces fotosyntezy) oraz jego straty (ulatnianie do atmosfery, zużywanie w procesach metabolicznych, inne reakcje chemiczne) w toni wodnej dwóch jezior. Zastosowana metodyka badań opisana została w publikacji *Załącznik 5. poz.: 2.1.6.* Pozwoliło to na **zidentyfikowanie głównych strumieni tlenu i czynników decydujących o dynamice zmian zawartości tlenu** w toni wodnej stratyfikowanych jezior. Przeprowadzone badania wykazały, że występujące późną wiosną i wczesnym latem maksima tlenowe w metalimnionie, związane były z przebiegającym w tej strefie intensywnym procesem fotosyntezy. Natomiast szybkie wyczerpywanie się zasobów tlenu w głębszych warstwach jezior (deficyty tlenowe) latem spowodowane były intensywną jego konsumpcją przez zakumulowany w tej strefie fitoplankton i towarzyszące mu heterotrofy z jednej strony, z drugiej strony zaś przez ograniczony dostęp światła, który znacznie spowalniał intensywność procesu fotosyntezy.

Badania wykazały również, że w przypadku **stratyfikowanych jezior o umiarkowanej produktywności**, podobnie jak w przypadku jezior eutroficznych, **uzupełnianie zasobów tlenu na skutek cyrkulacji wód jest bardzo istotnym elementem jego bilansu**. Ponadto, bardzo istotną rolę w bilansie tlenu w jeziorze odgrywa wielkość udziału procentowego objętości hypolimnionu do objętości całego jeziora (procent stratyfikacji wód), wpływając nie tylko na intensywność ale również czas trwania poszczególnych procesów (Zał. 5. poz.: 2.1.6.).

W latach 2007-2008 uczestniczyłam również w badaniach mających na celu obliczenie tempa produkcji pierwotnej i respiracji na podstawie dobowych zmian koncentracji tlenu w toni wodnej dwóch małych, stratyfikowanych termicznie jezior o różnym poziomie trofii. Metodyka badań terenowych oraz sposób obliczenia: produkcji pierwotnej brutto (GPP), respiracji (R) i produkcji ekosystemu netto (NEP) szczegółowo przedstawiona została w publikacji: *Zał. 5. poz.: 2.1.7.* Istotnym elementem zaplanowanych badań było to, że **pomiary zmian koncentracji tlenu nie ograniczały się jedynie do strefy epilimnionu, ale prowadzone były w głębszych warstwach jezior**. Umożliwiło to objęcie obliczeniami nie tylko powierzchniową warstwę wody, ale

także metalimnion, w którym w okresie wiosennym występowało maksimum tlenowe. Przeprowadzone badania wykazały, że **w małych jeziorach**, nawet przy przeciętnej przejrzystości wody, **część produkcji pierwotnej może zachodzić w metalimnionie**, a amplituda zmian koncentracji tlenu może być tam większa niż w górnej warstwie wody. W metalimnionie do zmian koncentracji tlenu wywołanych procesami biologicznymi dochodziły wahania związane z falowaniem wewnętrznym, zwłaszcza w strefie przybrzeżnej.

W sezonie wiosenno-letnim zaobserwowano również **zróżnicowane tempo przyrostu zawartości tlenu w różnych porach dnia spowodowane najprawdopodobniej wyczerpywaniem się przyswajalnych form substancji biogenicznych** i tym samym zahamowaniem procesu fotosyntezy w godzinach popołudniowych. Obliczono również, że w obu jeziorach GPP osiągnęła podobne wartości, pomimo różnic trofii. Badania wykazały, że w **jeziorze mezotroficznym**, uboższym w składniki biogeniczne ale o większej przejrzystości, to **dostępność przyswajalnych substancji odżywczych była ważniejszym czynnikiem limitującym proces fotosyntezy niż dostępność światła**. Z kolei w **jeziorze eutroficznym**, to ilość światła docierającego do powierzchni jeziora była istotniejszym czynnikiem limitującym proces fotosyntezy. Stąd można przypuszczać, że większa przejrzystość wody w jeziorze mezotroficznym w znacznym stopniu rekompensowała mniejszą żyzność tego jeziora.

Wyniki przeprowadzonych badań prezentowane były podczas konferencji (*Załącznik 5. poz.: 5.2.3.; 5.2.6.; 5.3.11.*), opublikowane w formie oryginalnych prac naukowych (*Załącznik 5. poz.: 2.1.6.; 2.1.7.; 2.2.1.4.; 2.2.2.7.; 2.2.3.1.*) oraz komunikatów i doniesień naukowych (*Załącznik 5. poz.: 2.3.2.5.; 2.3.2.7; 2.3.2.10.*).

3.2.3. Ocena poziomu trofii i zróżnicowania wskaźników trofii wybranych zbiorników wodnych; stan troficzny jezior jako wskaźnik reakcji jeziora na presję zewnętrzną.

Określenie kondycji troficznej ekosystemów wodnych jest niezwykle istotnym elementem w poznaniu funkcjonowania i opracowaniu sposobów użytkowania i ochrony poszczególnych zbiorników wodnych. **Pozwala na poznanie relacji biotycznych i abiotycznych panujących w toni wodnej** i może być również traktowany jako **wskaźnik reakcji jeziora na presję zewnętrzną**.

Ocenę poziomu trofii wybranych jezior Pojezierza Pomorskiego oparto głównie na powszechnie stosowanych **wskaźnikach trofii Carlsona**⁸ (TSI), obliczanych na podstawie: widzialności krążka Secchiego (TSI_{SD}), stężenia chlorofilu a (TSI_{Cl}), stężenia fosforu całkowitego ($TSI_{P_{tot}}$) (Carlson, 1977) i azotu całkowitego ($TSI_{N_{tot}}$) (Kratzer & Brezonik, 1981) (Zał. 5. poz.: 2.1.10; 2.2.1.7; 2.2.2.7; 2.2.2.8). Przeprowadzone badania oraz zebrane dane monitoringowe wykazały, że około 80% analizowanych jezior ma charakter mezotroficzny, a w około 20% zbiorników poziom trofii wskazuje na ich eutrofię. Żadne z analizowanych jezior nie zostało zakwalifikowane do grupy jezior oligotroficznych. Ponadto, prowadzone przeze mnie w latach 2007-2009 badania wykazały (Zał. 5. poz.: 2.2.1.7), że dla 8 analizowanych jezior (jeziora: Rybiec, Niezabyszewskie, Czarne, Chotkowskie, Obłęskie, Jasień Północny, Jasień Południowy, Jeleń) obliczone **wskaźniki trofii** charakteryzowały się **sezonową zmiennością**, a zakres tej zmienności był różny dla poszczególnych jezior. Największe sezonowe zmiany wykazywał wskaźnik liczony na podstawie stężenia chlorofilu a, najbardziej stabilne zaś były wskaźniki obliczane na podstawie zawartości substancji biogenicznych ($TSI_{P_{tot}}$ i $TSI_{N_{tot}}$). Natomiast, porównanie uzyskanych wartości wskaźników trofii (TSI_{Cl} , $TSI_{P_{tot}}$, $TSI_{N_{tot}}$ i TSI_{SD}) dla poszczególnych jezior wykazało **istotne statystycznie różnice pomiędzy poszczególnymi wskaźnikami**, co w pewnym stopniu **utrudnia jednoznaczne określenie stanu trofii jeziora. Świadczy również o wpływie antropopresji na funkcjonowanie omawianych jezior.** W każdym z analizowanych jezior **wyższy stan troficzny związany był z wyższymi wartościami $TSI_{P_{tot}}$** , wskazującymi na eutrofię lub początek hipertrofii, podczas gdy pozostałe trzy wskaźniki wskazywały na mezotroficzny charakter tych zbiorników (Zał.5. poz.: 2.2.1.7). Podobne rezultaty uzyskano analizując poziom trofii 23 jezior zlokalizowanych w zlewni rzeki Słupi (Zał. 5. poz.: 2.2.2.8), czy parametry troficzne niewielkiego jeziora leżącego w zlewni rzeki Łupawy (jezioro Dobra, pomiary w latach 2007-2008) (Zał.5. poz.: 2.2.2.7). Analiza różnic pomiędzy poszczególnymi wskaźnikami pozwoliła na określenie specyfiki poszczególnych jezior, przede wszystkim rodzaju czynników ograniczających ich produktywność. Uzyskane wyniki wykazały, że w żadnym z analizowanych jezior **fosfor nie był czynnikiem limitującym produkcję pierwotną** a fakt, że w każdym z nich $TSI_{Cl} < TSI_{P_{tot}}$ sugeruje, że istnieje inny czynnik ograniczający produktywność jezior. Dalsze

⁸ Wskaźniki te umownie nazywane są wskaźnikami trofii Carlsona, pomimo tego, że wskaźnik $TSI_{N_{tot}}$ opracowany został później przez Kratzer & Brezonik (1981)

analizy wykazały, że w przypadku jednego z jezior były to warunki świetlne (jezioro dystroficzne), dla kolejnych czterech była to prawdopodobnie **dostępność azotu**. Zjawisko limitacji azotu w jeziorach (przynajmniej w okresie wegetacyjnym) jest ostatnio coraz częściej obserwowane i opisywane w literaturze (Zdanowski i in., 2009; Bergström, 2010; Moss i in., 2013), pomimo tego że to fosfor powszechnie uważany jest za czynnik ograniczający produkcję fitoplanktonu. Ten rodzaj limitacji najczęściej obserwowany jest w warunkach podwyższonej trofii, przy dużych ładunkach fosforu. Czynnikiem sprzyjającym limitacji azotu w opisywanych jeziorach jest znaczna redukcja emisji azotu do środowiska, będąca wynikiem zaostreżeń prawnych (Dyrektywa 91/676/EWG, 1991) i przemian polityczno-ekonomicznych (szczególnie w sektorze rolnym). Z drugiej strony, ciągle wysokie stężenie fosforu w toni wodnej jezior, związane zarówno z nieuregulowaną gospodarką wodno-ściekową na obszarach wiejskich i wewnętrznym zasilaniem z osadów (Jarosiewicz, niepublikowane) obniża stosunek N:P i stwarza możliwość limitacji azotu.

Wyniki przeprowadzonych badań dotyczące omówionej tematyki prezentowane były podczas konferencji (*Zał. 5. poz.: 5.2.6.*), opublikowane w formie oryginalnych prac naukowych (*Zał. 5. poz.: 2.1.10; 2.2.1.4.; 2.2.1.7; 2.2.2.7.; 2.2.2.8 2.2.3.3.*) oraz komunikatów i doniesień naukowych (*Zał. 5. poz.: 2.3.2.10.*).

3.2.4. Określenie wpływu jakości wód i parametrów zlewni na występowanie i rozród płazów

Efektem moich zainteresowań naukowych był również aktywny udział w badaniach nad **wpływem czynników siedliskowych na występowanie oraz skład gatunkowy batrachofauny**. Ze względu na globalny stały spadek różnorodności gatunkowej i liczebności populacji, współczesne badania płazów skupiają się na poznaniu przyczyn ich wymierania. Podłożem takich badań jest wiedza na temat rozmieszczenia i liczebności populacji poszczególnych gatunków, a następnie powiązanie tych informacji z szeroko rozumianymi parametrami środowiskowymi (np. fragmentacja środowiska, ilość i jakość zbiorników wodnych, rodzaj i intensywność antropopresji). Mimo tego, iż w Polsce prowadzone są dość regularnie badania fauny płazów, a główne przyczyny spadku różnorodności gatunkowej na ogół dobrze poznane, to jednak nadal istnieją obszary Polski dla których **brakuje informacji o**

rozmieszczeniu płazów, a często o występowaniu i różnorodności gatunkowej decyduje szereg współistniejących czynników o charakterze lokalnym.

Badania, w których uczestniczyłam **prowadzone były na obszarze słabo poznanym** (Słupsk) lub **wręcz pomijanym dotychczas w badaniach batrachofauny** (Pojezierze Starogardzkie). W celu określenia składu gatunkowego płazów w latach 2005-2007 (trzy sezony rozrodcze) przeprowadzony został monitoring 40 zbiorników wodnych, zlokalizowanych w granicach administracyjnych Słupka (*Zał. 5. poz.: 2.2.1.5; 2.2.2.3; 2.3.1.1*), a w latach 2007-2008 (dwa sezony rozrodcze) monitoring 50 zbiorników wodnych usytuowanych w przestrzeni głównie użytkowanej rolniczo we wschodniej części Pojezierza Starogardzkiego (*Zał. 5. poz.: 2.2.2.6*). Na terenie miasta stwierdzono występowanie 9 pospolitych gatunków płazów. Występowały one w 67% przebadanych zbiornikach, w pozostałych nie odnotowano ani jednego gatunku. Liczba gatunków płazów w poszczególnych zbiornikach wodnych zależała od lokalizacji zbiornika (stopień zurbanizowania) oraz od stopnia jego przekształcenia. W zbiornikach zlokalizowanych **na terenie zurbanizowanym jedynie nielicznie występowały najbardziej pospolite gatunki**. Również wszelka ingerencja człowieka, mająca na celu pogłębienie zbiorników, uregulowanie linii brzegowej, czy oczyszczanie z roślinności wodnej, sprzyjała porzucaniu takich miejsc przez płazy w okresie rozrodu (*Zał. 5. poz.: 2.2.1.5; 2.2.2.3*). W analizowanych zbiornikach wodnych Pojezierza Starogardzkiego odnotowano 12 gatunków płazów, a godujące płazy występowały w 92% zbiorników wodnych objętych badaniami. Płazy najchętniej zasiedlały zbiorniki o największej powierzchni (powyżej 1 ha), rzadziej zaś te o powierzchni do 0,1 ha (*Zał. 5. poz.: 2.2.2.6*).

W roku 2010 (na terenie Słupska) i 2013 (na Pojezierzu Starogardzkim) przeprowadzone zostały kolejne badania w celu **określenia wpływu jakości wód oraz rodzaju i poziomu antropopresji** na występowanie i rozród płazów. Szczegółowy opis zastosowanej metodyki badawczej przedstawiono w publikacjach: *Załącznik 5. poz.: 2.1.9.; 2.2.3.3*. Łącznie badaniami objętych zostało 29 zbiorników wodnych. Przeprowadzone analizy wykazały, że w przypadku **zbiorników miejskich występowanie płazów było dodatnio skorelowane z parametrami morfometrycznymi** badanych zbiorników wodnych. Zarówno większa powierzchnia jak i bardziej rozwinięta linia brzegowa sprzyjały występowaniu płazów. Równocześnie występowanie godujących płazów było **ujemnie skorelowane z parametrami troficznymi zbiorników** (stężeniem całkowitego azotu i fosforu, stosunkiem N:P,

stężeniem chlorofilu *a*) (Zał. 5. poz.: 2.1.9.). Natomiast w przypadku obszarów **użytkowanych rolniczo, morfometria i właściwości fizyko-chemiczne wód odgrywały drugorzędną rolę** w wyborze zbiorników wodnych jako miejsca do rozrodu płazów (Zał. 5.poz.:2.2.3.3). Pomimo około trzykrotnie wyższego stężenia substancji biogenicznych i poziomu troficznego wód na granicy eutrofii i hipertrofii, zarówno średnia liczba gatunków jak i średnia liczba osobników przypadająca na jeden zbiornik była istotnie statystycznie wyższa w przypadku zbiorników wodnych zlokalizowanych w przestrzeni użytkowanej rolniczo niż tych zlokalizowanych w przestrzeni miejskiej (Zał. 5. poz.:2.2.3.3).

Wyniki przeprowadzonych badań prezentowane były podczas konferencji krajowych i międzynarodowych (Zał. 5. poz.: 5.2.4.; 5.2.11.; 5.3.14.; 5.3.16.), opublikowane w formie oryginalnych prac naukowych (Zał. 5. poz.: 2.1.9.; 2.2.1.5.; 2.2.2.3.; 2.2.2.6.; 2.2.3.3.; 2.3.1.1.) oraz komunikatów i doniesień naukowych (Zał. 5. poz.: 2.3.2.9; 2.3.2.15.).

3.3. Cytowana literatura

- [1]. Bajkiewicz-Grabowska E., 2002. Obieg materii w systemach rzeczno-jeziornych, Uniwersytet Warszawski, Wydział Geografii i Studiów Regionalnych, Warszawa.
- [2]. Bergström A.K., 2010. The use of TN:TP and DIN:TP ratios as indicators for phytoplankton nutrient limitation in oligotrophic lakes affected by N deposition, *Aquat. Sci.*, 72, 277-281.
- [3]. Behrendt H., 1996. Inventories of point and diffuse sources and estimated nutrient loads – a comparison for different river basins in Central Europe, *Wat. Sci. Tech.*, 33, 99 – 107.
- [4]. Carlson R.E., 1977. A trophic state index for lakes, *Limnol. Oceanogr.*, 22, 361-369.
- [5]. Carpenter S.R., Caraco N.F., Correll D.L., Howarth R.W., Sharpley A.N., Smith U.H., 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen, *Ecol. Appl.*, 8, 559-568.
- [6]. Choiński A., 2007. Limnologia fizyczna Polski, Wydawnictwo Naukowe UAM, Poznań.
- [7]. Cydzik D., Soszka H., 2003. Changes in water quality of Polish lakes in the years 1991-2000 (based on lake monitoring results), *Limnol. Rev.*, 3, 53-58.
- [8]. Dyrektywa 91/271/EWG, 1991. Dyrektywa Rady 91/271/EWG z dnia 21.05.1991 dotycząca oczyszczania ścieków komunalnych (Dyrektywa Ściekowa).
- [9]. Dyrektywa 91/676/EWG, 1991. Dyrektywa Rady 91/676/EWG z dnia 12.12.1991 dotycząca ochrony wód przed zanieczyszczeniami powodowanymi powodziami przez azotany pochodzenia rolniczego, (Dyrektywa Azotanowa).
- [10]. Dyrektywa 2000/60/WE, 2000, 2000. Dyrektywa 2000/60/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z 23.10.2000 ustanawiająca ramy wspólnotowego działania w dziedzinie polityki wodnej, (Ramowa Dyrektywa Wodna).
- [11]. Eriksson H., Pastuszak M., Löfgren S., Mörtz C.M., Humborg C., 2007. Nitrogen budgets of the Polish agriculture 1960-2000; implications for riverine nitrogen loads to the Baltic Sea from transitional countries, *Biogeochemistry*, 85, 153-168.

- [12]. Fotyma M., Ignas J., Kopiński J., 2012. Nitrogen utilization and diffuse losses in agricultural crop production, 111-161, w: Pastuszak M., Ignas J. (red.), Temporal and spatial differences in emission of nitrogen and phosphorus from Polish territory to the Baltic Sea, Gdynia-Puławy.
- [13]. Glaesner N., Kjaergaard C., Rubaek G.H., Magid J., 2011. Interactions between soil texture and placement of dairy slurry application: II Leaching of phosphorus forms, *J. Environ. Qual.*, 40, 344-351.
- [14]. Granlund K., Räike A., Ekolm P., Rankinen K., Rekolainen S., 2005. Assessment of water protection targets for agricultural nutrient loading in Finland, *J. Hydrol.*, 304, 251-260.
- [15]. Grimvall A., Stålnacke P., Tonderski A., 2000. Time scales of nutrient losses from land to sea – a European perspective, *Ecol. Eng.*, 14, 363-371.
- [16]. Grochowska J., Dunalska J., 2005. Trophic condition of Lake Podkówek and the drainage basin role in the lake's eutrophication, *Limnol. Rev.*, 5, 93-99.
- [17]. Havens K.E., James R.T., East T.L., Smith V.H., 2003. N:P ratios, light limitation, and cyanobacterial dominance in a subtropical lake impacted by non-point source nutrient pollution, *Environ. Pollut.*, 122, 379-390.
- [18]. Hillbricht-Ilkowska A., Ławacz W., 1983. Biotic structure and processes in the lake system of River Jorka watershed (Masurian Lakeland, Poland). *Ekologia Polska*, 31, 539-585.
- [19]. Howarth R.W., Marino R., Lane J., Cole J.J., 1988. Nitrogen fixation in freshwater, estuarine, and marine ecosystems. *Limnol. Oceanogr.* 33, 669-682.
- [20]. Ilnicki P., 2005. Polskie rolnictwo a ochrona środowiska, Wydawnictwo Akademii Rolniczej w Poznaniu, Poznań.
- [21]. Johnes P.J., 1996. Evaluation and management of the impact of land use change on the nitrogen and phosphorus load delivered to surface Waters: the export coefficient model ling approach, *J. Hydrol.*, 183, 323-349.
- [22]. Jørgensen S.E., Vollenweider R.A., 1989. Guidelines of lake management. Principles of lake management, International Lake Environment Committee Foundation, Japan.
- [23]. Judová P., Janský B., 2005. Water quality in rural areas of the Czech Republic: key study Slapanka River catchment, *Limnologica*, 35, 160-168.
- [24]. Kraska M., Szyper H., Romanowicz W., 1994. Charakterystyka trofii wód 37 jezior łobeliowych Borów Tucholskich i Pojezierza Bytowskiego, *Idee Ekologiczne*, 6, 135-147.
- [25]. Kratzer C.R., Brezonik P.L., 1981. A Carlson-type trophic state index for nitrogen in Florida lakes, *Water Res. Bull.*, 17, 713-715.
- [26]. Kronvang B., Behrendt H., Andersen H.E., Arheimer B., Barr A., Borgvang S.A., Bouraoui F., Granlund K., Grizzetti B., Groenedijk P., Schwaiger E., Hejzlar J., Hoffmann L., Johnsson H., Panagopoulos Y., Lo Porto A., Reisser H., Schroumans O., Anthony S., Silgram M., Venohr M., Larsen S.E., 2009. Ensemble modeling of nutrient loads and nutrient load partitioning in 17 European catchments, *J. Environ. Monit.*, 11, 572-583.
- [27]. Kronvang B., Hezler J., Boers P., i in., 2004. Nutrient retention handbook. Software Manual for EUROHARP-NUT-RET and Scientific review on nutrient retention, EUROHARP report 9-2004, NIVA report SNO 4878/2004, Oslo.

- [28]. Liu J., Aronsson H., Bergström L., Sharpley A., 2012. Phosphorus leaching from loamy sand and clay loamy topsoils after application of pig slurry, *SpringerPlus*, 1, 1-10.
- [29]. Löfgren S., Gustafson A., Steineck S., Stålnacke P., 1999. Agricultural development and nutrient flows in the Baltic States and Sweden after 1988, *Ambio*, 28, 320-327.
- [30]. Machowski R., Ruman M., Rzętała M., 2006. Abiotic manifestations of eutrophication of water reservoirs in case of extreme agricultural and industrial anthropopressure, *Limnol. Rev.*, 6, 179-186.
- [31]. Moss B., Jeppesen E., Søndergaard M., Lauridsen T.L., Liu Z., 2013. Nitrogen, macrophytes, shallow lakes and nutrient limitation: resolution of a current controversy? *Hydrobiologia*, 710, 3-21.
- [32]. Moss T., 2004. The governance of land use in river basins: prospects of overcoming problems of institutional interplay with the EU Water Framework Directive, *Land Use Policy*, 21, 85-94.
- [33]. Nausch G., Nehring D., Aertebjerg G., 1999. Anthropogenic nutrient load of the Baltic Sea, *Limnologica*, 29, 233-241.
- [34]. Neal C., Heathwaite A.L., 2005. Nutrient mobility within river basins: a European perspective, *J. Hydrol.*, 304, 477-490.
- [35]. Nõges P., Järvet A., Tuvikene L., Nõges T., 1998. The budgets of nitrogen and phosphorus in shallow eutrophic Lake Võrtsjärv (Estonia), *Hydrobiologia*, 363, 219-227.
- [36]. Nõges P., Nõges T., Ghiani M., Sena F., Fresner R., Friedl M., Mildner J., 2011. Increased nutrient loading and rapid changes in phytoplankton expected with climate change in stratified South European lakes: sensitivity of lakes with different trophic state and catchment properties, *Hydrobiologia*, 667, 255-270.
- [37]. Okulaniš E., 1982. Rola jezior w kształtowaniu powierzchniowych zasobów wodnych Pojezierza Kaszubskiego, *Zeszyty Naukowe, Rozprawy i monografie*, 37, Gdańsk.
- [38]. Oláh J., Oláh M., 1996. Improving landscape pirogen metabolism in the Hungarian Rowlands, *Ambio*, 25, 331-335.
- [39]. Ott I., Kõiv T., Nõges P., Kisand A., Järvalt A., Kirt E., 2005. General description of partly meromictic hypertrophic Lake Verevi, its ecological status, changes during the past eight decades, and restoration problems, *Hydrobiologia*, 547, 1-20.
- [40]. Pastuszak M., Stålnacke P., Pawlikowski K., Witek Z., 2012. Response of Polish rivers (Vistula, Oder) to reduced pressure from point source and agriculture during the transition period (1988-2008), *J. Mar. Syst.*, 94, 157-173.
- [41]. Pekarova P., Pekar J., 1996. The impact of land use on the stream water quality in Slovakia, *J. Hydrol.*, 180, 335-350.
- [42]. Saunders D.L., Kalff J., 2001. Nitrogen retention in wetlands, lakes and rivers, *Hydrobiologia*, 443, 205-212.
- [43]. Schindler D.W., 1978. Factors regulating phytoplankton production and standing crop in the world's freshwaters, *Limnol. Oceanogr.*, 23, 478-486.
- [44]. Smal H., Kornijów R., Ligęza S., 2005. The effect of catchment on water quality and eutrophication risk of five shallow lakes (Polesie Regoion, Eastern Poland), *Pol. J. Ecol.*, 53, 313-327.

- [45]. Stålnacke P., Grimvall A., Libiseller C., Maznik M., Kokorite I., 2003. Trends in nutrient concentrations in Latvian rivers and response to the dramatic change in agriculture, *J. Hydrol.*, 283, 184-205.
- [46]. Szyper H., Gołdyn R., Romanowicz W., Kraska M., 1994. Możliwości ochrony oligotroficznego jeziora Jeleń przed czynnikami antropogenicznymi, *Idee Ekologiczne*, 6, 105-115.
- [47]. Vollenweider R.A., Kerekes J.J., 1982. Eutrophication of waters. Monitoring, Assessment and Control, OECD, Paris.
- [48]. Werner W., Wodsak H.P., 1995. The role of non-point nutrient sources in water pollution – present situation, countermeasures, outlook, *Wat. Sci. Tech.*, 31, 87-97.
- [49]. Wetzel R.G., 2001. Limnology. Lake and river ecosystems, Academic Press Elsevier, USA.
- [50]. Zdanowski B., Wołos A., Wierzchowska M., 2009. Change patterns in the trophic state of Lake Mamry Północne and Lake Niegocin (Masurian Lake District, Poland), *Limnol. Rev.*, 9, 39-60.

4. ZESTAWIENIE CAŁEGO DOROBKU NAUKOWO-BADAWCZEGO

Efektem mojej działalności naukowej jest **dorobek publikacyjny** obejmujący 91 pozycji (Tab.1 i 2), w tym 53 opublikowane oryginalne prace naukowe (*Załącz.5. poz.: 1; 2.1; 2.2; 2.3.1; 2.5; 3.1; 3.2; 3.3.1.*), 21 komunikatów i doniesień naukowych (*Załącz.5. poz.: 2.3.2 i 3.3.2*), 1 praca popularno-naukowa (*Załącz.5. poz.: 2.4*) oraz 15 raportów (*Załącz.5. poz.: 2.6; Załącz.6. poz.: 7 i 8*). Spośród 53 oryginalnych prac naukowych, 35 zostało opublikowanych w języku angielskim, w tym 19 w tytułach obecnie umieszczonych w bazie Journal Citation Reports. Jestem również współautorką 1 udzielonego patentu krajowego (*Załącz. 5. poz.: 2.5.*). Ponadto, w redakcjach czasopism o zasięgu międzynarodowym złożone są 3 manuskrypty, których jestem współautorką, a część zgromadzonych przeze mnie wyników badań jest w trakcie opracowywania.

Prace naukowe, których jestem autorką lub współautorką opublikowane zostały (lub są przyjęte do druku) w wydawnictwach:

- **zagranicznych i krajowych publikujących w języku angielskim:** Archives of Environmental Protection (1), Baltic Coastal Zone (1), Chemistry for Agriculture (4), Desalination (3), Estuarine, Coastal and Shelf Science (1), Fragmenta Faunistica (1), Hydrobiologia (1), Journal of Agricultural and Food Chemistry (2), Limnological Review (1), Polish Journal of Chemical Technology (1), Polish Journal of Ecology (1), Polish Journal of Environmental Studies (5), Ocean & Coastal Management (1), Oceanologia (1), Oceanological and Hydrobiological Studies (1), Soil and Water Research (1), Teka Komisji Ochrony i Kształtowania Środowiska Przyrodniczego – OLPAN (2)

- **krajowych publikujących w języku polskim:** Chemik (1), Inżynieria Ekologiczna (1), Przegląd Naukowy – Inżynieria i Kształtowanie Środowiska (1), Śląskie Prace Biologiczne (9), Zeszyty Naukowe Politechniki Śląskiej seria Inżynieria Środowiska (1).

Tabela 1. Zestawienie dotychczasowego dorobku naukowego

Rodzaj publikacji	Język ⁹	Przed doktoratem	Po doktoracie	Łącznie
Czasopisma z bazy JCR	A	3	16	19
Czasopisma recenzowane spoza JCR	A	2	7	9
	P	1	12	13
Rozdziały monografii	A	0	3	3
	P	0	1	1
Recenzowane materiały konferencyjne	A	3	1	4
	P	0	4	4
Komunikaty i doniesienia naukowe	A	1	7	8
	P	1	12	13
Prace popularno-naukowe	P	0	1	1
Udzielone patenty	P	0	1	1
Raporty ¹⁰	P	0	15	15
Łącznie		11	80	91

Tabela 2. Zestawienie dorobku publikacyjnego z uwzględnieniem oceny punktowej czasopism wg listy MNiSW z roku 2014

Tytuł czasopisma	Punkty	Liczba prac		Suma punktów
		Przed doktoratem	Po doktoracie	
Czasopisma z bazy JCR				
Archives of Environmental Protection	15	0	1	15
Desalination	45	1	2	135
Estuarine, Coastal and Shelf Science	35	0	1	35
Hydrobiologia	30	0	1	30
Journal of Agricultural and Food Chemistry	45	1	1	90
Ocean & Coastal Management	30	0	1	30
Oceanologia	20	0	1	20

⁹ P- prace opublikowane w języku polskim, A-prace opublikowane w języku angielskim

¹⁰ raporty i sprawozdania z projektów badawczych, ekspertyzy, plany i programy, recenzje artykułów naukowych

Oceanological and Hydrobiological Studies	15	0	1	15
Polish Journal of Chemical Technology	15	1	0	15
Polish Journal of Ecology	15	0	1	15
Polish Journal of Environmental Studies	15	0	5	75
Soil and Water Research	15	0	1	15
Czasopisma recenzowane spoza JCR				
Baltic Coastal Zone	4	0	1	4
Chemik	5	0	1	5
Chemistry for Agriculture	3 ¹¹	2	2	12
Fragmenta Faunistica	4	0	1	4
Inżynieria Ekologiczna	5	0	1	5
Limnological Review	5	0	1	5
Przegląd Naukowy – Inżynieria i Kształtowanie Środowiska	5	0	1	5
Słupskie Prace Biologiczne	1	0	9	9
Teka Komisji Ochrony i Kształtowania Środowiska Przyrodniczego - OL PAN	4	0	2	8
Zeszyty Naukowe Politechniki Śląskiej seria Inżynieria Środowiska	6 ¹²	1	0	6
Inne				
Rozdziały monografii w języku angielskim	5	0	3	15
Rozdziały monografii w języku polskim	4	0	1	4
Recenzowane materiały konferencyjne w języku angielskim	0	3	1	0
Recenzowane materiały konferencyjne w języku polskim	0	0	4	0
Komunikaty i doniesienia naukowe w języku angielskim	0	1	7	0
Komunikaty i doniesienia naukowe w języku polskim	0	1	12	0
Prace popularno-naukowe	0	0	1	0
Udzielone patenty	25	0	1	25
Raporty	0	0	15	0
Suma		11	80	597

^{11, 12} czasopismo nie znajduje się w wykazie MNiSW z 2014 roku, punkty z roku publikacji.

Wyniki moich badań prezentowane były również w formie referatów lub prezentacji posterowych na **konferencjach o zasięgu międzynarodowym i krajowym** m.in.:

- International Scientific – Research Seminar Chemistry for Agriculture, Science, Industry, Technology, Marketing, 17-19. 11.1999, Velké Losiny, Czechy.
- 27th International Conference of Slovak Society of Chemical Engineering, 22-26.05.2000, Tatranske Matliare, Słowacja.
- 3rd Congress of Chemical Technology: The chemical technology at the change of the century, 5-8.09.2000, Gliwice.
- V Konferencja: Technologie bezodpadowe i zagospodarowanie odpadów w przemyśle chemicznym i rolnictwie, 29.05 – 01.06.2001, Łukęcin.
- International Conference: Engineering with membranes, 3-6.06.2001, Granada, Hiszpania.
- IV Konferencja Naukowa: Membrany i procesy membranowe w ochronie środowiska, 5-8.06.2002, Zakopane.
- The International Congress of Membranes and Membrane Processes, 07-12.07.2002, Tuluza, Francja.
- Membrane science and technology conference of Visegrad countries with wide international participation, 07-11.09.2003, Tatranske Matliare, Słowacja.
- XLVI Meeting of the Polish Chemical Society and the Association of Engineers and Technicians of Chemical Industry, 15-18.09.2003, Lublin.
- II Konferencja Krajowa: Mikrocystyny i inne mikrozanieczyszczenia w wodzie, 10-13. 05.2004, Łódź.
- Membrane Science and Technology Conference of Visegrad Countries: Membrane processes in development of green technologies, water treatment and environmental protection, 18-22.09.2005, Polanica Zdrój.
- III Ogólnopolskie Sympozjum: Człowiek i środowisko przyrodnicze Pomorza Zachodniego, 10-12.05.2006 Szczecin – Łukęcin.
- The International Conference The Functioning of Water Ecosystems and their Protection, 27-28.10. 2006, Poznań.
- 4th International Conference: Research and Conservation of Biological Diversity in Baltic Region, 25-27.04.2007, Daugavpils, Łotwa.

- IV Ogólnopolska Konferencja Fauna Miast: Ochronić różnorodność biologiczną w miastach, 11-12.04.2008, Bydgoszcz.
- XII Ogólnopolska Konferencja Limnologiczna: Naturalne i antropogeniczne przekształcenia jezior, 23-26.09.2008, Gdańsk – Wdzydze Kiszewskie.
- 7-th International Conference: Environment. Technology. Resources, 25-27.06.2009, Rezekne, Łotwa.
- XXI Zjazd Hydrobiologów Polskich, 9-12.09.2009, Lublin.
- XIV Ogólnopolska Konferencja Limnologiczna: Naturalne i antropogeniczne przemiany jezior, 20-23.09.2010, Szczecin-Stare Drawsko.
- Konferencja Naukowo-Techniczna: Możliwości rozwoju infrastruktury wodno-ściekowej w aspekcie Ramowej Dyrektywy Wodnej UE, 22-23.09.2011, Lublin-Urszulin-Jastków.
- Ogólnopolska Konferencja Naukowa, Ekologia Miast, 25-26.05.2012, Toruń.
- III Konferencja Naukowa: Mokradła i ekosystemy słodkowodne. Funkcjonowanie, zagrożenia i ochrona, 21-23.06.2012, Serwy.
- XXII zjazd Hydrobiologów Polskich, 19-22.09.2012, Kraków.
- Konferencja Naukowa: Gospodarowanie w dolinach rzecznych na obszarach Natura 2000, 13-14.06.2013, Warszawa.
- Ogólnopolska Konferencja Naukowa: Funkcjonowanie, zagrożenia i ochrona drobnych zbiorników wodnych, 26-27.09.2013, Janów Lubelski.
- ECSA 54: Coastal systems under change: tuning assessment and management tools, 12-16.05.2014, Sesimbra, Portugalia.
- Konferencja Naukowo-Techniczna: Bliskie naturze zagospodarowanie rzek i dolin, 22.09.2014, Warszawa.
- X International Scientific Conference Actual Problems of Ecology – 2014, 1-3.10.2014, Grodno, Białoruś.
- XXIII Zjazd Hydrobiologów Polskich, 08-12.09.2015, Koszalin.

Tematy wystąpień oraz nazwiska współautorów referatów i prezentacji posterowych zamieszczone zostały w *Załączniku 5 poz.: 5*.

Jestem również autorką **czterech recenzji artykułów** do czasopism międzynarodowych: Ecological Indicators, Environmental Engineering and Management Journal, Polish Journal of Environmental Studies (*Załącznik 6. poz.: 8.*)

W okresie **przed uzyskaniem stopnia doktora** na mój dorobek składało się łącznie 11 prac, w tym 9 publikacji naukowych i 2 komunikaty i doniesienia naukowe (Załącz.5. poz.: 3). **Po uzyskaniu stopnia doktora** mój dorobek powiększył się o kolejnych 80 pozycji (Załącz.5. poz.: 1 i 2), w tym 44 opublikowane oryginalne prace naukowe.

Prace naukowe, których jestem autorką lub współautorką, cytowane były zarówno w czasopismach z bazy Web of Science (Załącz.5. poz.: 4.1.), książkach (Załącz.5. poz.: 4.3.) czy w czasopismach o zasięgu krajowym (Załącz.5. poz.: 4.2.). Liczba cytowań moich prac naukowych wg bazy Web of Science wynosi 225 (bez autocytowań 214), a **indeks Hirscha (h-index)** 5. **Łączna liczba punktów** zgodnie z obecnie obowiązującą listą MNiSW wynosi 597. **Sumaryczny Impact Factor** według listy JCR, zgodnie z rokiem ukazania się publikacji wynosi 19,586 (sumaryczny aktualny pięcioletni IF – 32,942).

Prowadzone przeze mnie badania realizowane były w ramach **11 projektów badawczych** finansowanych ze środków budżetowych. Brałam udział w dwóch grantach Ministerstwa Nauki i Informatyzacji oraz Ministerstwa Nauki i Szkolnictwa Wyższego jako główny wykonawca i wykonawca (Załącz.5. poz.: 6.1.). Byłam kierownikiem 6 projektów realizowanych ze środków MNiSW w ramach badań własnych oraz kierownikiem 1 projektu i głównym wykonawcą 1 projektu (zadanie wieloletnie) w ramach działalności statutowej Akademii Pomorskiej w Słupsku. Realizowałam również grant habilitacyjny (kierownik i główny wykonawca), przyznany mi przez Rektora Akademii Pomorskiej w Słupsku (Załącz.5. poz.: 6.2.). Zaangażowanie w realizację powyższych projektów badawczych zaowocowało opublikowanymi w czasopismach o zasięgu międzynarodowym i krajowym, oryginalnymi pracami naukowymi, jak również jest przedmiotem dalszych opracowań, które będą w przyszłości publikowane.

Systematycznie **podnoszę swoje kwalifikacje** uczestnicząc w różnych formach szkoleń (warsztaty szkoleniowe, kursy, konferencje szkoleniowe, studia podyplomowe, staż) (Załącz.6. poz.: 4). Odbylałam międzynarodowy **staż naukowy** w formie rejsu szkoleniowo - badawczego po Morzu Bałtyckim (*r/v Baltica*). Brałam udział w 3 warsztatach szkoleniowych w **zakresie metod analitycznych w monitoringu wód** oraz w warsztatach szkoleniowych dotyczących **metod modelowania ekologicznego**. Uczestniczyłam w dwóch kursach w **zakresie planowania i opracowywania wyników badań naukowych**. Byłam słuchaczką *Summer School of Industrial Application of Membrane Processes*. W 2013 roku ukończyłam **studia podyplomowe Zarządzanie**

projektem badawczym oraz po zdaniu egzaminu pisemnego uzyskałam **certyfikację *Project Management Associate IPMA Level D*** (na podstawie ISBN 0-9553213-0-1). Czynnie uczestniczyłam również w **międzynarodowej konferencji szkoleniowej (*BUP-ESD Teachers Conference*)** połączonej z warsztatami w zakresie edukacji zrównoważonego rozwoju. Ponadto brałam udział w konferencji dotyczącej realizacji współpracy międzynarodowej w dziedzinie ochrony środowiska i dwóch konferencjach szkoleniowych w zakresie gospodarowania wodą na obszarach zurbanizowanych.

Zdobyte doświadczenia i kwalifikacje naukowe wykorzystuję z dużym powodzeniem w **dydaktyce**. Moja długoletnia działalność dydaktyczna obejmuje **kształcenie studentów studiów** stacjonarnych i niestacjonarnych przede wszystkim dla **kierunków Biologia i Ochrona Środowiska** (Akademia Pomorska w Słupsku, Instytut Biologii i Ochrony Środowiska). Prowadziłam również zajęcia w ramach współpracy dydaktycznej dla studentów kierunków: Edukacja Techniczno-Informatyczna, Fizyka, Fizyka Techniczna, Geografia oraz Pedagogika (Akademia Pomorska w Słupsku, Instytut Matematyki, Instytut Fizyki, Instytut Geografii i Studiów Regionalnych, Instytut Pedagogiki i Pracy Socjalnej). Łącznie w latach 2003-2015 **przygotowałam i wygłosiłam około 1200 godzin wykładów z 14 przedmiotów** (Załącz. 6. poz.: 1.1.2.1; 1.1.3.1). Oprócz wykładów, **realizowałam zajęcia w postaci ćwiczeń, laboratoriów i audytoriów** ze studentami Politechniki Szczecińskiej (obecnie Zachodniopomorski Uniwersytet Technologiczny) i Akademii Pomorskiej w Słupsku (łącznie z 21 przedmiotów) oraz **seminaria dyplomowe i pracownie dyplomowe** dla studentów Ochrony Środowiska i Biologii (Załącz. 6. poz.: 1.1.1. oraz 1.1.2.2.). Prowadziłam również zajęcia dydaktyczne **dla studentów w ramach międzynarodowej współpracy** (Załącz. 6. poz.: 5.1.) z **Państwowym Uniwersytetem Chersońskim i Uniwersytetem Agrarnym w Chersoniu** (Załącz. 6. poz.: 1.1.3.), oraz w ramach programu międzynarodowego ***The Baltic Sea Environment*** koordynowanego przez Uniwersytet w Uppsali (Załącz. 6. poz.: 6.1.).

Opracowałam **18 autorskich programów nauczania** dla kierunków studiów realizowanych w Akademii Pomorskiej w Słupsku (Załącz. 6. poz.: 1.2.7.) oraz **7 autorskich programów nauczania** dla nowych specjalności (Załącz. 6. poz.: 1.2.8.). Jestem autorką aktualizacji programu kształcenia dla kierunku Ochrona Środowiska oraz brałam udział w opracowaniu programów kształcenia dla studiów podyplomowych *Ocena zasobów*

środowiska i ich zagrożeń (Załącznik 6. poz.: 1.2.3.) oraz dla 2 nowych specjalności (Załącznik 6. poz.: 1.2.5. oraz 1.2.6.). W latach 2011 – 2013 byłam członkiem Komisji ds. Wewnętrznego Systemu Zapewniania Jakości Kształcenia Instytutu Biologii i Ochrony Środowiska (Załącznik 6. poz.: 1.2.1.).

Byłam **promotorem 26 prac**, w tym 9 licencjackich i 17 magisterskich (Załącznik 6. poz.: 2.1.) oraz **opiekunem naukowym 3 prac** magisterskich (Załącznik 6. poz.: 2.2.). **Recenzowałam 12 prac**, w tym 8 licencjackich i 4 magisterskie (Załącznik 6. poz.: 2.3.). Warto podkreślić, że realizowane pod moim kierunkiem prace magisterskie i licencjackie z jednej strony są ściśle związane z moimi zainteresowaniami naukowymi, z drugiej strony zaś pozwalają moim podopiecznym rozwijać swoje zainteresowania naukowe i następnie przenieść je na grunt zawodowy. Efektem tej współpracy jest **9 współautorskich publikacji naukowych powstałych przy udziale studentów** (Załącznik 6. poz.: 2.4.) oraz 5 komunikatów naukowych (Załącznik 5. poz.: 2.3.2.5; 2.3.2.6; 2.3.2.8; 2.3.2.12; 2.3.2.14;).

Moja działalność dydaktyczna została wysoko oceniona zarówno przez przełożonych jak i przez studentów. Biorąc pod uwagę moje doświadczenie dydaktyczne powierzono mi funkcję **przewodniczącej Komisji ds. Wewnętrznego Systemu Zapewniania Jakości Kształcenia** Instytutu Biologii i Ochrony Środowiska AP dla kierunku Ochrona Środowiska.

Istotnym moim osiągnięciem jest również moja **działalność związana z popularyzacją nauki**. W tym obszarze byłam organizatorką lub współorganizatorką różnego rodzaju spotkań czy imprez (Bałtycki Festiwal Nauki, Uniwersytet III Wieku, Uniwersytet Bałtycki) skierowanych do odbiorców w różnym wieku i z różnych środowisk. W ramach tych spotkań przygotowywałam **wykłady, seminaria, prezentacje multimedialne, doświadczenia laboratoryjne, warsztaty terenowe** oraz różnego rodzaju pomoce naukowe w postaci m.in. kart pracy czy zeszytów ćwiczeń (Załącznik 6. poz.: 1.3.). Niektóre z tych spotkań organizowane były we współpracy (dofinansowanie) z Wojewódzkim Funduszem Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej w Gdańsku. Ponadto, w roku 2004 byłam współorganizatorem i kierownikiem naukowym międzynarodowego obozu studenckiego *Jastarnia – 2004*.

Prowadzę również aktywną **działalność organizacyjną** na rzecz Uczelni (Załącznik 6. poz.: 9). W latach 2007 – 2012 miałam zaszczyt być **członkiem Rady Wydziału**

Matematyczno-Przyrodniczego Akademii Pomorskiej w Słupsku (z ramienia niesamodzielnych pracowników naukowych). W latach 2012 - 2014 zasiadałam w **Radzie Instytutu Biologii i Ochrony Środowiska AP w Słupsku**. Byłam **członkiem Zespołu ds. opracowania Strategii Rozwoju Instytutu Biologii i Ochrony Środowiska AP w Słupsku**. Uczestniczyłam również w pracach **Wydziałowej Komisji Rekrutacyjnej oraz Komisji Egzaminacyjnej** dla kandydatów na studia na kierunku Biologia. Od roku 2004 aktywnie **współpracuję z Wydawnictwem Naukowym Akademii Pomorskiej w Słupsku**. W latach 2004 – 2008 byłam sekretarzem redakcji anglojęzycznego czasopisma naukowego *Baltic Coastal Zone*, zaś w latach 2009 – 2014 sekretarzem czasopisma naukowego *Słupskie Prace Biologiczne* (Załącznik 6. poz.: 3).

Moja działalność naukowa została doceniona przez Radę Wydziału Technologii i Inżynierii Chemicznej Politechniki Szczecińskiej, która **uznała moją pracę doktorską *Badania otoczkowania nawozów mineralnych powłoką polimerową* za wyróżniającą się**. W roku 2010 otrzymałam **nagrodę Rektora Akademii Pomorskiej w Słupsku** za aktywność naukową. Ponadto otrzymałam **dwa stypendia naukowe Rektora Akademii Pomorskiej w Słupsku** za aktywność naukową dla pracowników naukowo-dydaktycznych.

