

Załącznik 2.

Dr inż. Krzysztof Górecki
Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu
Katedra Entomologii i Ochrony Środowiska
ul. Dąbrowskiego 159
60-594 Poznań
e-mail: krzysztof.gorecki@up.poznan.pl

Autoreferat w języku polskim

Załącznik 2.

Dr inż. Krzysztof Górecki
Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu
Katedra Entomologii i Ochrony Środowiska
ul. Dąbrowskiego 159
60-594 Poznań
e-mail: krzysztof.gorecki@up.poznan.pl

AUTOREFERAT**PODSUMOWANIE OSIĄGNIĘĆ NAUKOWYCH I ZAWODOWYCH****1. IMIĘ I NAZWISKO: KRZYSZTOF GÓRECKI****2. EDUKACJA I PRZEBIEG PRACY NAUKOWEJ****2.A Uzyskane stopnie**

- 2 lipca 1999 **inżynier** na kierunku Ochrona Środowiska (Akademia Rolnicza im. Augusta Cieszkowskiego w Poznaniu, Wydział Rolniczy).
- 26 czerwca 2000 **magister inżynier** na kierunku Ochrona Środowiska (Akademia Rolnicza im. Augusta Cieszkowskiego w Poznaniu, Wydział Rolniczy; tytuł pracy: *Struktura ilościowa oraz jakościowa bentofauny w starorzeczu rzeki Warty w Luboniu*);
- 7 września 2004 **doktor nauk rolniczych w zakresie ogrodnictwa** (Akademia Rolnicza im. Augusta Cieszkowskiego w Poznaniu; Wydział Ogródniczy; tytuł pracy: *Przyczyny zmian ilości biogenów w wodach rzeki Warty na odcinku Oborniki – Skwierzyna*);

2.B Inne formy edukacji

- 1 październik 2000 - 7 czerwiec 2001 **Studia Podyplomowe w zakresie „Systemy baz danych”** (Politechnika Poznańska; Wydział Elektryczny).

3. PRZEBIEG PRACY ZAWODOWEJ

- 1 października 2000 – 30 września 2004: Akademia Rolnicza im. Augusta Cieszkowskiego w Poznaniu, Wydział Ogródniczy, Katedra Ochrony i Kształtowania Środowiska. Stanowisko: **asystent**.
- 1 października 2004 – obecnie: **Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu**; Wydział Ogródnictwa i Architektury Krajobrazu (1 lutego 2010 roku nastąpiła zmiana nazwy z Wydziału Ogródniczego); **Katedra Entomologii i Ochrony Środowiska** (1 października 2006 nastąpiła zmiana nazwy jednostki z Katedry Ochrony i Kształtowania Środowiska na Katedrę Ochrony Środowiska Przyrodniczego, następnie 1 października 2011 po połączeniu z Katedrą Entomologii przyjęła dzisiejszą nazwę); Zakład Ochrony Środowiska Przyrodniczego. Stanowisko: **adiunkt**.

4. DZIAŁALNOŚĆ NAUKOWO – BADAWCZA

4.A Omówienie cyklu publikacji powiązanych tematycznie, będących podstawą osiągnięcia naukowego

Tytuł osiągnięcia naukowego: Wpływ czynników naturalnych i antropogenicznych na poziom i przemiany azotu (N) i fosforu (P) w wodach zlewni rzeki Warty

Hipoteza badawcza: udział dużych oczyszczalni ścieków, jako punktowych źródeł zanieczyszczeń wód powierzchniowych, jest niedoszacowany w bilansie azotu i fosforu wprowadzanego do Morza Bałtyckiego wraz z wodami rzecznyymi.

Celem osiągnięcia jest ocena wpływu czynników naturalnych i antropogenicznych na ładunki i stężenia związków azotu (N) i fosforu (P) w wodach powierzchniowych zlewni rzeki Warty. Do czynników naturalnych zaliczono rodzaj gleb, warunki klimatyczne, przepływ wody w ciekach i sposób użytkowania powierzchni zlewni. W ramach czynników antropogenicznych analizowano gęstość zaludnienia, gospodarkę wodno-ściekową w zlewni i poziom produkcji rolniczej.

Publikacje stanowiące osiągnięcie naukowe, o którym mowa w art. 16 ust. 2 ustawy¹

1. Ilnicki P., **Górecki K.**, Melcer B. (2008): *Eutrofizacja cieków wodnych dorzecza Warty w latach 1991 – 2002*. Wyd. UP w Poznaniu: 277 ss. Recenzenci: prof. dr hab. Andrzej Drabiński, dr hab. Ryszard Gołdyn, (12 pkt²). **Udział wnioskującego: ABCDEF³ 40%**

Wnioskujący w wyżej wymienionej pracy był współtwórcą koncepcji, zaangażowany był w zebranie i zestawienie danych (70%), analizy statystyczne (90%), interpretacje wyników w całej pracy (30%), przygotowanie maszynopisu (40%) szczególnie wszystkich rysunków, zebranie pozycji literaturowych i przygotowanie przeglądu literatury (40%). Ponadto, wnioskujący był jedynym autorem rozdziałów: 3.1. Gęstość zaludnienia, 3.2. Gospodarka wodno-ściekowa, 7.3.1. Odcinek Kłosowice – Skwierzyna (92,2 – 137,0 km), 7.3.3. Odcinek Bobry – Rychłocice (555,8 – 681,7 km), 8.2. Prosna, 8.3. Wełna, 8.5. Ner.

2. **Górecki K.** (2007): *Zmiany stężenia i ładunku składników biogenych w wodzie rzeki Warty między przekrojami Oborniki i Skwierzyna*. Acta Scientiarum Polonorum. Formation Circumiectus 6(3); 29 – 43. (4 pkt). **Udział wnioskującego: ABCDEF 100%**

¹ Kolejność prac przedstawiona zgodna z kolejnością prowadzonych badań.

² Wg rozporządzenia MNiSW z dnia 17 października 2007 r.

³ Rodzaj udziału: A – koncepcja, B – zestawienie danych, C – analizy statystyczne, D – interpretacja wyników, E – przygotowanie maszynopisu, F – przegląd literatury; wkład łączny wyrażony w %

3. **Górecki K.** (2007): *Possible underground movement of nitrogen compounds in the Toruń – Eberswalde Proglacial Stream Valley at the Noteć confluence to the Warta River*. Wetlands: Monitoring, Modelling and Management – Okruszko et al. (eds). Taylor & Francis Group, London; 21 – 26. (7 pkt). **Udział wnioskującego: ABCDEF 100%**

4. Ilnicki P., **Górecki K.**, Lewandowski P., Farat R. (2016): *Long-term variability of total nitrogen and total phosphorus concentration and load in the south part of the Baltic sea basin*. Fresenius Environmental Bulletin. Vol. 25, No. 6/2016; 1892-1909. (15 pkt, IF₂₀₁₅ = 0,378, IF₂₀₁₅ 5 lat = 0,419;). **Udział wnioskującego: ABCDEF 35%**

Wnioskujący w wyżej wymienionej pracy był współtwórcą koncepcji, zaangażowany był w zebranie i zestawienie danych (60%), analizy statystyczne (90%), interpretacje wyników (30%), przygotowanie maszynopisu (20%), szczególnie wszystkich rysunków (poza Fig. 1), zebranie pozycji literaturowych i przygotowanie przeglądu literatury (30%).

5. **Górecki K.**, Ilnicki P., Lewandowski P., Farat R. (2016): *Temporal and spatial variability of nitrogen nitrate, reactive phosphorus concentration and load in the south part of the Baltic sea basin*. Fresenius Environmental Bulletin. Vol. 25, No. 12A/2016; 5689-5702., (15 pkt, IF₂₀₁₅ = 0,378, IF₂₀₁₅ 5 lat = 0,419). **Udział wnioskującego: ABCDEF 65%**

Wnioskujący w wyżej wymienionej pracy był współtwórcą koncepcji, zaangażowany był w zebranie i zestawienie danych (60%), analizy statystyczne (95%), interpretacje wyników (90%), przygotowanie maszynopisu (100%) szczególnie wszystkich rysunków (poza Fig. 1), zebranie pozycji literaturowych i przygotowanie przeglądu literatury (90%).

Suma punktów przedłożonych prac (wg. punktacji MNiSW z roku opublikowania prac): 53

Zaprezentowany cykl publikacji stanowiących podstawę niniejszego wniosku o nadanie stopnia doktora habilitowanego nigdy nie był w całości, ani w części podstawą innego postępowania habilitacyjnego.

Wprowadzenie do zagadnienia

Eutrofizacja Morza Bałtyckiego oraz uchodzących do niego rzek powodowana jest głównie przez azot i fosfor. Pierwiastki te dostają się do wód z różnych źródeł oraz różnymi drogami. Źródła azotu i fosforu najczęściej dzielone są na obszarowe (rolnictwo, leśnictwo, depozycja z atmosfery) i punktowe (miasta, przemysł). Azot i fosfor do rzek, jezior i mórz transportowany jest w 75% drogą wodną oraz w 25% poprzez depozycję z atmosfery (HELCOM 2004). Wzrost gospodarczy po 1950 roku spowodował duże zanieczyszczenie związkami azotu i fosforu wód powierzchniowych i podziemnych (Eriksson i in. 2007; Pastuszek i in. 2012). W 2008 roku do Morza Bałtyckiego poprzez sieć rzeczną wprowadzono 652 143 ton azotu i 29 044 ton fosforu. W opublikowanym w 2011 roku raporcie *The Fifth Baltic Sea Pollution Load Compilation* (PLC - 5 2011) oszacowano, że około 45% azotu i fosforu wprowadzane jest do morza ze źródeł obszarowych, a tylko 12% azotu i 20% fosforu ze źródeł punktowych. Wytyczne PLC (HELCOM 2006) jednak nie uwzględniały wpływu warunków klimatycznych oraz zdolności zlewni i samej rzeki do retencji azotu oraz fosforu. Retencja rozumiana jest tutaj jako zdolność do usuwania związków biogennych poprzez procesy biologiczne i fizykochemiczne. Połowa azotu emitowanego z różnych źródeł ulatnia się w postaci gazowej, tylko 11 – 40% jest następnie transportowane rzekami (Van Breemen i in. 2002). Zgodnie z modelem River Removal of Nitrogen, aż 60% wprowadzonego azotu jest usuwane podczas transportu siecią rzeczną (Seitzinger i in. 2002). Wiele badań przeprowadzonych w różnych krajach pokazuje, że ładunek azotu i fosforu w wodach rzecznych pochodzący z rolnictwa jest przeszacowany (Eriksson i in. 2007, Howden i in. 2010, Jarvie 2006, Kronvang i in. 2005, Procházková i in. 1996, Rankinen i in. 2007, Råike i in. 2003, Kiedrzyńska i in. 2014, Pastuszek i in. 2012).

Przemiany jakim ulegają związki azotu i fosforu w glebie i w wodach zależą od wielu czynników meteorologicznych, hydrologicznych i glebowych do których zliczyć możemy między innymi przepuszczalność podłoża i jego zdolność sorpcyjną. Sposób oczyszczania ścieków ma również duże znaczenie w ładunku i rodzaju związków transportowanych wodami rzeczными (Kiedrzyńska i in. 2014, Pastuszek i in. 2012). Do czynników wpływających na zmienność stężenia azotu i fosforu w zlewniach zdominowanych głównie przez rolnictwo, Staläcke i in. (2003) zaliczyli: zasobność gleb w składniki odżywcze, praktykę rolniczą (technikę uprawy gleby, terminy i dawki nawożenia), wielkość i rozkład przepływów wody oraz zdolność retencji azotu i fosforu w zlewni. Do innych czynników mających istotne znaczenie zaliczyć należy: gęstość sieci rzecznej, strukturę i typ gleb oraz głębokość zalegania wód podziemnych (Arheimer i Lidén 2000, Oenema i in. 2005).

W celu dokładniejszego oszacowania wpływu rolnictwa Organization for Economic Cooperation and Development (OECD 2001) zaleciła stosowanie bilansu azotu „na powierzchni pola”. Wyniki uzyskane tą metodą jednak znacznie odbiegają od rzeczywistego ładunku biogenów

transportowanych rzekami. Tak obliczona nadwyżka azotu w zlewni Warty w latach 2008 – 2011 wynosiła $65,4 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$, podczas gdy jednostkowy ładunek azotu obliczony w ujściowym odcinku Warty wynosił tylko $3,78 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ (**poz. 4**). Podobnie, ładunki azotu obliczone przy użyciu modelu MONERIS (Modeling Nutrient Emissions in River Systems) (Behrendt i in. 2005) w warunkach polskich są dużo wyższe od ładunków mierzonych w rzeczywistości. Model ten również przeszacowuje udział obszarowych źródeł zanieczyszczeń w ładunku azot i fosforu dostającego się do wód powierzchniowych (Ilnicki 2014). Ładunki obliczone modelem MONERIS oparte są na wielkości przepływu wód drenarskich. Stężenia azotu natomiast obliczone są na podstawie nadwyżki azotu pomniejszonej o denitryfikację. Dla fosforu przyjęto stężenia $0,2 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ w przypadku piasku i $0,06 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ dla ilu.

Cel etapowy 1: Charakterystyka czynników przyrodniczych i antropogenicznych wpływających na poziom i przemiany różnych form azotu (N) i fosforu (P) w wodach cieków w zlewni Warty.

Poz. 1. Ilnicki P., Górecki K., Melcer B. (2008): *Eutrofizacja cieków wodnych dorzecza Warty w latach 1991 – 2002*. Wyd. UP w Poznaniu: 277 ss. (12 pkt).

Poz. 4. Ilnicki P., Górecki K., Lewandowski P., Farat R. (2016): *Long-term variability of total nitrogen and total phosphorus concentration and load in the south part of the Baltic sea basin*. *Fresenius Environmental Bulletin*. Vol. 25, No. 6/2016; 1892-1909. (15 pkt, $IF_{2015} = 0,378$, $IF_{2015} \text{ 5 lat} = 0,419$);).

Poz. 5. Górecki K., Ilnicki P., Lewandowski P., Farat R. (2016): *Temporal and spatial variability of nitrogen nitrate, reactive phosphorus concentration and load in the south part of the Baltic sea basin*. *Fresenius Environmental Bulletin*. Vol. 25, No. 12A/2016; 5689-5702., (15 pkt, $IF_{2015} = 0,378$, $IF_{2015} \text{ 5 lat} = 0,419$).

Wyniki badań, dotyczące charakterystyki czynników przyrodniczych i gospodarczych wpływających na poziom azotu i fosforu w wodach rzecznych zawarto przede wszystkim w **pozycji 1**. Monografia ta jest obszerną pracą zawierającą 26,7 arkuszy wydawniczych. Dane zebrane w tej pozycji dotyczyły lat hydrologicznych 1992 – 2002. W dwóch kolejnych pozycjach (**poz. 4, poz. 5**) dane dotyczące wybranych czynników zostały zaktualizowane do roku 2011. W wymienionych powyżej pracach wnioskujący był odpowiedzialny głównie za zestawienie większości danych i przedstawienie ich w formie tabel lub rysunków. Wnioskujący przeprowadził również większość analiz statystycznych oraz był jedynym autorem wybranych rozdziałów.

Spośród czynników przyrodniczych wpływających na ładunki związków azotu i fosforu odprowadzanych do cieków w zlewni rzeki Warty, w wyżej wymienionych pracach analizowano wpływ: rzeźby terenu, warunków hydrologicznych, rodzaju gleb w zlewni, opadu atmosferycznego

i temperatury powietrza oraz sposobu użytkowania terenu. Ostatni z wymienionych czynników można zaliczyć także do czynników gospodarczych (antropogenicznych). Z powodu analizowania głównie, udziału powierzchni leśnych i rolniczych (w tym gruntów ornych) i niewielkiej zmienności czasowej zaliczono go jednak do czynników przyrodniczych.

Zlewnia rzeki Warty znajduje się w dużej mierze na terenach nizinnych (poniżej 200 m n. p. m.), a źródłowy odcinek na terenie wyżynnym. Warta uchodzi do rzeki Odry na wysokości 10 m n. p. m. a źródło jej, w Kromoławie, znajduje się na wysokości 377 m n. p. m.. Pod względem podziału fizyczno-geograficznego (Kondracki 1998) w zlewni rzeki Warty wyróżnia się cztery podprowincje. Zlewnia dolnego i środkowego odcinka rzeki Warty oraz cała zlewnia Noteci znajduje się w podprowincji Pojezierza Południowobałtyckiego (314-315). Zlewnia Warty powyżej Konina, jak i zlewnie Proсны i Neru znajdują się na terenie Nizin Środkowopolskich (318). Zlewnia górnego i źródłowego odcinka rzeki Warty, począwszy od około 585 km wraz ze zlewnią Liswarty, znajdują się na Wyżynie Śląsko-Krakowskiej (314) i Małopolskiej (342).

Pod względem wielkości zlewni, badane rzeki podzielono na: wielkie (zlewnia >10 000 km²) zalicza się do nich Wartę i Noteć, średnie (1000 – 10 000 km²): Gwda, Proсна, Drawa, Wełna, Kanał Mosiński, Widawka, Ner i Liswarta oraz małe (100 – 1000 km²): Bawół, Sama (Szamotulską) i Wrześnica. Na rzece Warcie i badanych dopływach przeanalizowano przekształcenia cieków, jakie dokonano w wyniku prac regulacyjnych. Wartę rozpoczęto już regulować w 1773 roku. Prace regulacyjne szczególnie są widoczne na drodze wodnej, która obejmuje: Wartę od ujścia Kanału Ślesińskiego do jej ujścia do rzeki Odry, Kanał Ślesiński wraz z jeziorami, górną Noteć od jeziora Gopło do połączenia z Kanałem Górnonoteckim wraz z Kanałem Górnonoteckim oraz Noteć od połączenia Kanału Górnonoteckiego z Kanałem Bydgoskim aż do ujścia Noteci do Warty (Dz. U. z 2002 r. nr 210, poz. 1786). W ramach czynników hydrograficznych i hydrologicznych określono również spadek podłużny badanych cieków wodnych. Odpływ wody scharakteryzowano na podstawie danych pochodzących z posterunków wodowskazowych Instytutu Meteorologii i Gospodarki Wodnej (IMGW), wykorzystując średnie wartości odpływów z lat 1951 – 1990 (Szczepański 1996, Fal i in. 1997) oraz 1951 – 1995 (Fal i in. 2000). Obliczono także udział odpływu w opadzie atmosferycznym w badanym okresie 1992 - 2002

Na podstawie map glebowo-rolniczych w skali 1:1 000 000 (Dobrzański i in. 1974) opracowano zgeneralizowaną mapę, uwzględniającą mady, gleby hydromorficzne, gleby lekkie i gleby zwięzłe. Taki podział gleb został opracowany tylko na potrzeby analizy poziomu wymywania azotu i fosforu. Gleby piaszczyste i gliniaste, wykazują bowiem znaczne różnice w podatności na wymywanie związków biogennych z gleby. Udział gleb lekkich zbudowanych z piasków w zlewni rzeki Warty i gleb zwięzłych zbudowanych z glin w zlewni Warty jest podobny i wynosi odpowiednio 45% i 41%. Gleby zwięzłe przeważają w środkowej części zlewni, w pozostałej dominują gleby lekkie. Gleby hydromorficzne i mady występują w szerokich dolinach rzecznych i

zajmują 14% powierzchni zlewni. Przeanalizowano również w zlewni Warty waloryzację rolniczej przestrzeni produkcyjnej, opracowaną przez Instytut Uprawy, Nawożenia i Gleboznawstwa w Puławach (Witek i Górski 1977). Zlokalizowano również gminy wrażliwe na zanieczyszczenie wód powierzchniowych azotem i fosforem (Brzozowski i Wodecki 2005). W skład nich wchodzi najczęściej gminy o najlepszych warunkach agroekologicznych. Gminy wrażliwe na zanieczyszczenie azotem i fosforem zlokalizowano głównie na glebach zwięzłych. Zebrano, także dane dotyczące pokrywy glebowej na gruntach ornych i użytkach zielonych dla poszczególnych zlewni badanych dopływów Warty. Badane zlewnie wyraźnie różnią się pod względem pokrywy glebowej. Gleby piaszczyste przeważają w zlewni Drawy i Gwdy, znaczny ich udział obserwuje się w zlewniach Obry i Proсны. Gliny i pisaki naglinowe występują przede wszystkim w zlewniach Samy, Kanału Mosińskiego i Wrześnicy.

Zestawiono i uzupełniono dane, dotyczące sposobu użytkowania powierzchni terenu w badanych zlewniach. Szczególną uwagę, zwrócono na grunty orne, użytki zielone, lasy i tereny pod wodami - jeziora. Bardzo dużym udziałem gruntów ornych charakteryzują się zlewnie Samy (70,4%) i Wrześnicy (72,7%), dużym - Proсны (62,3%), Welny (61,1%) i Neru (59,4%). Najmniej gruntów ornych znajduje się w zalesionych zlewniach Drawy (27,3%) i Gwdy (36,5%). Obliczono także udział użytków rolnych w ogólnej powierzchni powiatów w granicach zlewni Warty. Do zlewni Warty zaliczono powiaty, których ponad 50% powierzchni znajduje się w obszarze zlewni. Największym udziałem użytków rolnych, charakteryzuje się środkowa część zlewni Warty, która cechuje się przewagą gleb zwięzłych.

Bardzo istotny wpływ na wymywanie związków azotu i fosforu ma wielkość i rozkład przestrzenny oraz czasowy opadów atmosferycznych. W analizach uwzględniono również występowanie opadów ulewnych. W tym celu dla dziesięciu stacji hydrologiczno – meteorologicznych obsługiwanych przez IMGW (Bydgoszcz, Częstochowa, Gorzów Wlkp., Kalisz, Koło, Leszno, Piła, Poznań, Szczecinek, Wieluń) zebrano średniomiesięczne sumy opadów dla lat hydrologicznych 1991 – 2002, dla ośmiu pierwszych stacji oraz stacji meteorologicznej w Łodzi zaktualizowano te dane następnie do roku 2010 (**poz. 4, 5**). W celu przeanalizowania rozkładu opadów atmosferycznych w poszczególnych zlewniach badanych rzek, posłużono się również danymi zebranymi w 26 posterunkach meteorologicznych i opadowych (lata hydrologiczne 1992 – 2002). Dane dotyczące aktualnego okresu badawczego porównano również z danymi z okresów wieloletnich 1891 – 1930 (Wiszniewski 1953), 1931 – 1960 (Atlas klimatyczny... 1977), 1951 – 1980 (Woś 1999) lub 1954 – 1981, 1961 – 1981 (IMGW Katowice, Poznań, Wrocław, IMUZ Bydgoszcz) oraz 1971 – 2000 (Atlas klimatu... 2005). Dla scharakteryzowania badanego obszaru wyodrębniono lata suche, przeciętne i mokre. Analizując, możliwości wymywania przede wszystkim związków azotu z profilu glebowego, obliczono również sumy opadów w półroczu zimowym i letnim. Ilość wody wsiąkającej w głąb profilu glebowego, nie zależy tylko od sumy opadów, lecz również od ich natężenia i czasu trwania.

Możliwość wystąpienia deszczy nawaalnych, ustalono poprzez liczbę dni w roku z opadem równym, lub przekraczającym 10 mm/dobę.

Temperatura powietrza oraz liczba dni z temperaturą poniżej 0°C determinuje ilość wymywanego azotu i fosforu z gleby. Ze względu na mniejsze zróżnicowanie przestrzenne temperatury powietrza niż opadów atmosferycznych w **poz. 1** zebrano dane dotyczące średniomiesięcznej temperatury powietrza dla lat hydrologicznych 1991 – 2002 mierzone na trzech stacjach meteorologicznych w Częstochowie, Pile i Poznaniu. Wymienione stacje charakteryzują górną, północną i środkową część zlewni rzeki Warty. W **poz. 4 i 5** zaktualizowano dane do roku 2010 i rozszerzono o kolejnych sześć stacji: Bydgoszcz, Gorzów Wlkp., Kalisz, Koło, Leszno, Łódź. Wyznaczono przy tym lata ciepłe, zimne i przeciętne.

Pierwszym z czynników gospodarczych, poddanych analizie jest gęstość zaludnienia. Analizę tą przeprowadzono głównie w **pozycji 1** w rozdziale, którego jedynym autorem był wnioskujący. Liczba ludności pośrednio informuje o ilości związków azotu i fosforu, które mogą być odprowadzane do rzek wraz ze ściekami. W tym celu, przeanalizowano dane o liczbie ludności zamieszkującej powiaty znajdujące się w granicach zlewni Warty. Zebrano również informacje o liczbie ludności w miastach powyżej 10 000 mieszkańców. Niewielką gęstością zaludnienia (30 – 59 mieszkańców/km²), charakteryzuje się północno-zachodnia część zlewni Warty. W środkowej części zlewni, w rejonie Poznania – Kalisza – Kościana, tak jak i w źródłowych odcinkach Neru i Warty gęstość ta była największa. Wśród największych miast tylko pięć ma ponad 100 000 mieszkańców. W największych z nich (Łódź i Poznań) gęstość zaludnienia przekracza 2000, w pozostałych mieści się ona w przedziale 1000 – 2000 miesz./km². Miasta te są największymi punktowymi źródłami zanieczyszczeń, z których pochodzi większość ścieków. Badając gospodarkę wodno-ściekową w zlewni rzeki Warty analizowano zarówno ilość ścieków, jak i sposób ich oczyszczania oraz ładunek azotu i fosforu zrzucany wraz ze ściekami do wód powierzchniowych. Gospodarkę wodno-ściekową scharakteryzowano w pięciu regionach hydrograficznych zlewni Warty (**poz. 1**) oraz w dwóch profilach Warty (ujście do Odry i poniżej Poznania w miejscowości Oborniki) i czterech charakterystycznych dopływach (Prosna, Ner, Noteć, Drawa) (**poz. 5**). Bardzo istotne okazały się również terminy uruchomienia nowych i modernizacji już istniejących oczyszczalni ścieków dużych miast na zmiany stężeń i ładunków związków azotu i fosforu w wodach Warty i jej dopływach. Wnioskujący był jedynym autorem rozdziałów poświęconych gospodarce wodno-ściekowej w **pozycji 1 i 5**.

Poziom intensyfikacji produkcji rolnej określono w oparciu o sposób użytkowania ziemi oraz poziom produkcji zwierzęcej. Szczegółowo analizowano udział użytków rolnych w ogólnej powierzchni gruntów, udział gruntów ornych w użytkach rolnych oraz udział roślin wymagających wysokiego poziomu nawożenia w strukturze zasiewu. Inwentarz żywy został scharakteryzowany na podstawie obsady oraz liczebności największych ferm trzody chlewnej. W celu przedstawienia poziomu intensyfikacji produkcji rolnej w formie liczbowej wykorzystano Wskaźnik

Intensywności Produkcji Rolnej (WIPR). Najwyższy wskaźnik odnotowano w środkowej części zlewni rzeki Warty obejmujący zlewnie Proсны, Samy, Kanału Mosińskiego, Samicy Kierskiej i Wrześnicy. Najniższy natomiast, odnotowano w zlewniach rzek: Drawy, Gwdy i w ujściowym odcinku rzeki Warty.

Omówione powyżej czynniki przyrodnicze i gospodarcze poddano analizie zależności występujących pomiędzy nimi a stężeniami i ładunkami związków azotu i fosforu. Wnioskujący był odpowiedzialny za wykonanie większości obliczeń statystycznych. Stwierdzono, między innymi istotną, dodatnią korelację między ładunkami azotu, a procentowym udziałem gleb zwięzłych i gruntów ornych w zlewni. Jednostkowy ładunek azotu, wykazuje również istotną zależność od spadku podłużnego oraz liczby mieszkańców w zlewni. Ostatni z wymienionych czynników, czyli liczba mieszkańców w zlewni jeszcze bardziej powiązana jest z jednostkowym ładunkiem fosforu. Wskazuje to na większy udział źródeł punktowych w odprowadzanym przez rzekę ładunku fosforu. Związek, pomiędzy stężeniem związków azotu i fosforu, a przepływem wody w rzece analizowany był w kilku ujęciach. Badano zależności, pomiędzy stężeniem: średniorocznym, średniomiesięcznym i ładunkiem rocznym azotu ogólnego, azotu azotanowego, fosforu ogólnego i fosforanowego w wodzie rzecznej a przepływem średniorocznym, średniomiesięcznym i średnim dla półrocza zimowego. Zależności te, analizowano w okresie 11 lat (1992 – 2002) (**poz. 1**), oraz w okresie 19 lat (**poz. 4, 5**) przy pomocy regresji liniowej (Pearsona) i Spearman's R. Dodatnia zależność, występowała pomiędzy azotem azotanowym a przepływem wody. Najbardziej istotna zależność, występowała między średniorocznym stężeniem N – NO₃ a przepływem w półroczu zimowym. Większe przepływy wynikały z większych opadów atmosferycznych, które z kolei powodowały większe wymywanie N – NO₃ z gleby. Wyjątek stanowią rzeki Ner i Drawa gdzie zależność ta była stosunkowo słaba, lub nie występowała. W Nerze spowodowane było to wprowadzaniem do rzeki bardzo dużych ilości ścieków z Łodzi i Pabianic oraz przrzutem wody ze zbiornika Sulejów na Pilicy do Łodzi. W przypadku Drawy był to zapewne rezultat znacznego dopływu podziemnego w przepływie wody. Drugą istotną zależność, tym razem ujemną, zauważono pomiędzy stężeniem fosforu ogólnego i fosforu fosforanowego, a przepływem wody. Zależność ta, szczególnie widoczna jest przy porównaniu średniomiesięcznych stężeń ze średniomiesięcznymi przepływami w dłuższym okresie (1992 – 2011). Ujemna wartość współczynników korelacji wskazuje na to, że mniej więcej stały roczny ładunek fosforu jest rozcieńczany większą ilością wody. Dowodzi to, że zdecydowana większość fosforu w wodach rzecznych pochodzi z punktowych źródeł zanieczyszczeń (oczyszczalni ścieków).

Opady atmosferyczne, w szczególności sumy opadów w półroczu zimowym, wpływają tylko na średnioroczne stężenie azotu azotanowego. Zależności tej nie stwierdzono tylko w Nerze. Zauważono, natomiast w tej rzece istotną ujemną zależność średniorocznego stężenia azotu ogólnego i rocznej sumy opadów. Wskazuje to na dominujący wpływ ścieków z aglomeracji

łódzkiej na stężenie azotu w wodach Neru, które rozcieńczane są wodami opadowymi. Znacznie słabsze zależności w przypadku opadów atmosferycznych wynikają z trudności w ustaleniu dokładnych wysokości opadów w poszczególnych zlewniach.

Stwierdzono również dodatnią zależność, pomiędzy jednostkowym ładunkiem azotu, a jednostkowym odpływem wody. Zależność tą obliczono dla 11 rzek za wyjątkiem Neru. Bardzo wysokie wartości ładunku jednostkowego azotu ($10,07 - 26,58 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) notowane w Nerze zaburzały tę zależność.

W celu ustalenia najważniejszych czynników wpływających na wymywanie z obszaru zlewni azotu i fosforu, czynniki te wnoszący poddał analizie składowych głównych (Principal Component Analysis, PCA). Metoda ta pozwala wnioskować o obiektach opisywanych wieloma zmiennymi oraz bada związki pomiędzy wielowymiarowymi zmiennymi, grupując podobne. Do zmiennych niezależnych zaliczono roczny i zimowy odpływ jednostkowy, sumę opadu atmosferycznego rocznego i zimowego, procentowy udział gruntów ornych na powierzchni zlewni oraz gęstości zaludnienia badanych zlewni. Na podstawie PCA wybrano czynnik pierwszy, odgrywający decydującą rolę - odpływ jednostkowy roczny i zimowy, opad atmosferyczny roczny i zimowy, procentowy udział gruntów ornych oraz czynnik drugi – gęstość zaludnienia. Najistotniejsze w czynniku pierwszym są odpływ jednostkowy i udział gruntów ornych. Opad atmosferyczny oddziałuje tu w mniejszym stopniu. Sporządzona macierz korelacji potwierdziła również istotne zależności: dodatnie pomiędzy odpływem jednostkowym, a opadem atmosferycznym oraz ujemne pomiędzy odpływem jednostkowym a udziałem gruntów ornych w zlewni. Ostatnią zależność można wyjaśnić dużą polową pojemnością wodną gleb gruntów ornych.

Cel etapowy 2: Ocena czasowej i przestrzennej zmienności stężenia oraz ładunku związków azotu i fosforu w Warcie i jej dopływach.

Poz. 1. Ilnicki P., Górecki K., Melcer B. (2008): *Eutrofizacja cieków wodnych dorzecza Warty w latach 1991 – 2002*. Wyd. UP w Poznaniu: 277 ss. (12 pkt).

Poz. 2. Górecki K. (2007): *Zmiany stężenia i ładunku składników biogennych w wodzie rzeki Warty między przekrojami Oborniki i Skwierzyna*. *Acta Scientiarum Polonorum. Formation Circumiectus* 6(3); 29 – 43. (4 pkt).

Poz. 3. Górecki K. (2007): *Possible underground movement of nitrogen compounds in the Toruń – Eberswalde Proglacial Sream Valley at the Noteć confluence to the Warta River*. *Wetlands: Monitoring, Modeling and Management – Okruszko et al. (eds)*. Taylor & Francis Group, London; 21 – 26. (7 pkt).

Poz. 4. Ilnicki P., Górecki K., Lewandowski P., Farat R. (2016): *Long-term variability of total nitrogen and total phosphorus concentration and load in the south part of the Baltic sea basin*.

Fresenius Environmental Bulletin. Vol. 25, No. 6/2016; 1892-1909. (15 pkt, $IF_{2015} = 0.378$, IF_{2015} 5 lat = 0,419;).

Poz. 5. Górecki K., Ilnicki P., Lewandowski P., Farat R. (2016): Temporal and spatial variability of nitrogen nitrate, reactive phosphorus concentration and load in the south part of the Baltic sea basin. *Fresenius Environmental Bulletin. Vol. 25, No. 12A/2016; 5689-5702., (15 pkt, $IF_{2015} = 0.378$, IF_{2015} 5 lat = 0,419).*

Stężenia i ładunki związków azotu oraz fosforu szczegółowo analizowano w 10 wybranych punktach pomiarowo-kontrolnych Państwowego Monitoringu Środowiska (PMŚ) na rzece Warcie dla okresu 1992 – 2002. Badaniami objęto również większe dopływy Warty: Noteć, Obrę, Samę, Welnę, Kanał Mosiński, Wrześnicę, Prosnę, Bawół i Ner. Badano również dwa charakterystyczne dopływy Noteci - Drawę i Gwdę (**poz. 1**). Osobno analizowano odcinki na rzece Warcie: Oborniki – Skwierzyna (92,2 – 206,3 km) (**poz. 1, 2, 3**), zbiornik Jeziorsko (483,4 – 504,3 km) i Bobry – Rychłocice (555,8 – 681,7 km). Na odcinkach tych, zaobserwowano dość rzadkie zjawisko zmniejszania się stężeń i ładunków azotu. Zjawisko to szczegółowo zostało opisane przez wnioskującego w odpowiednich rozdziałach (**poz. 1**). W pracach (**poz. 2, 3**) wnioskujący dokładnie scharakteryzował różne potencjalne czynniki wpływające na retencje azotu na odcinku Warty pomiędzy Obornikami i Skwierzyną. W latach 1992 – 2011 skoncentrowano się na dwóch przekrojach Warty (ujście do Odry i Oborniki - powyżej Poznania) oraz na trzech jej dopływach (Noteci, Prosnę, Neru) i dopływie Noteci - Drawie (**poz. 4, 5**). Analizowano stężenie i ładunek azotu ogólnego, azotu azotanowego, fosforu ogólnego i fosforanowego (lub fosforanów). W badanych rzekach, w celu obliczenia ładunków zebrano, dane o przepływach wody w dniach pobierania próbek w ramach badań prowadzonych przez Wojewódzkie Inspektoraty Ochrony Środowiska. Informacje o dziennych wartościach przepływów wody w rzekach uzyskano z Instytutu Meteorologii i Gospodarki Wodnej w Poznaniu. Ładunki biogenów zostały obliczone, przez wnioskującego, dwoma różnymi metodami. W pierwszej metodzie ładunek obliczono jako iloraz stężenia i przepływu rzeczywistego pomierzonego na wodowskazie. W drugiej metodzie natomiast wnioskujący zastosował normalizację przepływów. Metoda normalizacji przepływów stosowana jest także przez Baltic Sea Fifth Pollution Load Compilation (PLC-5 2011) i OSPAR – Convention for the North Sea. Do obliczenia przepływów znormalizowanych wnioskujący zastosował wzór zaproponowany przez Stålnacke i in. (1999), a ładunek obliczył w formie ładunku rocznego ($Mg \cdot rok^{-1}$) oraz ładunku jednostkowego ($kg \cdot ha^{-1}$). Ostatnia forma ładunku, umożliwia porównanie poszczególnych zlewni.

Średnioroczne stężenia azotu ogólnego i azotanowego w 12 badanych rzekach w latach 1992 – 2002 wykazują znaczne różnice (**poz. 1**). Jedyńm autorem rozdziałów poświęconych Prośnie, Welnie i Nerze był wnioskujący. Wysokie stężenia azotu ogólnego odnotowano w rzekach: Prośnie ($5,52 mg \cdot dm^{-3}$), Kanale Mosińskim ($5,64 mg \cdot dm^{-3}$) i Samie ($6,88 mg \cdot dm^{-3}$). Najwyższe jednak stężenia, występowały w Nerze ($10,07 mg \cdot dm^{-3}$) i Wrześnicy ($10,60 mg \cdot dm^{-3}$). Obok wysokiego

stężenia azotu ogólnego we Wrześnicy, notowano tam również wysokie stężenia azotu azotanowego ($4,55 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$), natomiast w Nerze stężenie azotu azotanowego było znacznie niższe ($1,84 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$). Stosunek średniorocznego stężenia N – NO₃ do azotu ogólnego we Wrześnicy wyniósł 0,45 a w Nerze 0,21. Od 2000 roku we Wrześnicy, a w Nerze od 2001 roku udział N – NO₃ w azocie ogólnym znacznie wzrósł, odpowiednio do 0,80 i 0,58. W pozostałych rzekach (Warcie, Noteci, Drawie, Gwdzie, Wełnie, Obrze, Bawole) stężenia azotu ogólnego układały się na znacznie niższym poziomie ($1,26\text{--}4,81 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$). Poza Wrześnicą wysokie stężenia azotu azotanowego notowano również w Prośnie ($3,43 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$), Kanale Mosińskim ($3,15 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$), Bawole ($2,79 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$), Samie ($2,49 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$) i Wełnie ($2,32 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$). Stężenie azotu azotanowego wzrosło w Samie, a azotu ogólnego spadło po roku 1996. Potwierdza to również stosunek azotu azotanowego do azotu ogólnego, który w latach 1992 – 1996 średnio wynosił 0,14, natomiast w okresie 1997 – 2002 wzrósł do 0,56. Bardzo duże wartości średniorocznego stężenia fosforu ogólnego i fosforanów notowano we Wrześnicy ($1,51 \text{ mgP} \cdot \text{dm}^{-3}$; $3,18 \text{ mgPO}_4 \cdot \text{dm}^{-3}$), i Nerze ($1,41 \text{ mgP} \cdot \text{dm}^{-3}$; $2,55 \text{ mgPO}_4 \cdot \text{dm}^{-3}$). Dość wysokie stężenia fosforu ogólnego i fosforanów obserwowano również w rzece Samie w latach 1992 – 1996 ($1,06\text{--}1,47 \text{ mgP} \cdot \text{dm}^{-3}$; $2,07\text{--}3,02 \text{ mgPO}_4 \cdot \text{dm}^{-3}$). W kolejnych latach stężenia były znacznie niższe i mieściły się w przedziale $0,26\text{--}0,46 \text{ mgP} \cdot \text{dm}^{-3}$ i $0,49\text{--}0,71 \text{ mgPO}_4 \cdot \text{dm}^{-3}$. W pozostałych rzekach stężenia kształtowały się na poziomie $0,11\text{--}0,36 \text{ mgP} \cdot \text{dm}^{-3}$ oraz $0,21\text{--}0,93 \text{ mgPO}_4 \cdot \text{dm}^{-3}$.

Wyższe średniomiesięczne stężenia azotu w okresie 1992 – 2002 we wszystkich rzekach poza Nerem występowały w miesiącach grudzień – marzec. W Nerze natomiast, wysokie średnie stężenia przekraczające $10 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$, notowano w miesiącu czerwcu oraz od sierpnia do lutego. Średnie stężenie w półroczu zimowym (listopad – kwiecień) wynosiło $8,7 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$, a w półroczu letnim (maj – październik) - $9,9 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$. W przypadku azotu azotanowego wyższe stężenia w miesiącach zimowych notowano we wszystkich badanych rzekach. Wyższe wartości stężenia fosforu ogólnego i fosforanów generalnie notowano w miesiącach półrocza letniego - od maja do października.

Na Warcie wyróżniono również trzy odcinki rzeki na których zaobserwowano zjawisko zmniejszania stężenia i ładunku azotu ogólnego wraz z biegiem rzeki (**poz. 1, 2, 3**). Odcinek poniżej Poznania, pomiędzy 92,2 a 206,3 kilometrem był badany przez okres 10 lat (1993 – 2002). Na tym odcinku w pięciu punktach pomiarowo-kontrolnych PMS analizowano stężenia i ładunki azotu ogólnego, azotu azotanowego, amonowego, azotynowego, Kjeldahla, fosfor ogólny i fosforanowy. Analizowano także wpływ wód gruntowych, sposobu użytkowania doliny i zlewni, obecność zadrzewień, strefy przybrzeżnej, temperatury powietrza, opadów atmosferycznych i budowli hydrotechnicznych (**poz. 2, poz. 3**). Wnioskujący zaobserwował, że badane zjawisko, najbardziej intensywnie przebiegało na niespełna 45 km odcinku rzeki pomiędzy 92,2 km (Skwierzyna) a 137 km (Kłosowice). Odcinek ten charakteryzował się brakiem punktowych źródeł zanieczyszczeń (Górecki i Melcer 2006). Główną formą użytkowania doliny były użytki zielone

(**poz. 2**). Różnica w stężeniu azotu ogólnego pomiędzy tymi dwoma punktami wynosiła średnio $1,45 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$, osiągając nawet $3,59 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ w 1993 roku. Analizując poszczególne formy azotu wnioskujący zaobserwował, że najbardziej zmniejsza się azot Kjeldahla (forma organiczna i amonowa) (Górecki i Olejnik 2005a, b). Wnioskujący stwierdził istotną ujemną zależność pomiędzy stężeniem azotu Kjeldahla a temperaturą półrocza zimowego. Zależność taką stwierdzono również w przypadku azotu amonowego, fosforu ogólnego i fosforanów. Kolejny odcinek na Warcie między 484,3 a 504,3 km w znacznej części zajęty jest przez największy zbiornik zaporowy na Warcie – Jeziorsko (Ilnicki 1999). W zbiorniku tym zaobserwowano zmniejszenie się nie tylko stężenia azotu ogólnego, ale i fosforu ogólnego oraz zmianę innych parametrów takich jak; pH, temperatura wody, stężenie chlorofilu „a”, miana Coli. Proces ten, obserwowano w latach 1995 – 2002. Po uruchomieniu mechaniczno-biologicznej oczyszczalni ścieków w Sieradzu w 1998 roku, zlokalizowanej powyżej zbiornika, zaobserwowano w nim zmniejszenie się stężenia azotu o 18%, a fosforu o 20%. Przed uruchomieniem tej oczyszczalni ścieków spadek stężenia azotu był mniejszy (10%), fosforu natomiast większy (30%). Trzeci odcinek, na którym zaobserwowano intensywny proces samooczyszczania wód, znajduje się powyżej Sieradza, pomiędzy 555,8 a 681,7 km rzeki. Zmiany stężenia azotu ogólnego obserwowano w latach 1996 – 1998 i 2000 – 2002. Zmniejszanie się stężenia azotu przebiegało najintensywniej na ponad 13 km odcinku pomiędzy 620 a 633,2 km rzeki. Jest to odcinek mający charakter naturalny, w znikomym stopniu uregulowany. Na odcinku tym występują liczne starorzecza i wyspy, a dolina zajęta jest głównie przez lasy. Spadek stężenia azotu ogólnego wynosił $3,14 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ i podobnie, jak na odcinku Kłosowice - Skwierzyna dotyczył głównie azotu Kjeldahla (azot organiczny). Wskazuje to na mineralizację materii organicznej, jako główny proces samooczyszczania wód rzecznych.

Zagadnienie retencji azotu i fosforu w rzece Warcie analizowane było przez wnioskującego również w **poz. 4** i **poz. 5**. Pomędzy przekrojem rzeki Warty w Obornikach (205 km), a jej ujściem do Odry jednostkowy ładunek azotu i fosforu spada. W latach 1992 – 2000 ładunek azotu i fosforu w Warcie – w przekroju Oborniki wynosił odpowiednio $8,39 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ i $0,45 \text{ kg P} \cdot \text{ha}^{-1}$, a w przekroju ujściowym był on znacznie niższy i wynosił $4,26 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ i $0,37 \text{ kg P} \cdot \text{ha}^{-1}$. W okresie 2001 – 2011 różnica pomiędzy przekrojami była mniejsza i wynosiła odpowiednio $3,13 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ i $0,05 \text{ kg P} \cdot \text{ha}^{-1}$. Zmniejszenie ładunku w Warcie pomiędzy Obornikami, a ujściem rzeki Warty do Odry zauważono również w przypadku azotu azotanowego i fosforu fosforanowego. Powierzchnia zlewni rzeki Warty pomiędzy analizowanymi przekrojami wzrasta jednak prawie aż dwukrotnie. Powodem retencji azotu i w mniejszym stopniu fosforu jest między innymi większa jeziorność zlewni i duży udział lasów. Nie bez znaczenia jest również obecność naturalnego rozlewiska i mokradeł objętych ochroną w ramach Parku Narodowego Ujście Warty. Na odcinku Warty pomiędzy Obornikami a ujściem do Odry uchodzą dwie rzeki (Noteć i Obra). Dopływy te wprowadzają znacznie mniejszy jednostkowy ładunek azotu i fosforu, powodując rozcieńczenie

wód rzeki Warty. Wszystkie te czynniki sprzyjają naturalnym procesom biologicznego i chemicznego oczyszczania się wód.

Do rzeki Odry średnio w całym badanym okresie 1992 – 2011 Warta wprowadzała rocznie 20 982 Mg N i 1560 Mg P. Ładunek roczny azotu i fosforu w poszczególnych latach różnił się dość znacznie (10 230 – 39 753 Mg N i 912 – 2502 Mg P) (**poz. 4**). Przy zastosowaniu przepływu znormalizowanego, różnice pomiędzy poszczególnymi latami znacznie się zmniejszyły. Najwyższe jednostkowe ładunki azotu i fosforu w latach 1992 – 2002 odnotowano w Nerze ($18,52 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$ i $2,55 \text{ kg P}\cdot\text{ha}^{-1}$). Bardzo duży ładunek obliczono, również w przypadku Wrześnicy ($11,29 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$ i $0,65 \text{ kg P}\cdot\text{ha}^{-1}$). W Drawie, Noteci i Obrze występowały najniższe ładunki azotu ($2,19 - 2,72 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) i fosforu ($0,20 - 0,28 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$). Przy użyciu testu Mann’a – Kendall’a wnioskujący zbadał siłę trendu dla wartości miesięcznych ładunków obliczonych dwoma metodami (**poz. 4, 5**) (Kendall 1975, Radziejewski i Kundzewicz 2004). Analizą objęto okres 19 lat (1992 – 2011). Generalnie trend był bardziej widoczny przy użyciu ładunków obliczonych z zastosowaniem przepływów znormalizowanych. W przypadku azotu ogólnego trend ten był negatywny i istotny pod względem statystycznym szczególnie w Nerze, Warcie (w obu przekrojach), Noteci oraz Drawie. Silniejszy trend, również negatywny, odnotowano we wszystkich badanych przekrojach i rzekach dla fosforu ogólnego. Podobnie jak w przypadku azotu ogólnego najsilniejszy trend negatywny odnotowano dla Neru. Istotny statystycznie trend ładunków azotu azotanowego wnioskujący stwierdził tylko w Nerze i Drawie. W Nerze trend ten był dodatni, natomiast w Drawie ujemny. Ładunek fosforu fosforanowego podobnie, jak fosforu ogólnego we wszystkich badanych rzekach wykazywał silny trend negatywny.

Cel etapowy 3: Ocena wpływu oczyszczalni ścieków na poziom związków azotu i fosforu w wodzie wybranych ciekach zlewni Wary.

Poz. 1. *Ilnicki P., Górecki K., Melcer B. (2008): Eutrofizacja cieków wodnych dorzecza Warty w latach 1991 – 2002. Wyd. UP w Poznaniu: 277 ss. (12 pkt).*

Poz. 4. *Ilnicki P., Górecki K., Lewandowski P., Farat R. (2016): Long-term variability of total nitrogen and total phosphorus concentration and load in the south part of the Baltic sea basin. Fresenius Environmental Bulletin. Vol. 25, No. 6/2016; 1892-1909. (15 pkt., $IF_{2015} = 0,378$, $IF_{2015} 5 \text{ lat} = 0,419$);*

Poz. 5. *Górecki K., Ilnicki P., Lewandowski P., Farat R. (2016): Temporal and spatial variability of nitrogen nitrate, reactive phosphorus concentration and load in the south part of the Baltic sea basin. Fresenius Environmental Bulletin. Vol. 25, No. 12A/2016; 5689-5702., (15 pkt, $IF_{2015} = 0,378$, $IF_{2015} 5 \text{ lat} = 0,419$).*

Wpływ oczyszczalni ścieków na stężenia oraz ładunek związków azotu i fosforu przeanalizowano na przestrzeni 19 lat hydrologicznych (1992 – 2011). W pierwszym etapie badawczym obejmującym okres 1992 – 2002 wnioskujący analizował ilość ścieków z podziałem na oczyszczone i nieoczyszczone oraz sposób ich oczyszczania w pięciu regionach hydrograficznych (**poz. 1**). Badano także ładunek azotu i fosforu wprowadzany ze ściekami z oczyszczalni ścieków dla poszczególnych regionów. Wnioskujący analizował szczegółowo również ilości ścieków, sposób ich oczyszczania, jak i ładunek azotu i fosforu pochodzący z największych miast zlewni rzeki Warty. Zaliczono do nich miasta z liczbą mieszkańców przekraczającą 30 000 oraz Kostrzyn, z którego zrzucane są duże ilości ścieków przemysłowych. Udział dwudziestu miast w ogólnej ilości ścieków w 1993 roku stanowił 87,6% a natomiast w 2002 roku zmniejszył się do 50,9%. Wraz ze spadkiem ogólnej ilości ścieków spadła również ilość ścieków nieoczyszczonych. W roku 1990 ścieki nieoczyszczone stanowiły ponad 35% ogólnej ilości ścieków wprowadzanych do wód w zlewni Warty. W roku 2002 zanotowano już tylko 4,4% ścieków nieoczyszczonych odprowadzanych do rzek. Znaczącej zmianie uległ sposób oczyszczania ścieków. Począwszy od 1990 do 2002 roku ilość ścieków oczyszczanych przy użyciu metody biologicznej wzrosła prawie o 20%. Spowodowało to wzrost stężenia azotu azotanowego w wodzie, przy jednoczesnym spadku stężenia azotu ogólnego. Zjawisko to wnioskujący zauważył przede wszystkim w niewielkich rzekach z dużymi oczyszczalniami ścieków (Ner, Proсна, Sama), jak i w przekroju Warty w miejscowości Oborniki, które znajdują się w bliskim sąsiedztwie Centralnej Oczyszczalni Ścieków miasta Poznania. Ładunek azotu i fosforu, pochodzący ze ścieków w całej zlewni oraz z dwudziestu największych miast zmniejszył się prawie dwukrotnie w okresie 1997 – 2002. Największą redukcję ładunku, azotu i fosforu odnotowano w Kaliszu, Łodzi i Poznaniu. Oszacowano, że w 1997 roku jednostkowy ładunek azotu i fosforu pochodzący ze źródeł punktowych wyniósł odpowiednio $2,10 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ i $0,30 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$. W 2002 roku ładunek ten zmniejszył się do $1,11 \text{ kgN}\cdot\text{ha}^{-1}$ i $0,16 \text{ kgP}\cdot\text{ha}^{-1}$. Największy ładunek azotu i fosforu ze ścieków notowano w części zlewni obejmującej rzekę Wartę od jej źródeł aż do Konina. Na tym odcinku do Warty uchodzą Liswarta, Widawka, Ner i Bawół, a w jej zlewni znajduje się 10 największych miast w Częstochowę i Łodzią. Najmniejszy ładunek ze ścieków wprowadza zlewnia Noteci, która stanowi około 30% powierzchni zlewni Warty.

Dopiero analiza dłuższego okresu badawczego obejmującego lata 1992 – 2011 pozwoliła wnioskującemu w pełni dostrzec, wpływ punktowych źródeł zanieczyszczeń na stężenie i ładunek związków azotu oraz fosforu w wodach zlewni Warty (**poz. 4, poz. 5**). W latach 90-tych budowano i modernizowano oczyszczalnie ścieków wprowadzając biologiczny system oczyszczania. Trzeci stopień oczyszczania ścieków, czyli z podwyższonym usuwaniem biogenów, wprowadzany był przede wszystkim w latach 2000 – 2010. Do analizy wybrano rzeki Ner, Prosnę i Wartę w przekroju Oborniki, które są obciążone ściekami z dużych miast Łodzi, Kalisza i Poznania oraz Drawę, Noteć i Wartę w przekroju ujściowym pozbawione bezpośredniego wpływu dużych

punktowych źródeł zanieczyszczeń. Cały okres badawczy podzielono na dwa podokresy: 1992 – 2000 i 2001 – 2010. Podokresy te nie różniły się pod względem hydrologicznym. Przepływy wody w ujściowym odcinku Warty, w latach 1991 – 2000 wynosiły $201 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, natomiast w następnej dekadzie $197 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Porównanie przepływów w półroczu zimowym (listopad – kwiecień) również nie wykazało większych różnic (Ilnicki i in. 2014). Roczne sumy opadów atmosferycznych w całym analizowanym okresie (1992 – 2011) w zlewni rzeki Warty wyniosły 560 mm (223 mm w półroczu zimowym). Roczne sumy opadów w obu podokresach (1992 – 2000, 2001 – 2011) były podobne. Znaczne różnice pomiędzy podokresami 1992 – 2000 i 2001 – 2011 zaobserwowano, przy porównaniu stężeń i ładunków związków azotu i fosforu. Wyższe stężenia i ładunki azotu ogólnego, fosforu ogólnego i fosforanowego notowano we wszystkich badanych rzekach w latach 1992 – 2000. W przypadku rzek z dużym wpływem oczyszczalni ścieków różnica, pomiędzy latami 1992 – 2000, a 2001 – 2010 była szczególnie widoczna. Stężenie azotu ogólnego w Nerze, Prośnie i Warcie – w przekroju Oborniki, w latach 1992 – 2000 wynosiło odpowiednio - 11,3; 5,35; 6,07 $\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$. W następnym podokresie zmniejszyło się do poziomu 6,60; 5,06 i 4,72 $\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$. Wzrost stężenia natomiast zaobserwowano w przypadku azotu azotanowego w rzekach Ner, Prosna i Warta – w przekroju Oborniki. W Nerze zanotowano największy wzrost stężenia azotu azotanowego z 1,39 $\text{mg NO}_3\text{-N} \cdot \text{dm}^{-3}$ do 3,62 $\text{mg NO}_3\text{-N} \cdot \text{dm}^{-3}$ pomiędzy pierwszym, a drugim podokresem. Stężenie azotu azotanowego w rzekach nie obciążonych bezpośrednio ściekami (Drawa, Noteć, Warta – ujście) w analizowanych latach spadało. Wzrost stężenia azotu azotanowego, przy jednoczesnym spadku stężenia azotu ogólnego, w rzekach obciążonych ściekami najbardziej obserwowany był, przez wnioskującego, w półroczu letnim. Stężenia azotu azotanowego pomiędzy podokresami 1992 – 2000 i 2001 – 2010 w półroczu letnim (maj – październik) wzrosło o 2,55 $\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$, a w półroczu zimowym (listopad – kwiecień) wzrosło tylko o 1,91 $\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$. Wymywanie azotanów odbywa się głównie w półroczu zimowym, czemu sprzyjają mniejsza intensywność pobierania składników odżywczych przez rośliny oraz większa ilość wody wsiąkająca w glebę. Świadczy o tym również silna zależność, stwierdzona przez wnioskującego w **celu pierwszym**, pomiędzy stężeniem azotu azotanowego a opadami atmosferycznymi czy przepływami wody w półroczu zimowym. W przypadku Neru mamy do czynienia ze wzrostem stężenia azotu azotanowego w półroczu letnim, co dowodzi nienaturalnego pochodzenia tego pierwiastka. Sprawność oczyszczania w oczyszczalniach ze stopniem biologicznym wzrasta w miesiącach letnich. Sprzyja temu wyższa temperatura, która przyspiesza reakcje biologiczne.

Wpływ dużych oczyszczalni ścieków szczególnie na Ner, Prosnę i Watrę w Obornikach był widoczny podczas analizy procentowego udziału azotu azotanowego w azocie ogólnym. W rzekach tych wnioskujący zaobserwował, wzrost udziału azotu azotanowego. Wzrost ten był istotny statystycznie, co obliczono przy użyciu testu Menna – Kendalla. Najbardziej udział ten, wzrósł w Nerze z 12,7 (1992 – 2000) do 56,2% (2001 – 2010). Skokowy wzrost udziału azotu azotanowego w Nerze z 15% do 41% zanotowano w 2001 roku. Podobny znaczny wzrost udziału azotu

azotanowego zaobserwowano także w Samie (1997) i Wrześnicy (2000). W latach tych uruchomiono biologiczną metodę oczyszczania ścieków w Łodzi (Ner), Szamotułach (Sama) i Wrześni (Wrześnicy). Przy użyciu tej metody oczyszczania ścieków azot w ściekach, występujący głównie w formie organicznej, zostaje zmineralizowany do formy azotanowej.

Podsumowanie i wnioski

Wpływ omawianych w **pozycji 1, 2 i 3** czynników oddziałujących na stężenie i ładunki związków azotu oraz fosforu jest znaczący. Na stężenie i ładunek azotu oraz fosforu w wodach zlewni Warty duży wpływ mają: odpływ jednostkowy, procentowy udział gruntów ornych, opad atmosferyczny oraz gęstość zaludnienia. Przepływ wody w rzece, również pozostaje w silnej zależności ze stężeniem i ładunkiem biogenów. Spadek stężenia i ładunku azotu ogólnego, a szczególnie fosforu ogólnego, jaki zaobserwowano analizując okres 19 lat hydrologicznych (1992 – 2011), spowodowany był głównie znaczną poprawą oczyszczania ścieków w zlewni Warty (**poz. 4**). Zmniejszanie się ładunku azotu i fosforu w Warcie i jej dopływach, potwierdzono obliczając siłę trendu metodą Manna – Kendalla. Trend ten był bardzo silny w przypadku fosforu ogólnego oraz fosforu fosforanowego. Rozpuszczalna forma fosforu (fosfor fosforanowy) pozostaje w silnej zależności z formą ogólną. Pierwiastek ten, dostaje się do wód powierzchniowych głównie wraz ze ściekami. Spadek stężenia i ładunku azotu oraz fosforu, najbardziej widoczny był w Nerze, Prośnie i Warcie w przekroju Oborniki. Nadmienić należy, że rzeki te znajdują się pod bezpośrednim wpływem dużych oczyszczalni ścieków odpowiednio z Łodzi, Kalisza i Poznania. Jednocześnie, wnioskujący zaobserwował także, szczególne zjawisko wzrostu stężenia i ładunku azotu azotanowego, przy jednoczesnym spadku stężenia azotu ogólnego (**poz. 5**). Powodem tego zjawiska było wprowadzenie w oczyszczalniach ścieków, biologicznego stopnia oczyszczania. Modernizacja ta w oczyszczalniach ścieków Łodzi, Kalisza i Poznania, spowodowała skokowy wzrost procentowego udziału azotu azotanowego w formie ogólnej. Podobne zjawisko, zaobserwowano w latach 1992 – 2002 we Wrześnicy i Samie, do których zrzucano ścieki z Wrześni i Szamotuł.

Istotny wpływ ścieków na ładunek azotu i fosforu obserwowany był w Nerze. Ścieki z całej aglomeracji łódzkiej i Pabianic, wprowadzane są do tego stosunkowo niewielkiego dopływu Warty. Łódź jest największym miastem w zlewni Warty. Przed uruchomieniem Grupowej Oczyszczalni Ścieków w Łodzi, Ner wprowadzał rocznie do Warty 3 761 ton azotu ($21,78 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) i 458 ton fosforu ($2,65 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$). Uruchomienie oczyszczalni obniżyło ładunek azotu (2 146 tony; $12,43 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) i fosforu (124 tony; $0,72 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$). Modernizacja oczyszczalni ścieków poprzez uruchomienie stopnia biologicznego, spowodowała wzrost rocznego ładunku azotu azotanowego z 732 ton ($4,24 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) do 1221 ton ($7,07 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$). Porównanie ładunku jednostkowego azotu i

fosforu w Nerze i Welnie, pozwoliło ocenić faktyczny wpływ oczyszczalni ścieków na ładunki biogenów w wodach rzek. Welna jest dopływem Warty o większej zlewni, niż Ner, ale o podobnym udziale gruntów ornych (60%). Pozbawiona jest jednak dużych punktowych źródeł zanieczyszczeń. Ładunek azotu i fosforu w Nerze w latach 1992 – 2002 był prawie trzykrotnie wyższy w przypadku azotu i ponad siedmiokrotnie wyższy w przydatku fosforu od ładunku mierzonego w Welnie.

Literatura

- Arheimer B., Lidén R. (2000) Nitrogen and phosphorus concentration from agricultural catchments – influence of spatial and temporal variable. *Journal of Hydrology*. 227, 140 – 159.
- Atlas klimatu Polski (2005). Red. H. Lorenc. IMGW, Warszawa
- Atlas klimatyczny Polski. Część tabelaryczna. Zeszyt 3. Opady atmosferyczne i pokrywa śnieżna 1931 – 1960, 1951 – 1960 (1977) WKiŁ, Warszawa.
- Behrendt, H. and Dannowski, R. (eds) (2005) Nutrient and heavy metals in the Odra River system. Emissions from point and diffuse sources, their loads, and scenario calculations on possible changes. *Weissensee Ökologie*. pp. 353.
- Brzozowski J., Wodecki G. (2005) Lokalizacja terenów wrażliwych na zanieczyszczenia azotem i fosforem wód powodziowych w Polsce. IBMER, Warszawa.
- Dobrzański B., Kowaliński S., Kuźnicki F., Witek T., Zawadzki S., (1974) Charakterystyka gleb wyróżnionych na mapie gleb Polski w skali 1:1 000 000 Wyd. Geol., Warszawa.
- Eriksson, H., Pastuszak, M., Löfgren, S., Mörth, C.M. and Humborg, C. (2007) Nitrogen budgets of the Polish agriculture 1960-2000 – Implications for riverine nitrogen loads to the Baltic Sea. *Biogeochemistry*. 85, 153–168. doi.10.1007/s10533-007-9126-y.
- Fal B., Bogdanowicz E., Czernuszenko W., Dobrzyńska I., Koczyńska A. (1997) Przepływy charakterystyczne głównych rzek polskich w latach 1951 – 1990. *Mater. Bad. IMGW, Ser. Hydrol. Oceanol.* 21.
- Fal B., Bogdanowicz E., Czernuszenko W., Dobrzyńska I., Koczyńska A. (2000) Przepływy charakterystyczne głównych rzek polskich w latach 1951 – 1995. *Mater. Bad. IMGW, Ser. Hydrol. Oceanol.* 26.
- Górecki K., Melcer B. (2006) The effect of sewage treatment plants on nitrogen and phosphorus loads transported by the Warta River in the Oborniki – Skwierzyna stretch. *Polish Journal of Environmental Studies* 15, No. 2; 271 – 27.
- Górecki, K. and Olejnik, M. (2005a) Changes in levels of nitrogen compounds in water of the Warta River on Oborniki-Skwierzyna stretch. *Acta Sci. Pol. Circumiectus*. 4 (2), 21–30.
- Górecki K., Olejnik M. (2005b) Changes in contents of phosphorus compounds and chlorophyll „a” in the water of the Warty River in the Oborniki – Skwierzyna stretch. *Rocz. AR Poznaniu CCCLXV. Melior. Inż. Środ.* 26; 133 – 141.
- HELCOM (2004) The Fourth Baltic Sea Pollution Load Compilation (PLC-4). *Baltic Sea Environment Proceedings*. No. 93. ISSN 0357-2994 pp.188.

- HELCOM (2006) Eutrophication in the Baltic Sea. Draft HELCOM Thematic Assessment in 2006. HELCOM Stakeholder Conference on the Baltic Sea Action Plan, Helsinki, Finland, 7 March 2006. pp. 29.
- Howden, N.J.K., Burt, T.P., Worrall, F., Whelan, M.J. and Bieroza, M. (2010) Nitrate concentrations and fluxes in the River Thames over 140 years (1868-2008): are increases irreversible? *Hydrol. Proc.* 23, 2657–2662. doi:10.1002/hyp.7835.
- Ilnicki P. (1999) Oddziaływanie nizinnych zbiorników zaporowych na jakość wód płynących wykorzystywanych do nawodnień rolniczych. W: *konf. Nauk. – techn. „Eksploracja i oddziaływanie dużych zbiorników nizinnych na przykładzie zbiornika wodnego Jeziersko”*. Wyd. AR, Poznań; 455 – 537.
- Ilnicki P. (2014) Emission of nitrogen and phosphorus into rivers from agricultural land – selected controversial issues. *Journal of Water and Land Development.* 23, 31-39. doi: 10.1515/jwld-2014-0027.
- Ilnicki, P., Farat, R., Górecki, K. and Lewandowski, P. (2014) Impact of climate change on river discharge in the driest region of Poland, *Hydrological Sciences Journal.* 59(6), 1117–1134. doi:10.1080/02626667.2013.831979.
- Jarvie, H.P., Neal, C. and Withers, P.J.A. (2006) Sewage-effluent phosphorus: A greater risk to river eutrophication than agricultural phosphorus? *Sci. Total Environ.* 360, 246–253.
- Kendall, M.G. (1975) Rank correlation methods, 4th ed. Charles Griffin, London.
- Kiedrzyńska, E., Kiedrzyński, M., Urbaniak, M., Magnuszewski, A., Skłodowski, M., Wyrwicka, A. and Zalewski, M. (2014) Point sources of nutrient pollution in the lowland river catchment in the context of the Baltic Sea eutrophication. *Ecol. Eng.* 70, 337–348.
- Kondracki J. (1998) *Geomorfologia regionalna Polski*. Wyd. Nauk. PWN, Warszawa.
- Kronvang, B., Jeppesen, E., Conley, D.J., Søndergaard, M., Larsen, S.E., Ovesen, N.B. and Carstensen, J. (2005) Nutrient pressures and ecological responses to nutrient loading reductions in Danish streams, lakes and coastal waters. *J. Hydrol.* 304, 274–288. doi:10.1016/j.jhydrol.2004.07.035.
- OECD (Organization for Economic Cooperation and Development) (2001) *Environmental indicators for Agriculture. Methods and Results, Agriculture and Food*. Paris, France. 3, 409.
- Oenema, O., van Liere, L. and Schoumans, O. (2005) Effects of lowering nitrogen and phosphorus surpluses in agriculture on the quality of groundwater and surface water in the Netherlands. *J. Hydrol.* 304, 289–301. doi:10.1016/j.jhydrol.2004.07.044.
- Pastuszak, M., Stålnacke, P., Pawlikowski, K. and Witek, Z. (2012) Response of Polish rivers (Vistula, Oder) to reduced pressure from point sources and agriculture during the transition period (1988–2008). *J. Marine Syst.* 94, 157–173. doi:10.1016/j.jmarsys.2011.11.017.
- PLC-5 (2011) *Fifth Baltic Sea Pollution Load Compilation*, Baltic Sea Environment Proceedings No. 128. Eds. Helsinki Commission, Baltic Marine Environment Protection Commission. Available from: <http://www.helcom.fi>.
- Procházková, L., Blažka, P. and Kopáček, J. (1996) Impact of diffuse pollution on water quality of the Vltava River (Slapy Reservoir), Czech Republic. *Water Sci. Technol.* 33 (4-5), 145–152.
- Radziejewski, M., and Kundzewicz, Z.W. (2004) *Hydrospect, version 2.0. User's Manual*.
- Räike, A., Pietiläinen, O.P., Rekolainen, S., Kaupilla, P., Pitkänen, H., Niemi, J., Raateland, A. and Vuoremaa, J. (2003) Trends of phosphorus, nitrogen and chlorophyll *a* concentrations in Finnish rivers and lakes in 1975–2000. *Sci. Total Environ.* 310, 47–59. Available from: www.sciencedirect.com.

- Rankinen, K., Salo, T., Granlund, K. and Rita, H. (2007) Simulated nitrogen leaching, nitrogen mass field balances and their correlation on four farms in south-western Finland during the period 2000–2005. *Agric Food Sci.* 16, 387–406.
- Rozporządzenie Rady Ministrów z dnia 10 grudnia 2002 r. w sprawie śródlądowych dróg wodnych (2002) Dz. U. nr 210, poz. 1786.
- Seitzinger S. P., Styles R. V., Bover E. W., Alexander R. B., Billen G., Howarth R. W., Mayer B., Van Breemen N. (2002) Nitrogen retention in rivers: model development and application to watersheds in the north-eastern U.S.A. *Biogeochemistry*. Vol. 57/58, 199 – 237.
- Stålnacke P., Grimvall A., Libiseller C., Laznik M., Kokorite I. (2003) Trends in nutrient concentrations in Latvian Rivers and the response to the dramatic change in agriculture. *Jouranal of Hydrology*. Vol. 283, 184 – 205 doi:10.1016/S0022-1694(03)00266-X.
- Stålnacke, P., Grimvall, A., Sundblad, K. and Tonderski, A. (1999) Estimation of riverine loads of nitrogen and phosphorus to the Baltic Sea, 1970–1993. *Environmental Monitoring and Assessment*. 58(2), 173-200. doi: 10.1023/A:1006073015871.
- Szczepański W. (1996) Atlas posterunków wodowskazowych dla potrzeb Państwowego Monitoringu Środowiska, *Bibl. Monit. Środ. PIOŚ*, Warszawa.
- Wiszewski W. (1953) Atlas opadów atmosferycznych w Polsce 1891 – 1930. *PIHM*. Wyd. Komun., Warszawa
- Witek T., Górski T., (1997) *Przyrodnicza bonitacja rolniczej przestrzeni produkcyjnej w Polsce*. Wyd. Geol., Warszawa.
- Woś A. (1999) *Klimat Polski*. PWN, Warszawa.
- Van Breemen N., Bover E. W., Goodale C. L., Jaworski N. A., Paustian K., Seitzinger S. P., Lajtha K. Mayer B., Van Dam D., HoWarth R. W., Nadelhoffer K. J., Eva M., Billen G. (2002) Where did all the nitrogen go? Fate of nitrogen inputs to large Watersheds in the northern U.S.A. *Biogeochemistry*. Vol. 57/58, 267 – 293.

4.B. OMÓWIENIE POZOSTAŁYCH OSIĄGNIĘĆ NAUKOWO – BADAWCZYCH

Wszystkie badania, jak i prace, których pełen wykaz został zamieszczony w załączniku 4 niniejszego wniosku, mieszczą się w szerokim aspekcie zagadnień związanych z oceną środowiska wód płynących. Zagadnienia te obejmują trzy główne nurty badawcze. Pierwszy z nich, dotyczy zagadnień związanych z chemizmem wód rzecznych, a w szczególności analizą zawartości związków biogenych (związki azotu i fosforu), mających zasadniczy wpływ na degradację (eutrofizację) wód. Kolejnym nurtem naukowych zainteresowań wnioskującego, są zagadnienia hydromorfologiczne, a dokładniej oceny stanu hydromorfologicznego rzek. Ponadto, zajmowano się analizą stanu biologicznego wód płynących. W tym celu wybrano jeden z rzędów organizmów makrozoobentosowych jakim są chruściki (*Trichoptera*). Organizmy te, uważane są za wskaźnikowe w stosunku do środowiska wodnego. Podobne, kompleksowe podejście do oceny stanu wód, oparte o elementy biologiczne, hydromorfologiczne i fizykochemiczne, wprowadziła Ramowa Dyrektywa Wodna (RDW) nr 60/2000/EC.

Prace, dotyczące zagadnień związanych z chemizmem wód rzecznych jak i wpływających na nie czynników, zdecydowanie dominują w dorobku wnioskującego. Stanowią je, zarówno prace z Listy A MNiSW (zał. 4., poz. 1.2.1., nr 1-2), Listy B (zał. 4., poz. 1.2.2., nr 2, 4-6, 8 - 9, 19, 21-23) i monografie (zał. 4., poz. 1.2.3.1. b nr 1, poz. 1.2.3.2. a, nr 1, b, nr 2 - 8) – łącznie 21 prac. W ramach tego nurtu badawczego zostało opisane również osiągnięcie naukowe, będące podstawą ubiegania się o stopień doktora habilitowanego (zgodnie z art. 16. ust. 2. ustawy z dnia 14 marca 2003 o stopniach i tytule naukowym oraz o stopniach i tytule w zakresie sztuki).

W ramach pierwszego aspektu naukowego, analizowano kilka tematów badawczych. Jednym z nich, były przemiany związków azotu, fosforu i chlorofilu „a” na odcinku rzeki Warty pomiędzy Obornikami (206,3 km), a Skwierzyną (92,2 km). Odcinek ten charakteryzuje się wyjątkowo dużą retencją azotu wynikającą z braku dużych punktowych źródeł zanieczyszczeń i dużą liczbą jezior oraz torfowisk w zlewni. W latach hydrologicznych 1992 – 2001 odnotowano średni spadek stężenia azotu ogólnego wynoszący $1,42 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ (zał. 4., poz. 1.2.2. nr 4-5 poz. 1.2.3.1. b, nr 1). Analizowano również na wspomnianym już odcinku Warty, wpływ małych punktowych źródeł zanieczyszczeń (oczyszczalni ścieków) na stężenie związków biogenych w wodach rzeki (zał. 4., poz. 1.2.1., nr 1, poz. 1.2.2. nr 2).

Na przykładzie kompleksu stawów rybnych w okolicach Milicza, badano wpływ gospodarki rybackiej na jakość wód rzecznych zlewni Baryczy (zał. 4 , poz. 1.2.2., nr 6; poz. 1.2.3.2. b, nr 2).

Do pierwszego nurtu badawczego należy również zaliczyć zagadnienia dotyczące bilansu wodnego Wielkopolski. Badania prowadzono w okresie ponad 150 lat, podczas których analizowano zmiany klimatyczne. W ramach tego tematu badawczego, opublikowano 4 prace (zał. 4., poz. 1.2.1., nr 2, poz. 1.2.2., nr 19, 22, poz. 1.2.3.2. a, nr 1), w tym obszerną monografię (zał. 4., poz. 1.2.3.2. a, nr 1., Ark. wyd. 34,2). W długim przedziale czasowym (od połowy XIX w do 2010) analizowano między innymi, temperaturę powietrza, opady atmosferyczne i wynikające z nich

przepływy wody w rzekach zlewni Warty. Szeroka analiza statystyczna tak licznych danych, pozwoliła odnieść się do teorii „stepowienia Wielkopolski”. We wspomnianej powyżej publikacji odniesiono się także do wpływu kopalni odkrywkowych na poziomy wód w rzekach i jeziorach. Jedną z wcześniejszych publikacji (zał. 4., poz. 1.2.2., nr 9) opisuje również oddziaływanie Kopalni Węgla Brunatnego Konin na jeziora Powidzkiego Parku Krajobrazowego.

Ostatni temat badawczy, dotyczy występowania i stopnia zanikania torfowisk w zlewni rzeki Warty. Zbadano i opisano torfowiska w najcenniejszych przyrodniczo terenach, objętych ochroną w ramach parków krajobrazowych i obszarów Natura 2000 (zał. 4., poz. 1.2.2. nr 23; poz. 1.2.3.2. b nr 4-8). Obszary chronione mimo swej roli nie zabezpieczają wystarczająco torfowisk, których nie uwzględnia się w planach ochronnych. Wpływ czynników takich jak obniżanie się poziomu wód gruntowych, czy likwidacja użytków zielonych w sposób celowy przekształcając je na pola, czy lasy, jak i poprzez zaniechanie ich wykasania, prowadzi do zanikania torfowisk.

W pierwszy nurt badawczy wpisuje się również projekt naukowy (zał. 4., poz. 1.3. a nr 1) i dwie ekspertyzy (zał. 4., poz. 1.3. b nr 1, 2) zakończone powstaniem dwóch prac publikowanych (zał. 4., poz. 1.2.2. nr 21; poz. 1.2.3.2. b nr 3) i trzech opracowań niepublikowanych (zał. 4., poz. 1.2.7. nr 1, 2, 5). Projekt badawczy dotyczył, identyfikacji i charakterystyki ekosystemów zdegradowanych przez eksploatację zasobów wodnych, w zakresie szczególnego korzystania z wód w Regionie Wodnym Warty. Opracowanie to, zawiera obszerną część tekstową i 174 arkuszy map w skali 1:50 000, które prezentują ekosystemy zdegradowane. Projekt zrealizowany został na zlecenie Regionalnego Zarządu Gospodarki Wodnej w Poznaniu, a powstałe w wyniku realizacji projektu opracowanie posłużyło do stworzenia pierwszego w Polsce „Planu gospodarowania wodami w obszarze Regionu Wodnego Warty”. Pierwsza ekspertyza, dotyczyła opracowania ocen oddziaływania piętrzenia wody na rzece Gwdzie w małej elektrowni wodnej Byszki na przyległe użytki rolne. Kolejną natomiast dotyczyła kontynuacji eksploatacji węgla brunatnego „Złoza Koźmin” na obszar Natura 2000 (PLB 300002). Szczególną uwagę należy zwrócić na drugą ekspertyzę, która zakończyła się obszernym, interdyscyplinarnym opracowaniem złożonym z części tekstowej (362 ss.) i graficznej (19 arkusze map).

Tematyka badawcza z zakresu chemizmu wód rzecznych, stanowiła również temat dwóch prac magisterskich, których wnioskujący był opiekunem naukowym. Więcej na temat wszystkich prac promotorskich zostanie zaprezentowane w kolejnej części niniejszego referatu. Należy jednak nadmienić, że wyniki uzyskane przez autorów prac magisterskich w żaden sposób, nie zostały wykorzystane w osiągnięciu naukowym prezentowanym wcześniej, ani w żadnej publikowanej pracy wnioskującego.

Realizacja drugiego nurtu badawczego, jakim jest hydromorfologia cieków wodnych zaowocowała opublikowaniem 10 prac (zał. 4., poz. 1.2.2., nr 3, 7-8, 10-14, 16 - 17). Pierwsza praca z 2003 roku, dotyczyła analizy jednego z elementów oceny hydromorfologicznej – zadrzewień, jako wskaźnika antropopresji. Kolejne dwie prace z 2006 roku, dotyczyły porównania

dwóch metod oceny stanu hydromorfologicznego: terenowej (EcomorphEval) i fotointerpretacyjnej (FotMor). Porównania dokonano na przykładzie Kanału Mosińskiego. Kolejnych 7 prac (zał. 4., poz. 1.2.2., nr 10-14, 16 - 17) prezentowało nową metodę oceny stanu hydromorfologicznego zgodną z wymaganiami RDW. Przedstawiona metoda, tj. Monitoring Hydromorfologiczny Rzek (MHR), opracowana została w ramach trzy etapowego projektu naukowego (zał. 4., poz. 1.3. a nr 2,3), realizowanego na zlecenie Głównego Inspektora Ochrony Środowiska. Bezpośrednie wyniki projektu, przedstawiono w dwóch opracowaniach (zał. 4., poz. 1.2.7. nr 3, 4). Ocenę stanu hydromorfologicznego cieków wykonuje się przy użyciu materiałów teledetekcyjnych (zdjęć satelitarnych), zaś weryfikacji dokonuje się w terenie na co najmniej 10% długości badanego cieku. Badania wykonuje się na Jednolitych Częściach Wód Powierzchniowych (JCWP). Protokół do oceny podzielony jest na cztery elementy (E-I Reżim hydrologiczny, E-II Ciągłość rzeki, E-III Morfologia koryta rzeki, E-IV Dolina zalewowa). W celu przetestowania nowej metody MHR, wykonano oceny cieków zlokalizowanych na Ziemi Kłodzkiej, Nizinie Wielkopolsko-Kujawskiej oraz na Pojezierzu Warmińsko-Mazurskim. Łączna długość przetestowanych JCWP wynosiła 358,2 km zaliczonych do trzech kategorii naturalności - cieki naturalne, silnie zmienione i sztuczne.

Dominująca większość tematów prac magisterskich i inżynierskich realizowanych pod opieką wnioskującego dotyczyła także zagadnień oceny stanu hydromorfologicznego cieków.

Trzeci i ostatni nurt badawczy, dotyczy oceny stanu biologicznego środowiska wodnego. Do tej oceny wykorzystano organizmy makrozoobentosowe, a w szczególności wywodzący się z organizmów bentosowych rząd owadów – chruściki (*Trichoptera*) (zał. 4., poz. 1.2.2., nr 1, 15, 18, 20, poz. 1.2.3.2. b, nr 1). W zakresie tym w 2006 roku wnioskujący odbył staż naukowy w Katedrze Entomologii i Ochrony Środowiska na Uniwersytecie Warmińsko-Mazurskim w Olsztynie. Pierwsze badania, dotyczące struktury makrobezkręgowców bentosowych przeprowadzono w starorzeczu Warty zanieczyszczonej fluorem, w okolicach Lubonia (zał. 4., poz. 1.2.2., nr 1). W latach 2001 – 2004 prowadzono badania na wybranym odcinku rzeki Warty łowiąc organizmy makrobentosowe i makroperyfitonowe. Do oceny jakości wód przy użyciu zebranych organizmów posłużono się indeksem biotycznym BMWP (Biological Monitoring Working Party) oraz jego pochodną ASPT (Average Score Per Taxon) (zał. 4., poz. 1.2.3.2. b, nr 1). Począwszy od 2007 roku prowadzono badania w celu rozpoznania fauny *Trichoptera* w trzynastu punktach zlokalizowanych na ośmiu rzekach w zlewni Warty. Pozyskiwano zarówno organizmy dorosłe (*imago*), jak i larwy. Badania dotyczące chruścików (*Trichoptera*) prowadzono także w kilku parkach narodowych: Pienińskim Parku Narodowym (zał. 4., poz. 1.1.3., nr 2), Świętokrzyskim Parku Narodowym (zał. 4., poz. 1.2.4., nr 15, 24, poz. 1.2.4., nr 3, 5), Biebrzańskim Parku Narodowym oraz na ukraińskim Zakarpaciu (zał. 4., poz. 1.2.2., nr 18). Podczas siedmioletnich badań w Świętokrzyskim Parku Narodowym opisano nowy gatunek *Trichoptera* dla fauny Polski. Stwierdzono również 53 nowe gatunki chruścików dla Świętokrzyskiego Parku Narodowego i 19

nowych gatunków dla Gór Świętokrzyskich. (zał. 4., poz. 1.2.2., nr 15, 24). Dwa nowe gatunki dla fauny Ukrainy stwierdzono podczas badań prowadzonych do 2010 roku w Obwodzie Zakarpackim na Ukrainie (zał. 4., poz. 1.2.2., nr 18).

Doświadczenie z zakresu badań nad makrobezkręgowcami bentosowymi zostało wykorzystane również w czasie opieki naukowej nad jedną z prac inżynierskich.

Wnioskujący był również recenzentem dwóch artykułów wysłanych do czasopism Polish Journal of Environmental Studies i Wiadomości Entomologicznych.

5. DZIAŁALNOŚĆ DYDAKTYCZNA

Szczegółowe zestawienie osiągnięć dydaktycznych zawiera załącznik 4 (poz. 2). W tabeli 5 przedstawiono procent wykonania pensum dydaktycznego oraz przedmioty realizowane przez cały okres zatrudnienia. Wnioskujący łącznie realizował zajęcia w ramach 17 różnych przedmiotów na trzech kierunkach studiów (Ochrona środowiska, Ogrodnictwo, Architektura Krajobrazu). Średnia wykonania pensum dydaktycznego wyniosła 133%, jedynie w roku akademickim 2015/2016 wnioskujący nie wykonał całego pensum dydaktycznego (240 h). Wynikało to ze znacznie mniejszej liczby studentów, przyjętych na wyżej wymienione kierunki. Deficyt godzin dotyczył całej jednostki macierzystej wnioskującego (Katedrę Entomologii i Ochrony Środowiska). Wykonanie zajęć, przy wzrastającym pensum dydaktycznym (z 210 do 240 h), w poprzednich latach wynosiło od 101 do 183%. Począwszy od roku akademickiego 2004/05 (po uzyskaniu stopnia doktora) wnioskujący był kierownikiem, następujących przedmiotów: Monitoring środowiska (III rok, Ochrony środowiska), Prawo ochrony środowiska (I rok, II stopnia Architektury Krajobrazu), Prawo w ochronie środowiska (II i III rok, Ochrony środowiska), Prawo w ochronie środowiska (IV rok, Ochrony środowiska), Międzynarodowe uwarunkowania prawne (V rok, Ochrony środowiska). Przedmiot „Prawo w ochronie środowiska” realizowany był w czasie zmian programowych na kierunku Ochrona środowiska. Przedmiot ten w roku 2009/10 realizowany był na IV roku studiów w układzie 30 h wykładów i 15 h ćwiczeń, następnie w ilości jedynie 30 h wykładów. Godziny te realizowane było równocześnie na III i II roku Ochrony środowiska. Wszystkie zmiany te wymuszały dostosowanie realizowanych zagadnień na wspomnianym wyżej przedmiocie do liczby i rodzaju godzin dydaktycznych oraz poziomu wiedzy i umiejętności studentów.

Wnioskujący był również promotorem 29 prac dyplomowych w tym: 14 prac magisterskich i 15 prac inżynierskich (zał. 4, poz. 2.2.). Tematyka prowadzonych prac dyplomowych związana była z chemizmem wód płynących, hydromorfologią cieków, strukturą gatunkową chruścików (*Trichoptera*) w cieku nizinnym oraz z zagadnieniami prawno-administracyjnymi ochrony środowiska. Prace magisterskie realizowane były przede wszystkim na kierunku Ochrona

środowiska, prace natomiast inżynierskie na kierunkach Ogrodnictwo (specj. Kształtowanie Terenów Zieleni) i Architektura krajobrazu.

Wnioskujący, miał możliwość prowadzenia zajęć dydaktycznych-terenowych ze studentami obecnego Uniwersytetu Medycznego im K. Marcinkowskiego w Poznaniu oraz z uczniami szkoły podstawowej (zał. 4, poz. 2.1. b, nr 1). W ramach działań mających na celu popularyzację nauki wnioskujący prowadził zajęcia w terenie oraz w laboratorium w Ośrodku Edukacyjnym Lasów Państwowych Nadleśnictwa Łopuchówko w Łysym Młynie. W zajęciach tych udział brali uczniowie klas III szkoły podstawowej (zał. 4, poz. 2.1.b, nr 2). Celem zajęć było przedstawienie podstawowych zagadnień z ekologii, ochrony środowiska, jak i form ochrony przyrody na konkretnych przykładach w plenerze. Wnioskujący prowadził również warsztaty pt. „*Chruścik nie tylko na tłusty czwartek*”, w ramach Dni Ogrodnika i Architekta Krajobrazu na Wydziale Ogrodnictwa i Architektury Krajobrazu, Uniwersytetu Przyrodniczego w Poznaniu (zał. 4, poz. 2.1.b, nr 3).

6. WSPÓLPRACA Z INSTYTUCJAMI, ORGANIZACJAMI I STOWARZYSZENIAMI

Zestawienie instytucji, organizacji oraz stowarzyszeń wraz z wyróżnieniem formy współpracy zaprezentowano w Zał. 4 (poz. 3). Współpraca z instytucjami zagranicznymi, polegała na przygotowaniu i realizacji międzynarodowej konferencji (zał. 4., poz. 1.3.a; nr 3.). Konferencja ta kończyła międzynarodowy projekt badawczy Global Peatland Initiative (2000 – 2002), w którym uczestniczyła Katedra Ochrony i Kształtowania Środowiska. Współpraca z instytucjami i organizacjami krajowymi polegała przede wszystkim na realizacji projektów badawczych, opracowań i ekspertyz naukowych (14 instytucji), tworzeniu publikacji (10 instytucji) oraz przeprowadzaniu zajęć dydaktycznych ze studentami kierunku Ochrona środowiska (długoletnia współpraca z Wojewódzkim Inspektoratem Ochrony Środowiska w Poznaniu i Okręgową Stacją Chemiczno- Rolniczą w Poznaniu).

7. DZIAŁALNOŚĆ ORGANIZACYJNA

Całościowe zestawienie działalności organizacyjnej wnioskującego umieszczono w załączniku 4 (poz. 4.). W działalności organizacyjnej, poza Uczelnią zaznaczyć należy udział, wnioskującego w organizacji dwóch konferencji naukowych w tym jednej międzynarodowej (zał. 4., poz. 4.1., nr 3,4) oraz zjazdu Polskiego Towarzystwa Entomologicznego (PTE). Wnioskujący jest również, członkiem PTE i rady naukowej Biuletynu Sekcji Trichopterologicznej „Trichopteron”. Działalność na rzecz Wydziału wnioskującego polegała przede wszystkim na członkostwie w Radzie Wydziału Ogrodnictwa i Architektury Krajobrazu oraz udziału w kilku komisjach wydziałowych (m.in. Wydziałowa Komisja ds. nagród ze specjalnego funduszu nagród dla nauczycieli akademickich, Wydziałowa Komisja wyborcza) (zał. 4., poz. 4.2.b). Wnioskujący w

roku 2006 pełnił funkcję sekretarza w Wydziałowej Komisji Rekrutacyjnej (zał. 4., poz. 4.2.b, nr 2). Wnioskujący brał także aktywny udział w życiu Katedry, między innymi pełniąc, przez 12 lat funkcje członka Rady Katedry oraz biorąc czynny udział w organizacji Konferencji Jubileuszowej z okazji 10-lecia Katedry Ochrony i Kształtowania Środowiska.

8. INNE FORMY AKTYWNOŚCI ORAZ OSIĄGNIĘCIA WNIOSKUJĄCEGO

Pozostałe formy aktywności oraz osiągnięcia wnioskującego zostały przedstawione w zał. 4 poz. 5 i 6. Wnioskujący we wrześniu 2006 roku odbył tygodniowy staż naukowy w Katedrze Entomologii i Ochrony Środowiska na Uniwersytecie Warmińsko-Mazurskim w Olsztynie (zał. 4., poz. 5.1.). Głównym celem tego stażu było doskonalenie warsztatu w zakresie pozyskiwania materiału badawczego oraz oznaczania gatunków chrzączek (*Trichoptera*) w stadium larwalnym i *imago*. Wnioskujący jest również absolwentem studiów podyplomowych „Systemy Baz Danych” zrealizowanych na Wydziale Elektrycznym Politechniki Poznańskiej w 2001 roku (zał. 4., poz. 5.2.). Kwalifikacje zawodowe podnoszone były również dodatkowymi szkoleniami (zał. 4., poz. 5.3.).

Wnioskujący jest czterokrotnym laureatem Nagrody Zespołowej II Stopnia Rektora – za osiągnięcia naukowe udokumentowane publikacjami.

9. INNE INFORMACJE

Syntetyczne zestawienie dorobku naukowego w formie krótkiego podsumowania osiągnięć o charakterze naukowo-badawczym, wdrożeniowym i inżynierskim wraz z uwzględnieniem parametrów bibliometrycznych dla publikacji naukowych wnioskującego zamieszczono w zał. 4. w poz. 7.

Poznań, dn.05. 01. 2017


Podpis wnioskodawcy

SPIS TREŚCI

1. IMIĘ I NAZWISKO	1
2. EDUKACJA I PRZEBIEG PRACY NAUKOWEJ	1
2.A Uzyskane stopnie.....	1
2.B Inne formy edukacji.....	1
3. PRZEBIEG PRACY ZAWODOWEJ	1
4. DZIAŁALNOŚĆ NAUKOWO – BADAWCZA.....	2
4.A Omówienie cyklu publikacji powiązanych tematycznie, będących podstawą osiągnięcia naukowego.....	2
Wprowadzenie do zagadnienia	4
Cel etapowy 1: Charakterystyka czynników przyrodniczych i antropogenicznych wpływających na poziom i przemiany różnych form azotu (N) i fosforu (P) w wodach cieków w zlewni Warty.	5
Cel etapowy 2: Ocena czasowej i przestrzennej zmienności stężenia oraz ładunku związków azotu i fosforu w Warcie i jej dopływach.	10
Cel etapowy 3: Ocena wpływu oczyszczalni ścieków na poziom związków azotu i fosforu w wodzie wybranych ciekach zlewni Wary.	14
Podsumowanie i wnioski	17
Literatura	18
4.B. OMÓWIENIE POZOSTAŁYCH OSIĄGNIĘĆ NAUKOWO – BADAWCZYCH.....	21
5. DZIAŁALNOŚĆ DYDAKTYCZNA	24
6. WSPÓŁPRACA Z INSTYTUCJAMI, ORGANIZACJAMI I STOWARZYSZENIAMI.....	25
7. DZIAŁALNOŚĆ ORGANIZACYJNA	25
8. INNE FORMY AKTYWNOŚCI ORAZ OSIĄGNIĘCIA WNIOSKUJĄCEGO	26
9. INNE INFORMACJE	26