

Załącznik nr 2

(dot.: wniosku o nadanie stopnia doktora habilitowanego)

AUTOREFERAT

Informacje o dorobku i osiągnięciach naukowych

**Holistyczne podejście do ilościowej i jakościowej oceny odpływu rzeczno-
(Wisła, Odra) substancji biogenicznych z terytorium Polski
do Morza Bałtyckiego w latach 1988-2011**

dr inż. Marianna Pastuszek

**Morski Instytut Rybacki – Państwowy Instytut Badawczy
Zakład Oceanografii Rybackiej i Ekologii Morza
ul. Kollątaja 1
81-332 Gdynia**

Gdynia, wrzesień 2012

1. Imię i nazwisko

Marianna Pastuszek

2. Posiadane dyplomy, stopnie naukowe

Tytuł zawodowy: magister inżynier

1970; Politechnika Gdańska, Wydział Chemii, Katedra Technologii Chemicznej.

Stopień doktora

1999; Wydział Biologii, Geografii i Oceanologii Uniwersytetu Gdańskiego. Tytuł pracy: „*Sole biogeniczne w wodach Zatoki Pomorskiej*”; Promotor – Prof. U.G. dr hab. Jerzy Bolalek; na wniosek recenzentów, decyzją Rady Naukowej Wydziału Biologii, Geografii i Oceanologii Uniwersytetu Gdańskiego, praca uzyskała wyróżnienie.

3. Informacje o dotychczasowym zatrudnieniu

31 grudnia 1970 – obecnie

**Morski Instytut Rybacki – Państwowy Instytut Badawczy,
Zakład Oceanografii Rybackiej i Ekologii Morza
81-332 Gdynia, ul. Kollątaja 1**

Od 31 grudnia 1970 do marca 1970 - na stanowisku stażysty

Od kwietnia 1971 do grudnia 1999 - na stanowisku asystenta/starszego asystenta

Od stycznia 2000 do kwietnia 2007 - na stanowisku adiunkta

Od maja 2007 do chwili obecnej - na stanowisku starszego specjalisty

4. Wskazanie osiągnięcia wynikającego z art. 16 ust. 2 ustawy z dnia 14 marca 2003 r. o stopniach naukowych i tytule naukowym oraz o stopniach i tytule w zakresie sztuki (Dz. U. nr 65, poz. 595 ze zm.)

4.1. Tytuł osiągnięcia naukowego

Podstawę niniejszej habilitacji stanowi zbiór sześciu poniżej podanych rozdziałów monografii noszącej tytuł „*Temporal and spatial differences in emission of nitrogen and phosphorus from Polish territory to the Baltic Sea*” (2012), wydanej przez National Marine Fisheries Research Institute - Institute of Soil Science and Plant Cultivation-State Research Institute - Fertilizer Research Institute, Gdynia-Puławy, 448 str. Tytuł mojego osiągnięcia naukowego: „*Holistyczne podejście do ilościowej i jakościowej oceny odpływu rzeczynego (Wisła, Odra) substancji biogenicznych z terytorium Polski do Morza Bałtyckiego w latach 1988-2011*”.

4.2. Lista tytułów rozdziałów monografii wskazanych, jako osiągnięcie naukowe

1. **Pastuszek, M.**, 2012. Description of the Baltic Sea catchment area - focus on the Polish sub-catchment (**Rozdział 1 monografii**), str. 15-44.
2. **Pastuszek, M.**, Kowalkowski, T, Igras, J., 2012. Nitrogen and phosphorus emission into the Vistula and Oder basins – modeling studies (MONERIS) (**Rozdział 8 monografii**), str. 265-308.

Wkład M. Pastuszek: 80%; koncepcja rozdziału; napisanie zdecydowanej większości tekstu oraz merytoryczne, stylistyczne i redakcyjne poprawki niewielkich fragmentów tekstu dołączonych przez pozostałych autorów; przygotowanie zdecydowanej większości grafiki zaprezentowanej w rozdziale; wprowadzenie drobnych korekt po recenzjach.

3. **Pastuszek, M.**, Witek, Z., 2012. Discharges of water and nutrients by the Vistula and Oder Rivers draining Polish territory (**Rozdział 9 monografii**), str. 311-354.

Wkład M. Pastuszek: 85%; koncepcja rozdziału; napisanie zdecydowanej większości tekstu; przygotowanie zdecydowanej większości grafiki zaprezentowanej w rozdziale; wprowadzenie drobnych korekt po recenzjach.

4. **Pastuszek, M.**, Witek, Z., 2012. Role of the Oder and Vistula estuaries in retention of nitrogen and phosphorus loads directed to the Baltic Sea in riverine outflow (**Rozdział 10 monografii**), str. 357-379.

Wkład M. Pastuszek: 80%; koncepcja rozdziału; napisanie zdecydowanej większości tekstu; przygotowanie zdecydowanej większości grafiki zaprezentowanej w rozdziale; wprowadzenie drobnych korekt po recenzjach.

5. **Pastuszek, M.**, 2012. Excessive silicon retention – implications for marine environment (**Rozdział 11 monografii**), str. 383-417.

6. **Pastuszek, M.**, Kowalkowski T., 2012. Summary (**Rozdział 13 monografii**), str. 435-448.

Wkład M. Pastuszek: 80%; koncepcja rozdziału; napisanie dużej części tekstu; wprowadzenie drobnych korekt po recenzjach.

Celem utrzymania spójności między książką a poniższym tekstem, w autoreferacie będę się odnosić do numerów rozdziałów takich, jakie są w monografii, a więc do **rozd. 1, 8, 9, 10, 11 i 13**.

4.3. Informacje uzupełniające o przedkładanym osiągnięciu naukowym

Cała monografia, której jestem współredaktorem naukowym, liczy 13 rozdziałów, w tym wymienionych 6 rozdziałów jest mojego autorstwa/współautorstwa. Należy tu podkreślić,

iz prace cząstkowe, obejmujące wybrane elementy głównych zagadnień zaprezentowanych w w/w monografii ukazały się drukiem w czasopiśmie z listy filadelfijskiej (Załącznik 3).

Badania modelowe przedstawione w monografii, a dotyczące emisji azotu (N) i fosforu (P) do basenu Wisły i Odry, zostały pokazane i skomentowane w znacznie szerszym wymiarze niż w pracy opublikowanej w czasopiśmie recenzowanym. Na szersze traktowanie problemu pozwala formuła wydania monograficznego.

Praca opublikowana w czasopiśmie międzynarodowym i dotycząca znormalizowanych względem przepływu wody ładunków N i P (Załącznik 3) obejmowała okres 1988-2008, natomiast ten sam typ badań, stanowiących tylko część **rozdziału 9** monografii, obejmuje okres 1988-2011 i pokazuje jak niezmiernie ważnym jest dysponowanie długimi ciągami danych. Reakcja polskich rzek na zmniejszającą się presję na środowisko naturalne w okresie transformacji, wyrażona spadkiem stężeń i ładunków N i P, jest ciągle bardzo znacząca.

Zestawienie w jednej monografii pracy modelowej (**rozdz. 8**) oraz pracy przedstawiającej zmiany stężeń i ładunków N i P na najniższych stacjach monitoringowych na Wiśle i Odrze (**rozdz. 9**) jest pierwszym tego typu kompilacyjnym opracowaniem, jakie ukazało się w Polsce. Jest to kompendium wiedzy na temat wymiernych skutków zmniejszenia presji na środowisko naturalne w Polsce w okresie transformacji, a tym samym zmniejszenia presji, m.in. generowanej przez Polskę, na ekosystem Bałtyku. Dużą wartością obydwu prac jest bardzo szeroka interpretacja wyników własnych w odniesieniu do zmian w sektorze rolniczym (skutkujących obniżeniem emisji ze źródeł obszarowych), a także do budowy oczyszczalni ścieków i tym samym znacznego obniżenia ładunków N i P ze źródeł punktowych.

Badania dotyczące bilansu N i P w estuarium Odry (Załącznik 3) zostały poszerzone o wyniki bilansowe dla Zatoki Gdańskiej. Takie ujęcie daje całkowity obraz retencji N i P w polskich estuariach, tym samym znacznego obniżenia ładunków N i P docierających z terytorium Polski do otwartych wód Bałtyku.

Zamieszczenie w monografii badań dotyczących krzemu (Si), trzeciego niezmiernie ważnego makro-pierwiastka w funkcjonowaniu ekosystemu Bałtyku, było zamierzone i miało głęboki sens z uwagi na konieczność holistycznego spojrzenia na funkcjonowanie ekosystemu Bałtyku i uświadomienie, iż antropopresja działa wielotorowo, a odpowiedź ekosystemu może iść w różnych kierunkach. Główne wnioski wynikające z prac dotyczących krzemu (Załącznik 3) zostały skompilowane w jednym rozdziale monografii i poszerzone o badania

międzynarodowe w zakresie znacznie większym niż zezwala na to ograniczona objętość opublikowanych prac cząstkowych.

Widząc charakter użytkowy monografii, uznano, iż bardzo cennym jest zebranie całej dostępnej wiedzy i pokazanie jej w jednym dziele. Daje to możliwość podkreślenia wagi holistycznego podejścia w badaniach naukowych, a ponadto oferuje konkretne wnioski, które w sposób bezpośredni mogą być wykorzystane przez przedstawicieli polskiej administracji państwowej odpowiedzialnej z jednej strony za ograniczenie emisji N i P, z drugiej zaś za kontakty międzynarodowe [Unia Europejska (UE), Komisja Helsińska (HELCOM)]. Streszczenie pracy (**rozdz. 13**) daje wszechstronny obraz Polski w aspekcie zmian w okresie transformacji i wpływu tych zmian na znaczne obniżenie presji na środowisko naturalne w naszym kraju, a tym samym znaczne obniżenie ładunków N i P odprowadzanych z naszego terytorium do Bałtyku.

4.4. Omówienie celu naukowego podjętego przedsięwzięcia naukowego oraz skondensowane przedstawienie uzyskanych wyników, wraz z podaniem wniosków oraz użytkowej wartości osiągnięcia naukowego

4.4.1. Wprowadzenie

Cechą charakterystyczną XX i początku XXI wieku, był i jest z jednej strony gwałtowny rozwój we wszystkich dziedzinach życia, z drugiej zaś rosnące zagrożenie dla środowiska naturalnego człowieka. W pracach naukowych pojawiło się pojęcie antropopresji, pod którym rozumie się ogół działań człowieka (zarówno planowanych jak i przypadkowych) mających wpływ na środowisko przyrodnicze. Skala występowania antropopresji w środowisku naturalnym człowieka na przestrzeni minionych dekad narzuca konieczność holistycznego spojrzenia we wszelkich badaniach środowiskowych. Z definicji, holistyczne podejście w zarządzaniu ekosystemem, oznacza takie podejście do środowiska, które w pełni uznaje szeroki wachlarz interakcji w ramach ekosystemu, włączając działalność człowieka, a tym samym wyłącza ze sfery zainteresowań badanie jedynie oderwanych pojedynczych zagadnień, gatunków, czy funkcji ekosystemu bez łączenia ich w całość. Spojrzenie holistyczne wymaga od badacza pełnego zrozumienia faktu, iż wszelkie zjawiska tworzą układy całościowe, podlegające swoistym prawidłowościom, których nie można w pełni zrozumieć na podstawie wiedzy o prawidłowościach rządzących tylko wybranymi ich składnikami. Całości nie da się bowiem sprowadzić do sumy jej składników. Funkcjonowanie ekosystemu, to cały szereg procesów fizycznych, chemicznych i biologicznych, które wykazują interakcję nieliniową. Nowoczesne badania wymagają holistycznego podejścia w

określeniu nie tylko przyczyn perturbacji w funkcjonowaniu dowolnego ekosystemu, ale także w określeniu obecnych i prognozowania przyszłych konsekwencji tych perturbacji (**rozd. 8, 9, 10, 11**).

Na skutek intensywnej działalności człowieka obejmującej: rolnictwo, leśnictwo (wylesianie), górnictwo, przemysł, urbanizację doszło do zmian geochemicznych w systemach rzecznych, a w konsekwencji do zmian w emisji N i P do basenów rzek i dalej do mórz i oceanów. Ocenia się, że w XX wieku ładunki N i P wnoszone do oceanów wzrosły w skali światowej 4-krotnie, a w pewnych rejonach świata, włączając w to rzeki Europy Zachodniej, ładunki azotu wzrosły ponad 10-15 krotnie, przy czym główny wzrost zaobserwowano w ostatnich kilku dekadach minionego wieku. Szacuje się, że od początku XX wieku miał miejsce odpowiednio 4-krotny i 8-krotny wzrost ładunków azotu całkowitego (TN) i fosforu całkowitego (TP) wprowadzonych od Bałtyku, przy czym główny wzrost stwierdzono od lat 50. (**rozd. 8, 9**). Rolnictwo jest postrzegane, jako największe źródło zanieczyszczeń związkami azotu wnoszonymi do stref przybrzeżnych ekosystemów morskich, a odpowiedzialny za to jest wzrost ilości stosowanych nawozów mineralnych oraz wzrost produkcji mięsa, generujący wzrost zużycia nawozów naturalnych. Na przestrzeni ostatnich dekad obserwuje się znaczące zmiany w sposobie uprawy ziemi, a także znaczny wzrost zużycia nawozów naturalnych i mineralnych. Źródła podają odpowiednio 17-krotny i 8-krotny wzrost zużycia azotowych i fosforowych nawozów mineralnych w basenie Bałtyku w latach 1950-1988, z pewną tendencją malejącą w latach następnych. Wyniki ostatnich badań pokazują, że mniej niż połowa całkowitej ilości azotu zużytego w rolniczej produkcji roślinnej jest efektywnie wykorzystana, natomiast pozostała ilość jest rozpraszana w środowisku naturalnym (**rozd. 8, 9**).

Antropopresja wywołuje rozmaite przemiany środowiska prowadzące do całej serii skutków negatywnych zarówno z punktu widzenia ekologii środowiska jak i zdrowia ludzkiego (**rozd. 8, 9, 11**). Problemy ekologiczne, to między innymi masowo występująca eutrofizacja zarówno wód śródlądowych jak i przybrzeżnych morskich, powstawania stref ubogich w tlen lub wręcz beztlenowych, degradacja habitatów, zmiany w strukturze łańcucha pokarmowego, utrata bioróżnorodności, nasilone pojawianie się, a także rozległość i czas trwania zakwitów szkodliwych gatunków fitoplanktonu, w tym sinic (**rozd. 1, 11**). Te niekorzystne zmiany dotknęły też ekosystem Morza Bałtyckiego i jest to efektem nie tylko działalności człowieka nakierowanej np. na wykorzystanie jego żywych zasobów w sposób naruszający równowagę ekologiczną, ale w sensie przyczynowo-skutkowym jest także ściśle powiązane z (i) funkcjonowaniem ekosystemów lądowych jak np. agroekosystemów (**rozd.**

8, 9), (ii) zmianami wielkoskalowymi obejmującymi zmniejszenie wymiany wody między Bałtykiem a Morzem Północnym (**rozdz. 1**), (iii), zmianami w odpływie rzeczny nie tylko N i P, ale także trzeciego bardzo ważnego pierwiastka, jakim jest krzem (**rozdz. 11**).

Odpływ rzeczny jest głównym źródłem zasilania wód Bałtyku związkami azotu i fosforu. Szacuje się, że około 75% całkowitego ładunku azotu i 95-99% całkowitego ładunku fosforu dociera do Bałtyku w odpływie rzeczny, reszta pochodzi z atmosfery. W roku 2000, ładunki rzeczne azotu i fosforu docierające do Bałtyku osiągnęły odpowiednio 706 tys. ton i 31.8 tys. ton. Udział polskich rzek w całkowitym ładunku substancji biogenicznych jest znaczny. Wisła, zasilająca Zatokę Gdańską, w roku 2000 wprowadziła 117 tys. ton TN i 7.5 tys. ton TP, zaś Odra, zasilająca Zatokę Pomorską, odpowiednio 53 tys. TN i 3.7 tys. ton TP. Całkowite ładunki N i P odprowadzane przez polskie rzeki, jak również polskie źródła punktowe bezpośrednio zanieczyszczające Bałtyk stanowiły w roku 2000 ok. 26% całkowitego ładunku azotu i 37% całkowitego ładunku fosforu odprowadzonego do Bałtyku drogą wodną przez wszystkie kraje nadbałtyckie (**rozdz. 8**).

Rozpatrując źródła pochodzenia azotu i fosforu odprowadzanego do wód powierzchniowych w zlewisku Bałtyku, stwierdza się, że w roku 2000 udział emisji N ze źródeł obszarowych (tu kluczową rolę odgrywa rolnictwo), punktowych oraz naturalnego tła (ilość azotu, jaka dostarczana byłaby do wód powierzchniowych przy braku działalności człowieka na skutek naturalnych procesów biogeochemicznych zachodzących w ekosystemie) w Polsce wynosił odpowiednio 62%, 18% i 20%; udział emisji P ze źródeł obszarowych, punktowych oraz naturalnego tła wynosił odpowiednio 54%, 29% i 17% (**rozdz. 8, 9**).

Na przestrzeni ostatnich dekad, wysoki udział Polski w całkowitych ładunkach azotu i fosforu odprowadzanych do Bałtyku, stał się przedmiotem ostrej, ale nie w pełni uzasadnionej krytyki na forum międzynarodowym. Polska nigdy nie zaprzeczała, że jest odpowiedzialna za wysokie ładunki azotu i fosforu, ale fakt wysokiego polskiego eksportu N i P do Bałtyku wymaga wyjaśnienia w oparciu o interdyscyplinarne badania naukowe w zakresie wpływu czynników odpowiedzialnych za emisję N i P z użytkowanych przez człowieka terenów do systemów rzecznych, a następnie do morza (**rozdz. 8, 9**).

Głównym motywem podjęcia prezentowanych badań była świadomość, że (i) w okresie transformacji Polska dokonała skoku cywilizacyjnego w kwestii ochrony środowiska [budowa oczyszczalni ścieków, restrukturyzacja w rolnictwie, implementacja Dyrektyw Unii Europejskiej (UE)], (ii) dostępne są bazy danych potrzebnych do skwantyfikowania emisji N i P do basenów rzek, a także rzeczywistej emisji N i P do Bałtyku, z uwzględnieniem roli estuariów w naturalnej retencji N i P, (iii) istnieje konieczność wyjścia naprzeciw potrzebom

polskiej administracji państwowej, odpowiedzialnej nie tylko za implementację Dyrektyw UE czy respektowanie zobowiązań wobec Komisji Helsińskiej (HELCOM) m.in. w kwestii realizacji „*Baltic Sea Action Plan*”, ale też za pokazanie wymiernych efektów tych działań m.in. zmniejszonego odpływu N i P wodami rzecznyymi do Bałtyku. Dla właściwej realizacji tego szerokiego przedsięwzięcia naukowego powstał, początkowo nieformalny, zespół badawczy, w którego skład wchodziłi przedstawiciele następujących instytucji: morskiej (Morski Instytut Rybacki – Państwowy Instytut Badawczy, Gdynia), rolniczych (Instytut Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa – Państwowy Instytut Badawczy, Puławy; Instytut Nawozów Sztucznych, Puławy), a także uniwersytetów (Uniwersytet Mikołaja Kopernika, Toruń, oraz Akademia Pomorska, Słupsk). Od dwóch lat ta współpraca jest częściowo sformalizowana przez realizowany grant no. N N305 300140 (Zał. 3). Byłam inicjatorem tworzenia tego zespołu oraz głównym motorem i koordynatorem jego działań w trakcie przygotowywania prac do druku w czasopiśmie recenzowanych oraz w trakcie tworzenia monografii. Wszelkie prace, które już ukazały się drukiem w recenzowanych czasopiśmie zachodnich, i te, które są w fazie przygotowań do druku, a przede wszystkim wydana drukiem interdyscyplinarna, zbiorcza monografia „*Temporal and spatial differences in emission of nitrogen and phosphorus from Polish territory to the Baltic Sea*” miały i nadal mają na celu pokazanie czy głębokie zmiany, jakie zaszły w omawianych sektorach polskiej gospodarki w okresie transformacji przekładają się na reakcję polskich rzek, Wisły i Odry, należących do siedmiu największych rzek zasilających Bałtyk, i czy ta reakcja jest jednakowa w czasie i przestrzeni. Postawione główne cele badawcze, które zostały szeroko rozwinięte w rozdziałach monografii przedłożonych jako podstawa o ubieganie się o tytuł doktora habilitowanego to:

- (i) Zastosowanie badań modelowych pozwalających na określenie całkowitej emisji N i P do basenu Wisły i Odry w latach 1995-2008; określenie procentowego udziału siedmiu ścieżek emisji N i P, co pozwoliło na określenie udziału sektora rolniczego w emisji N i P do basenów w/w rzek (interpretacja wyników w odniesieniu do pokrycia/zagospodarowania zlewni rzek oraz zagospodarowania ścieków) (**rozdz. 8**),
- (ii) Zastosowanie uznanej na forum międzynarodowym metody normalizacji ładunków N i P względem przepływu wody; normalizacja ładunków pozwala na wyeliminowanie wpływu zmienności przepływu wody (fizycznego nośnika N i P) na stężenia i ładunki N i P, a uzyskane wyniki czyni wiarygodnymi do oceny wpływu człowieka na środowisko; normalizacja została przeprowadzona dla ładunków wnoszonych do Bałtyku Wisłą i Odrą w latach 1988-2011, a interpretacja wyników została przeprowadzona w odniesieniu do pokrycia/zagospodarowania zlewni rzek oraz zagospodarowania ścieków (**rozdz. 9**);
- (iii) Zastosowanie uznanego na forum międzynarodowym warsztatu matematycznego pozwalającego na ilościowe i jakościowe określenie roli polskich estuariów w

retencji N i P, a tym samym w obniżeniu ładunków rzeczywistych, jakie docierają do wód otwartych Bałtyku (**rozdz. 10**);

- (iv) Pokazanie, że skutek antropopresji, to nie tylko nadmierne ładunki N i P wnoszone do Bałtyku, ale też zmniejszające się ładunki krzemu (Si); ten fakt może mieć wpływ na sukcesję gatunkową fitoplanktonu, a tym samym może mieć pośredni wpływ na funkcjonowanie całego ekosystemu Bałtyku, w tym na nasilenie eutrofizacji (**rozdz. 11**);
- (v) Podkreślenie wagi holistycznego spojrzenia na Bałtyk:
- Zmiany wielkoskalowe skutkujące zmniejszeniem częstotliwości wlewów wód słonych z Morza Północnego (**rozdz. 1**),
 - Czynniki, które powinny być brane pod uwagę w ocenie udziału danego kraju, w tym Polski, w emisji N i P do Bałtyku (wielkość, pokrycie/zagospodarowanie oraz zaludnienie zlewiska cząstkowego) (**rozdz. 1, 8, 9**),
 - Pokazanie, że odpływ jednostkowy N i P (przeliczony na jednostkę powierzchni) jest miernikiem degradacji środowiska naturalnego, i że ten powinien być brany pod uwagę w ocenie udziału danego kraju w emisji N i P do Bałtyku (**rozdz. 9, 13**).

4.4.2. Streszczenie wyników osiągnięcia naukowego

4.4.2.1. Wymierne skutki zmniejszającej się presji na środowisko naturalne w basenie Wisły i Odry w okresie transformacji

Od roku 1989 Polska przechodzi przez okres głębokiej transformacji ustrojowej, oznaczającej przejście z gospodarki centralnie planowanej na rynkową. Okres transformacji doprowadził do głębokich zmian instytucjonalnych oraz strukturalnych. Reformy zainicjowane we wczesnych latach 90. dały możliwość zrewidowania starego i wprowadzenia nowego systemu zarządzania opartego o akty prawne, a tym samym pozwoliły na większą integrację działań pro-środowiskowych z działaniami gospodarczymi. Od początku lat 90. Polska dokonała niezwykłego postępu w kwestii ochrony środowiska naturalnego, wywiązując się z wielu postawionych celów środowiskowych i uniezależniając wzrost ekonomiczny od presji na środowisko naturalne w wielu dziedzinach gospodarki. Te wysiłki, w połączeniu z ekonomicznymi zmianami strukturalnymi, przyczyniły się do wielkiego postępu na wielu frontach tak jak np. (i) redukcji emisji zanieczyszczeń do atmosfery (**rozdz. 8**), (ii) spadku w poborze wody na cele gospodarcze, oraz bardziej ekonomicznym wykorzystaniem wody przez indywidualnych odbiorców, skutkującym 2-krotnym spadkiem objętości produkowanych ścieków (**rozdz. 8**), (iii) 10-krotnym spadkiem objętości ścieków nieoczyszczanych (**rozdz. 8**), (iv) począwszy od roku 1995 sukcesywnego i bardzo znacznego wzrostu objętości ścieków oczyszczanych najnowszymi technologiami (**rozdz. 8**), (v) znacznego spadku ładunków N i P zrzucanych z oczyszczalni ścieków, jako efekt zbudowania 1864 bardzo nowoczesnych i wydajnych oczyszczalni ścieków w latach 1995-2008, oraz

modernizacji wielu starych, mało efektywnych oczyszczalni (**rozdz. 8, 9**), (vi) zamykania przestarzałych zakładów przemysłowych i modernizacji pozostałych, zatem w efekcie eliminacji tzw. „hot spots” (**rozdz. 1**), (vii) restrukturyzacji w rolnictwie oraz spadku nadwyżki bilansowej N i P w polskim rolnictwie, jako skutek spadku zużycia nawozów mineralnych oraz spadku w ilości/obsadzie zwierząt gospodarskich, ale także, jako skutek większej efektywności wykorzystania N i P w rolnictwie (**rozdz. 8**), (viii) spadku emisji substancji biogenicznych do systemów rzecznych *via* większość ścieżek tejże emisji, nie wyłączając ścieżek bezpośrednio związanych z działalnością rolniczą (**rozdz. 8**), (ix) znacznego, statystycznie istotnego spadku ładunków N i P odprowadzanych do Bałtyku (**rozdz. 9**). Zmiany, które zaszły w polskiej gospodarce w okresie transformacji, nie miały tej samej dynamiki w ujęciu czasowym i przestrzennym, zatem presja generowana przez czynniki antropogeniczne (regionalnie i czasowo zróżnicowany charakter i intensywność działalności rolniczej, przestrzennie zróżnicowane zmiany strukturalne w rolnictwie podczas transformacji, regionalnie i czasowo zróżnicowane inwestycje w budowę oczyszczalni ścieków) na środowisko naturalne była różna. Na fakt zmiennej w czasie i przestrzeni antropopresji na środowisko naturalne nakładają się zróżnicowane przestrzennie czynniki naturalne (rodzaj podłoża skalistego, rodzaj gleby, udział procentowy jezior w powierzchni zlewni) wpływające na kierunek i szybkość odpływu/infiltracji wody będącej fizycznym nośnikiem związków N i P. Te czynniki mają kolosalne znaczenie, bowiem stanowią o czasie zalegania wody w systemie, a ten z kolei pozostaje w bezpośrednim związku z retencją N i P, a tym samym zmniejszoną emisją do basenów rzek i dalej do morza. Wszystkie obliczenia i analizy matematyczne przeprowadzone były dla dwóch największych rzek i ich zlewni w Polsce tzn. dla Wisły i Odry (**rozdz. 8, 9**) oraz dla ich estuariów (**rozdz. 10**) i w takim ujęciu pokazują zróżnicowanie przestrzenne emisji N i P.

4.4.2.2. Badania modelowe (MONERIS) w basenie Wisły i Odry (1995-2008)

Wykorzystany do badań emisji N i P do basenu Wisły i Odry model MONERIS (**MO**deling **N**utrient **E**missions in **R**iver **S**ystems) jest oparty o system GIS (Geographical Information System). Z racji faktu, iż stężenia substancji biogenicznych, stanowiących komponenty odpływu w modelu, są w ogromnym stopniu modyfikowane przez procesy biogeochemiczne, które z kolei są różne w zależności od składowych ekosystemu, koniecznym jest zidentyfikowanie różnych źródeł substancji biogenicznych. Z tego powodu MONERIS bierze pod uwagę siedem dróg przemieszczania się substancji biogenicznych: (1)

zrzuty ze źródeł punktowych, (2) depozycję z atmosfery, (3) emisję do wód podziemnych, (4) emisję poprzez system drenarski, (5) odpływ z terenów zurbanizowanych o pokrytych powierzchniach (chodniki, nawierzchnie drogowe), (6) odpływ powierzchniowy (tylko rozpuszczone substancje biogeniczne), (7) erozję (**rozdz. 8**).

Odływ substancji biogenicznych z terenów rolniczych

Są trzy kierunki przemieszczania/usuwania azotu i fosforu z gleb rolniczych: (i) pionowy do góry na drodze pobierania przez rośliny, oraz usuwania azotu z ekosystemu na drodze ulatniania się do atmosfery jego gazowych form (NH_3 , N_2 , N_2O , NO_x), (ii) poziomy – na drodze spływu powierzchniowego, odpływu podpowierzchniowego oraz drenarskiego, (iii) pionowy do dołu – na drodze wymywania i przesiąkania do wód podziemnych. Azot pochodzący z rolnictwa dociera do wód powierzchniowych *via*: (i) depozycję z atmosfery, (ii) spływ powierzchniowy i erozję, (iii) odpływ podpowierzchniowy i drenarski (iv) infiltrację N z terenów rolniczych do wód gruntowych. Bilans końcowy odpływu N i P zależy od wielu czynników, między innymi takich, jak rodzaj aktywności rolniczej, nawożenie, warunki geomorfologiczne, klimat, warunki hydrologiczne (**rozdz. 8**)

Czasowa zmienność emisji N i P do basenu Wisły i Odry, jak również procentowy udział poszczególnych ścieżek emisji N i P w obydwu basenach wykazywały duże różnice pomiędzy badanymi basenami (**rozdz. 8**). Stwierdzoną, różną czasowo-przestrzenną emisję N i P, tłumaczą dwa rodzaje czynników:

Czynniki antropogeniczne:

- Przestrzenie i czasowo odmienny zarówno rodzaj zagospodarowania terenów rolniczych, jak i odmienna intensywność w gospodarce rolnej,
- Różna powierzchnia zajmowana przez łąki, pastwiska w basenie Wisły i Odry,
- Przestrzenie zróżnicowane zmiany strukturalne w sektorze rolniczym w okresie transformacji,
- Przestrzenie zróżnicowana absorpcja funduszy unijnych przeznaczonych na ochronę środowiska naturalnego,
- Przestrzenie i czasowo zróżnicowane inwestowanie w modernizację starych i budowę nowoczesnych oczyszczalni ścieków.

Czynniki naturalne:

- Rodzaj skały macierzystej,
- Rodzaj gleby,
- Powierzchnia zajmowana przez jeziora w danej zlewni.

Zmniejszająca się presja na środowisko naturalne w sektorze rolniczym na przestrzeni lat 1995-2008 może być wyjaśnieniem znacznego spadku udziału wód podziemnych w emisji, głównie azotu, do basenu Wisły i Odry. Znaczne nakłady na budowę nowoczesnych,

wydajnych oczyszczalni ścieków skutkują zmniejszającą się emisją, głównie P, ze źródeł punktowych do basenów tych rzek w badanym okresie (**rozdz. 8**).

W latach 1995-2008, w basenach obydwu rzek najbardziej istotną rolę w emisji azotu odgrywały trzy drogi ich przenoszenia. Były to wody podziemne (Wisła – 40%; Odra – 24%), odpływ systemem drenarskim (Wisła – 29%; Odra – 48%), oraz oczyszczalnie ścieków (Wisła – 11%; Odra -12%). Wspólną cechą obydwu basenów była zbliżona sumaryczna emisja azotu dwiema ścieżkami tzn. *via* wody podziemne i system drenarski; w okresie 1995-2008 stanowiła ona ok. 70% całkowitej emisji N. Należy tu zaznaczyć, że wody podziemne odgrywały bardziej istotną rolę w basenie Wisły (charakter gleby i podłoża skalistego ułatwiający infiltrację wody a z nią związków N), natomiast system drenarski miał większy wpływ na emisję N w basenie Odry (intensywne rolnictwo, bardziej rozbudowany system drenarski). Procentowy udział emisji N ze źródeł punktowych (oczyszczalni ścieków) był porównywalny w obydwu basenach rzek i był on na poziomie 11-12% (**rozdz. 8**).

W latach 1995-2008, w basenach obydwu rzek najbardziej istotną rolę w emisji fosforu odgrywały cztery drogi ich przenoszenia i były to: erozja (28-29% w obydwu basenach), źródła punktowe (Wisła - 19%; Odra - 24%), tereny zurbanizowane (16-17% w obydwu basenach), oraz spływ powierzchniowy (Wisła – 19%; Odra 15%). Wyraźnie wyższy udział procentowy źródeł punktowych w basenie Odry można tłumaczyć większą populacją podłączoną do oczyszczalni, które ulegały stopniowej modernizacji w okresie transformacji oraz większym nagromadzeniem źródeł punktowych (**rozdz. 8, 9**). Erozja, choć zróżnicowana przestrzennie, jest istotną ścieżką emisji P do basenu Wisły i Odry. Wynika ona z wysokiego udziału gleb lekkich w Polsce, co sprzyja występowaniu erozji wodnej i wiatrowej (**rozdz. 8**). Jednakże należy tu podkreślić, że rzeczywiste zagrożenie erozją gleb w Polsce jest znacznie mniejsze niż zagrożenie potencjalne. Jest to spowodowane znaczną fragmentacją areалу rolniczego. Przeznaczanie słabych gleb na zalesienia, sady, oraz łąki stanowiące pasy buforowe powoduje, że w przyszłości należy oczekiwać zmniejszenia intensywności erozji wodnej i wiatrowej (**rozdz. 13**).

Wyraźnie zaznaczone skokowe zmiany w emisji N i P do basenów badanych rzek, skłoniły autorów do podziału całego badanego okresu na dwa podokresy tzn. 1995-2002 oraz 2003-2008. Ten podział miał też na celu bardziej czytelne pokazanie zmian w emisji N i P w badanych przedziałach czasowych (**rozdz. 8**).

Spadek emisji N pomiędzy podokresami 1995-2002 oraz 2003-2008 był porównywalny w obydwu basenach i wynosił 16-17%, podczas gdy spadek emisji P osiągnął 26% w basenie Wisły i 32% w basenie Odry. Ta widoczna różnica (w przypadku P) między reakcją systemu

Wisły i Odry może być wynikiem głębszych zmian, jakie zaszły zarówno w sektorze rolniczym (restrukturyzacja, wchłanianie funduszy unijnych na budowę np. infrastruktury do składowania nawozów naturalnych) i w systemie oczyszczania ścieków (większe nakłady finansowe na budowę oczyszczalni ścieków) w basenie Odry w okresie transformacji. Spadek emisji N i P może być także wyrażony w tonach i ten pomiędzy podokresami 1995-2002 oraz 2003-2008 wynosił w basenie Wisły odpowiednio ok. 26.9 tys. ton oraz ok. 3.4 tys. ton; spadek emisji N i P w basenie Odry wynosił odpowiednio ok. 18 tys. ton i ok. 2.2 tys. ton.

Analiza emisji poszczególnymi ścieżkami przenoszenia N i P pozwala na stwierdzenie, że pomiędzy podokresami 1995-2002 i 2003-2008:

- Emisja N *via* wody podziemne spadła o 30% i o 37%, odpowiednio w basenie Wisły i Odry,
- Emisja N z oczyszczalni ścieków spadła o 15% i 40%, odpowiednio w basenie Wisły i Odry,
- Nieznaczny wzrost emisji N stwierdzono systemem drenarskim, ale ten był kompensowany przez spadek emisji innymi ścieżkami np. przez spływ powierzchniowy czy systemy urbanistyczne,
- Emisja P z oczyszczalni ścieków wykazała ogromny spadek: o 48% w basenie Wisły i 61% w basenie Odry,
- Tendencje spadkowe w emisji P były także obserwowane w przypadku spływu powierzchniowego (o 34-37%), erozji (o 5-7%), oraz systemów zurbanizowanych (o 21-23%) w obydwu basenach badanych rzek (**rozdz. 8**).

Biorąc pod uwagę fakt, iż badania modelowe, przy użyciu modelu MONERIS, były też prowadzone przez innych badaczy w basenie Odry we wcześniejszych latach, w **rozdziale 8** przytoczono wyniki liczbowe tych badań. W okresie od lat 60. do 80. emisja N do basenu Odry wzrosła 2.7-krotnie, osiągając maksimum w roku 1980. Trend wzrostowy emisji pokrywał się z trendem wzrostowym zużycia nawozów mineralnych i naturalnych w rolnictwie, ze wzrostem populacji i uprzemysłowienia - generujących większą emisję N ze źródeł obszarowych i punktowych (**rozdz. 8**). Maksimum emisji P wystąpiło w latach 90., czyli o dziesięć lat później niż maksimum emisji N. Zwraca uwagę fakt, iż udział procentowy źródeł punktowych w emisji P wzrósł z 30% w latach 60. do 60% w latach 90. Już w roku 2000 stwierdzono spadek udziału procentowego P ze źródeł punktowych do 30%, a w latach 1995-2008 – do 12%. Jest to wymierny efekt budowy dużej liczby oczyszczalni ścieków, co skutkowało obniżeniem ładunków N i P zrzucanych z oczyszczalni do basenów rzek. W okresie 1998-2008, ładunki N odprowadzane z oczyszczalni ścieków spadły o 4.54 tys. ton w basenie Wisły i o 10.4 tys. ton w basenie Odry, a ładunki P zmniejszyły się o 1.43 tys. ton w basenie Wisły i 1.65 tys. ton w basenie Odry (**rozdz. 8, 9**).

Scenariusze emisji N i P do basenu Odry (w ramach symulacji komputerowych w oparciu o założenia obejmujące zarówno wdrażanie Dyrektyw UE jak i budowę oczyszczalni) przedstawione przez innych autorów i obejmujące okres badań przedstawiony w tym opracowaniu, nie odbiegają zbytnio od wyników naszych obliczeń ładunków N i P znormalizowanych względem przepływu wody i wskazujących na 28% spadek ładunków N, oraz 80% spadek ładunków P w basenie Odry w latach 1988-2011 (**rozd. 8, 9**).

Badania modelowe pokazują dużą czasową i przestrzenną różnicę w emisji N i P nie tylko w odniesieniu do dużych zlewni, Odry i Wisły, ale także w przypadku zlewni częściowych tych dwóch największych polskich rzek. Badania modelowe wykonane w basenie Odry przez Niemców i obejmujące lata 1960-2000 dowodzą, że wysoką emisję obszarową substancji biogenicznych wykazuje strefa podgórska (erozja odgrywa kluczową rolę) oraz zlewnia Warty, charakteryzująca się wysokim stopniem zdrenowania terenów.

Analiza emisji N i P ze źródeł obszarowych i punktowych w basenie Wisły, wykonana przez autorów cytowanych w **rozd. 8**, pokazuje duże zróżnicowanie przestrzenne udziału poszczególnych ścieżek emisji, z kluczową rolą erozji oraz źródeł punktowych w zlewniach częściowych na południu zlewni Wisły, znaczącą rolą źródeł punktowych w zlewniach częściowych w centralnej części zlewni Wisły, oraz dużą rolą rolnictwa w zlewniach częściowych północnej części zlewni Wisły.

Te wyniki uzasadniają konieczność aktualizacji badań modelowych, prowadzonych dla zlewni częściowych zarówno Odry jak i Wisły. Takie badania, wraz z włączeniem modelowych scenariuszy emisji do roku np. 2020, pozwolą na uzyskanie bardziej precyzyjnych sugestii dla czynników decyzyjnych z polskiej administracji państwowej zorientowanych na ograniczenie emisji N i P do basenów polskich rzek.

4.4.2.3. Znormalizowane względem przepływu wody ładunki azotu i fosforu na najniżej położonych stacjach monitoringowych na Wiśle i Odrze w latach 1988-2011

Badanie odpowiedzi rzek (Wisły i Odry) na zmiany, jakie zaszły w polskiej gospodarce w okresie transformacji, to wskazanie trendów w stężeniach i ładunkach, oraz określenie w konkretnych liczbach zmniejszenia ładunków N i P, odprowadzanych przez dwie największe polskie rzeki do Bałtyku w latach 1988-2011. Badania prowadzone były w oparciu o matematycznie opracowane dane monitoringowe [dane monitoringowe zebrane na najniżej położonych stacjach monitoringowych na Wiśle (Kiezmark) i Odrze (Krajnik

Dolny)]. Ładunki oszacowane na tych stacjach uznawane są, jako ładunki odprowadzane przez daną rzekę do Bałtyku (**rozd. 9**).

Odptyw obszarowy N i P (z nawozów naturalnych i mineralnych, erozji gleby) jest generalnie zależny od przepływu wody i badania (także polskie) prowadzone w basenach rzek zdominowanych przez wymienione źródła substancji biogenicznych wskazują, że ładunki N i P rosną wraz ze wzrostem przepływu wody (w szczególności N pochodzący głównie z odpływu obszarowego). Ta zależność narzuca konieczność matematycznej obróbki danych tzn. policzenia ładunków znormalizowanych względem przepływu wody, lub ujmując to prościej, policzenia ładunków N i P względem „normalnego” przepływu wody daną rzeką. Otrzymane z obliczeń, znormalizowane względem przepływu wody średnie miesięczne ładunki N i P służą do obliczeń rocznych znormalizowanych ładunków N i P odprowadzanych przez daną rzekę. Znormalizowane roczne ładunki stanowią dane wejściowe do innej metody matematycznej, pozwalającej na wyznaczenie linii trendu w odprowadzanych ładunkach w skali wielolecia. Takie podejście pozwala na wyeliminowanie zmienności w zebranych danych, generowanej przez zmienny odpływ wody, a uzyskane wyniki są wiarygodne do oceny wpływu człowieka na środowisko naturalne (w tym przypadku wpływu na ładunki rzeczne substancji biogenicznych). Dane prezentowane poniżej pokazują, że na skutek normalizacji ładunków N i P znaczne frakcje tychże ładunków uległy korekcie, szczególnie w latach bardzo mokrych lub bardzo suchych (**rozd. 9**).

Podana metoda obróbki danych daje w pełni wiarygodne wyniki, pod warunkiem, że spełnione są wszystkie podane niżej metodologiczne warunki obliczeń: (i) metoda ta wymaga podejścia zlewniowego (baseny Wisły i Odry różnią się nie tylko wielkością odpływu wody, ale także presją na środowisko naturalne oraz kompletnie inną dynamiką zmian tej presji w okresie transformacji), (ii) normalizacja musi być oparta o miesięczne pomiary stężeń substancji biogenicznych (azotanów, azotynów, amoniaku, azotu całkowitego, fosforanów, oraz fosforu całkowitego) i przepływu wody w danej rzece; takie dane stanowią wiarygodną bazę do obliczeń znormalizowanych miesięcznych ładunków, co daje możliwość policzenia znormalizowanych rocznych ładunków substancji biogenicznych, (iii) długie ciągi danych są niezbędne do wyznaczenia linii trendu ładunków N i P, i należy tu wyraźnie podkreślić, że im dłuższe serie danych, tym lepszy wynik końcowy; to stwierdzenie jest szczególnie ważne w przypadku wolno-przepływowych systemów, które przeważają w Polsce (**rozd. 1**), (iv) jakkolwiek podział długiego okresu na podokresy i wyznaczanie linii trendu dla krótkich pod-okresów jest niedopuszczalne, bo merytorycznie błędne i prowadzące do spekulatywnych wniosków. Dowodem na to jest zachowanie ładunków N w Wiśle na początku lat 90.,

charakteryzujących się długotrwałą suszą i bardzo małym przepływem wody, zatem małym odpływem obszarowym N. Nawet nowoczesna metoda normalizacji nie była w stanie skompensować „sztucznego” załamania w wielkości ładunków i w konsekwencji „sztucznego” załamania na linii trendu dla ładunków TN i NO₃-N (**rozdz. 9**).

Stężenia związków azotu i fosforu w wodach Wisły i Odry latach 1988-2011

W latach 1988-2011 obserwuje się znaczny spadek stężeń związków azotu i fosforu, w wodach odprowadzanych Wisłą i Odrą do Bałtyku. Średnie stężenia azotu całkowitego (TN) i fosforu całkowitego (TP) w wodach Wisły wykazały tendencję spadkową od roku 2000, osiągając najniższe średnie wartości w ostatnich latach badań (ok. 2.1 mg N dm⁻³; 0.17 mg P dm⁻³). Średnie stężenia DIN (ang. dissolved inorganic nitrogen – rozpuszczony azot nieorganiczny będący sumą NO₃-N, NO₂-N, NH₄-N) w Wiśle wykazywały tendencję wzrostową do wartości ok. 2 mg N dm⁻³ w latach 90. (po długim bardzo suchym okresie), po czym tendencję spadkową, osiągając wartości ok. 1.1 mg N dm⁻³ w ostatnich badanych latach. Średnie stężenia fosforanów w wodach Wisły zmieniały się od 0.16 mg P dm⁻³ w latach 90. do 0.07 mg P dm⁻³ w ostatnich latach badań (**rozdz. 9**).

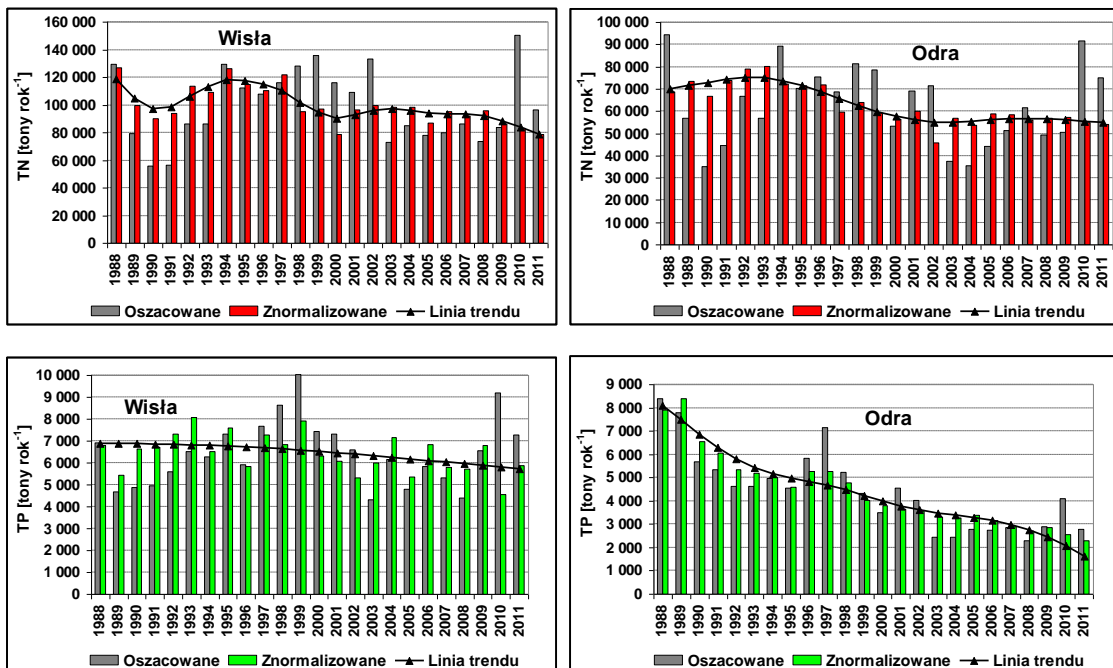
Średnie stężenia TN w wodach Odry wykazały najwyższe wartości w latach 80. (max. ok. 4.7 mg N dm⁻³) i stopniowo spadały do wartości ok. 3 mg N dm⁻³ w ostatnich dwóch latach badań. Średnie stężenia TP były najwyższe (ok. 0.55 mg P dm⁻³) w latach 90. i sukcesywnie spadały osiągając poziom 0.18 mg P dm⁻³ w ostatnich 5 latach badań. Średnie stężenia DIN w Odrze zmieniały się od maksimum ok. 2.7 mg N dm⁻³ w latach 90. do ok. 2 mg N dm⁻³ w ostatnich 5 latach badanego okresu. Średnie stężenia fosforanów w Odrze zmieniały się od maksimum ok. 0.2 mg P dm⁻³ w latach 90. do 0.04 mg P dm⁻³ w ostatnim 7-leciu (**rozdz. 9**).

Ładunki azotu i fosforu odprowadzane do Bałtyku przez Wisłę i Odrę w latach 1988-2011

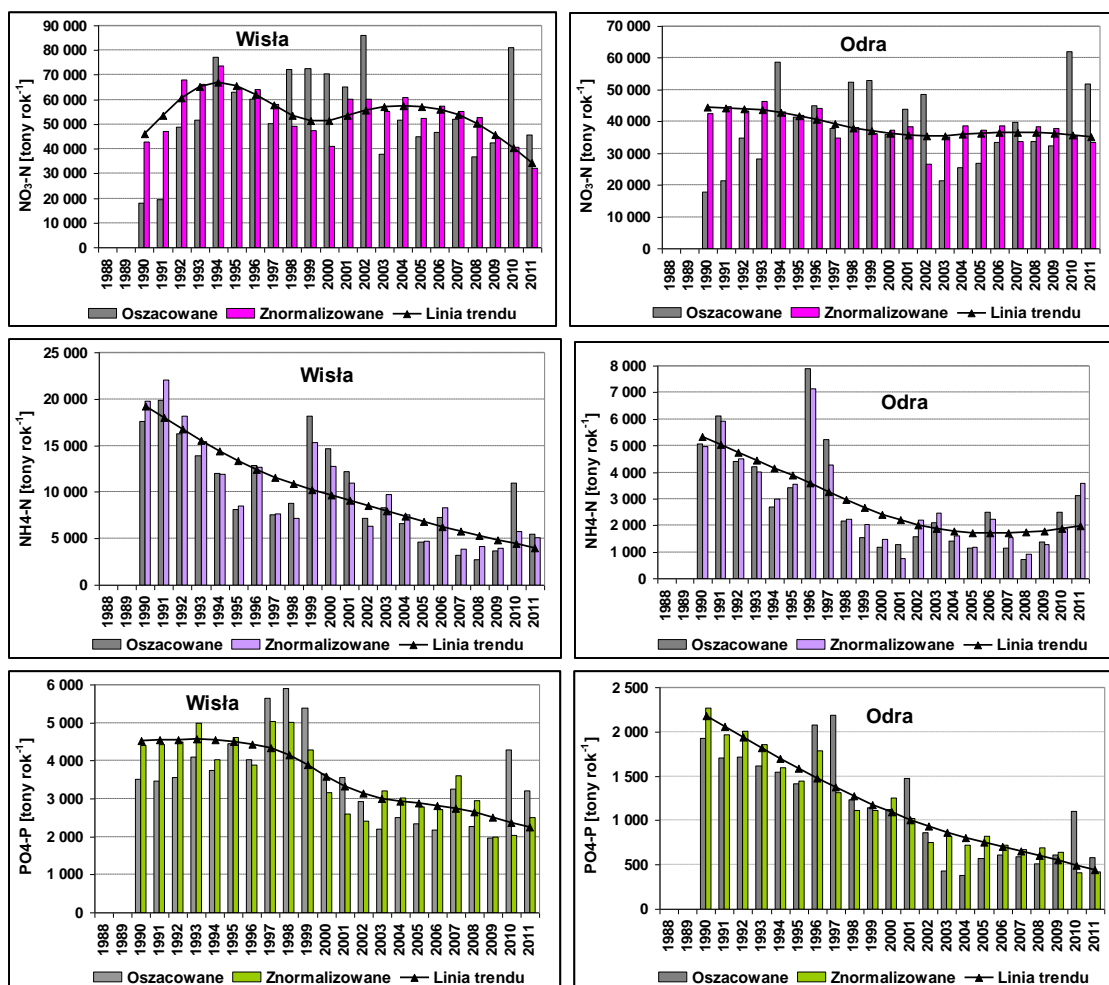
Spadek stężeń substancji biogenicznych w polskich rzekach w latach 1988-2011 spowodował statystycznie istotny spadek znormalizowanych względem przepływu wody ładunków N i P odprowadzanych przez polskie rzeki (Wisłę, Odrę). Ładunki TN spadły o ok. 34% (40 tys. ton) i 28% (21 tys. ton) w Wiśle i Odrze (rys. 1); ładunki TP spadły o ok. 18% (1.2 tys. ton) i 80% (6.5 tys. ton) w wodach Wisły i Odry kierowanych do Bałtyku w latach 1988-2011 (rys. 2). Normalizacja ładunków, która obejmowała krótszy okres (1988-2008) dała następujące liczby: TN – spadek o ok. 20% (20 tys. ton) i 25% (20 tys. ton) w Wiśle i Odrze; TP – spadek o ok. 15% (900 ton) i 65% (5.4 tys. ton) w wodach Wisły i Odry kierowanych do

Bałtyku (Pastuszak i in., 2012; **rozdz. 9**). Dla wyjaśnienia dodam, że ten krótszy okres badań (1988-2008) wynikał z faktu, iż w momencie przygotowywania pracy do wydania w czasopiśmie międzynarodowym, autorzy dysponowali wynikami pomiarów monitoringowych obejmujących podane wyżej lata. Porównanie tych wszystkich liczb wyraźnie pokazuje, że odpowiedź polskich rzek na zmniejszającą się presję antropogeniczną jest procesem silnie zaznaczonym i postępującym. Jest to dodatkowy dowód na to, jak ważne są dane wieloletnie do wyznaczenia trendów w ładunkach rzecznych (**rozdz. 9**).

Nawet pobieżna analiza rys. 1 i 2 pokazuje, że w okresach charakteryzujących się bardzo niskim (lata 90.) lub bardzo wysokim (szczególnie przełom lat 90. i 2000 oraz lata 2010-2011) odpływem wody, zmienne w czasie ładunki N i P uległy znacznej korekcie po normalizacji względem przepływu wody. Pominięcie normalizacji ładunków i spojrzenie tylko na ładunki „oszacowane” (rys. 1, 2) np. w roku 2010 mogą kompletnie błędnie wskazywać, iż w polskiej gospodarce nastąpiło tąpnięcie, i że Polska zbliża się do swoich wysokich ładunków N i P odprowadzanych do Bałtyku w latach 80. i 90. Wyciąganie takich wniosków byłoby dowodem braku umiejętności holistycznego spojrzenia na zagadnienie. Rok 2010 charakteryzował się najwyższym odpływem wody w całym badanym 24-leciu i ten odpływ osiągnął wartość 56.04 km^3 w Wiśle (przy średnim wieloletnim odpływie na poziomie ok. $34 \text{ km}^3 \text{ rok}^{-1}$) oraz 20.5 km^3 w Odrze (przy średnim wieloletnim odpływie na poziomie ok. $16.8 \text{ km}^3 \text{ rok}^{-1}$). Jeśli policzony ładunek powstaje przez mnożenie przepływu wody przez stężenie, jest oczywistym, że przy tak rekordowym odpływie wody, ładunki będą bardzo wysokie.



Rys. 1 Oszacowane oraz znormalizowane względem przepływu wody ładunki azotu całkowitego (TN) i fosforu całkowitego (TP) w wodach Wisły (Kieźmark) oraz Odry (Krajnik Dolny) w latach 1988-2011 (rozd. 9)



Rys. 2 Oszacowane oraz znormalizowane względem przepływu wody ładunki azotanów ($\text{NO}_3\text{-N}$), amoniaku ($\text{NH}_4\text{-N}$) oraz fosforanów ($\text{PO}_4\text{-P}$) w wodach Wisły (Kieźmark) oraz Odry (Krajnik Dolny) w latach 1988-2011 (rozd. 9)

Spadek ładunków P był szczególnie zaznaczony w basenie Odry, charakteryzującym się bardzo efektywnym ograniczeniem emisji substancji biogenicznych ze źródeł punktowych oraz głębokimi zmianami strukturalnymi, które spowodowały zmniejszenie presji na środowisko naturalne. Należy tu zaznaczyć, że koncentracja zarówno źródeł punktowych, w tym „hot spots”, jak i liczba Państwowych Gospodarstw Rolnych była wyższa w basenie Odry niż w basenie Wisły (rozd. 1, 8, 9). Linie trendu zmian ładunków TP i $\text{PO}_4\text{-P}$ w Odrze wykazywały tendencję spadkową podczas całego okresu badań (rys. 1, 2), a to z kolei wskazuje na ciągły postęp w zmniejszaniu emisji P w zachodniej Polsce. W basenie Wisły spadek ładunków TP był znacznie słabiej zaznaczony, natomiast spadek ładunków $\text{PO}_4\text{-P}$ pojawił się dopiero w roku 1998 (rys. 1, 2). Ta ewidentna różnica w reakcji dwóch

największych systemów rzecznych w Polsce może wynikać z większej inercji znacznie większego obszarowo basenu Wisły, ale też z późniejszych inwestycji w budowę oczyszczalni ścieków (**rozd. 8, 9**).

Mniej spektakularny był spadek znormalizowanych ładunków TN oraz $\text{NO}_3\text{-N}$ w basenie Odry. To oznacza, że muszą być wprowadzone nowe metody zmniejszania emisji N z sektora rolniczego, stanowiącego główne źródło azotanów w odpływie rzeczonym N. Zwraca natomiast uwagę znaczny spadek znormalizowanych ładunków $\text{NO}_3\text{-N}$ w basenie Wisły; ładunki spadły z ok. 58 tys. ton w 2004 roku do ok. 32 tys. ton w 2011 roku (**rozd. 9**; rys. 2). Ładunki $\text{NH}_4\text{-N}$ w obydwu rzekach wykazywały silną tendencją spadkową, którą najprawdopodobniej należy łączyć ze spadkiem ładunków materii organicznej ze źródeł punktowych oraz z implementacją technologii podwyższonego usuwania N w nowoczesnych oczyszczalniach ścieków (rys. 2) (**rozd. 9**).

Jest kilka przyczyn różnicy w ładunkach odprowadzanych do Bałtyku przez Wisłę i Odrę i są to: (i) zlewnia Wisły (w ramach polskich granic) jest o ok. 30% większa od zlewni Odry, (ii) liczba ludności zasiedlająca basen Wisły jest o 8 mln większa od liczby ludności w basenie Odry, (iii) odpływ wody Wisłą jest blisko dwukrotnie większy od odpływu wody Odrą (**rozd. 1, 8**). Ponadto, istnieją jeszcze dwie kompleksowe, przestrzennie zróżnicowane, grupy czynników antropogenicznych, generalnie obejmujących rolnictwo i źródła punktowe, oraz złożona grupa czynników naturalnych. Te dwie kompleksowe grupy czynników wpływających na emisję N i P, tym samym na ładunki N i P, zostały podane w części omawiającej badania modelowe. Większej emisji obszarowej N i P w basenie Odry sprzyjają zarówno czynniki antropogeniczne (większe zużycie nawozów, wyższa obsada zwierząt gospodarskich, większe zagęszczenie skoncentrowanych farm świń, większy udział terenów zdrenowanych, mniejsza powierzchnia łąk i pastwisk) jak i czynniki naturalne (mniejsza przepuszczalność podłoża geologicznego, mniejszy procentowy udział jezior w powierzchni zlewni) (**rozd. 8, 9**). Większą presję sektora rolniczego na środowisko naturalne w basenie Odry potwierdzają także przeprowadzone badania stabilnych izotopów $\delta^{15}\text{N}$ oraz $\delta^{18}\text{O}$ w wodach Wisły i Odry (**rozd. 9**). Jednakże, trzeba też na problem patrzeć od innej strony; basen Odry charakteryzuje większa absorpcja funduszy unijnych, w tym na ochronę środowiska w sektorze rolniczym, oraz większe nakłady na budowę oczyszczalni ścieków (**rozd. 8, 9**).

4.4.2.4. Rola estuarium Odry i Wisły w retencji ładunków N i P odprowadzanych do Bałtyku w odpływie rzecznym

Z badań prowadzonych w wielu rejonach świata, w tym u wybrzeży północnego Atlantyku wynika, że procesy biogeochemiczne zachodzące w strefach estuariowych powodują retencję/usunięcie 30-65% całkowitego azotu oraz 10-55% całkowitego fosforu, które to ładunki w przeciwnym razie zasiliłyby wody oceanu. Badania bilansowe N i P, prowadzone w wielu estuariach Oceanu Atlantyckiego, dowodzą, że (i) frakcjonowany transport netto substancji biogenicznych jest odwrotnie proporcjonalnie skorelowany z logarytmem średniego czasu zalegania wody w systemie, (ii) ilość zatrzymanego N w systemie nie zależy od stopnia zeutrofizowania systemu, natomiast ilość zatrzymanego P spada wraz ze wzrostem stopnia zeutrofizowania systemu (**rozd. 10**).

Polskie badania bilansowe N i P, przeprowadzone dla estuarium Odry, dokładnie potwierdzają opisane wyżej prawidłowości, zarówno w odniesieniu do poziomu retencji jak i zależności retencji od czasu zalegania wody w systemie. Również wnioski badaczy amerykańskich, co do zależności retencji N i P od stopnia zeutrofizowania systemu, mogą być przeniesione na estuarium Odry i możemy założyć, że obecna retencja N i P w tym estuarium jest nie mniejsza (może być większa w przypadku P, przy tak znacznym spadku presji na środowisko naturalne w basenie Odry) niż ta oszacowana dla lat 1993-1998 (**rozd. 10**).

Estuarium Odry, Zatoka Pomorska

Odra należy do 7 największych rzek wpadających do Morza Bałtyckiego. W latach 1951-1998 roczny odpływ wody do Zatoki Pomorskiej zmieniał się od 9.46 km³ do 25.83 km³, przy wartości średniej 16.83 km³; średni przepływ wody w Odrze wynosił 535 m³s⁻¹. W swoim dolnym odcinku wody tej rzeki przepływają przez duży, złożony system estuariowy, w którym Zalew Szczeciński, największy obszarowo komponent estuarium Odry, odgrywa szczególną rolę w ilościowej i jakościowej transformacji N i P pochodzącego z odpływu rzeczno (**rozd. 10**)

Definicję estuarium oraz przyjęty, dla celów bilansowych, podział estuarium Odry na część śródlądową i morską podano w **rozd. 10**. Śródlądowa część estuarium Odry jest ograniczona na południu przez najniższą położoną stację monitoringową na Odrze (Krajnik Dolny), a na północy – przez ujście Świny, Dziwny i Piany (Peenestrom – po stronie niemieckiej) do Zatoki Pomorskiej. Morska część estuarium odpowiada wewnętrznej Zatoce Pomorskiej. Główną rolę w wymianie wody między Zalewem Szczecińskim a Zatoką Pomorską odgrywa Cieśnina Świny, jako że przez nią wypływa 75% wody rzecznej; ok. 10%

wody przedostaje się do zatoki przez Cieśninę Dziwny, a 15% przez Cieśninę Piany. Długość estuarium Odry, mierzona od rozwidlenia Odry do ujścia Świny to ok. 100 km. Powierzchnia śródlądowej części estuarium wynosi około 1000 km², natomiast objętość wynosi 3.5 km³.

Ujście Wisły - Zatoka Gdańska

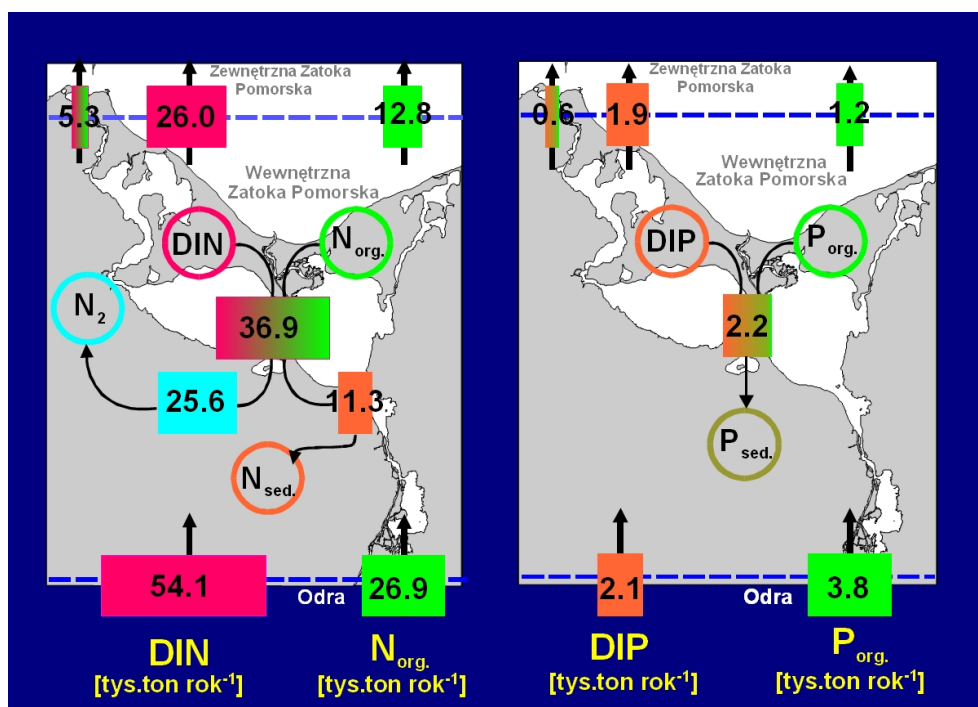
Zatoka Gdańska zasilana jest przez Wisłę, drugą, co do wielkości rzekę w zlewisku Bałtyku. Średni przepływ wody w Wisłę, oszacowany za lata 1951-1990, osiągnął 1081 m³s⁻¹, co daje roczny odpływ wody na poziomie 34.09 km³. Ta objętość wody stanowi 90% całej objętości wody zasilającej zatokę (**rozdz. 10**).

Przy sporządzaniu bilansu N i P w Zatoce Gdańskiej, podobnie jak w przypadku Zatoki Pomorskiej, całą Zatokę Gdańską podzielono horyzontalnie na zamknięte obszary (wewnętrzna Zatokę Gdańską i wody otwarte); fakt uwarstwienia toni wodnej w Zatoce Gdańskiej narzucił konieczność podziału zewnętrznej Zatoki Gdańskiej i wód otwartych na część górną (wymieszana) oraz na część dolną (stratyfikowaną) (**rozdz. 10**).

Wyniki bilansu N i P w estuarium Odry oraz Zatoce Gdańskiej

Metoda obliczeń bilansowych została podana w **rozdziale 10**. Warto natomiast zaznaczyć, iż bilans N i P został policzony według rekomendowanej i uznanej międzynarodowej metodyki LOICZ (Land-Ocean Interactions in the Coastal Zone), opartej na bilansie soli.

Z obliczeń bilansowych wykonanych dla estuarium Odry wynika, że w latach 1993-1998 ok. 45% TN i 37% TP było zatrzymywane w całym systemie estuariowym Odry, a reszta była eksportowana do wód otwartych Bałtyku (rys. 3). Utrata N z systemu w drodze oszacowanej denitryfikacji stanowiła ok. 30% całkowitego ładunku wnoszonego do systemu z lądu i atmosfery. Obliczenia bilansowe pokazują także, że śródlądowa część estuarium odgrywała kluczową rolę w retencji substancji biogenicznych. Aż 85% retencji TN i 72% retencji TP miało miejsce właśnie w tej części estuarium.



Rys. 3 Graficzna ilustracja wyników bilansu azotu i fosforu dla całego estuarium Odry. Symbole użyte: DIN (DIN=N-NO₃+N-NO₂+N-NH₄) – rozpuszczony azot nieorganiczny, N_{sed.} – azot odprowadzony do osadów, N₂ – azot wyprowadzony z systemu na skutek denitryfikacji, DIP (PO₄-P) – rozpuszczony fosfor nieorganiczny, N_{org.} – azot organiczny, P_{org.} – fosfor organiczny, P_{sed.} - fosfor odprowadzony do osadów (**rozdz. 10**)

Stwierdzono znaczną modyfikację składu procentowego związków fosforu (DIP, P_{org.}) i prawie nie stwierdzono żadnej zmiany w składzie puli azotu (DIN, N_{org.}) po przejściu przez całe estuarium Odry. Udział DIP w TP wzrósł z 36% w wodach zasilających system do 60% w wodach opuszczających system, podczas gdy udział DIN w puli TN pozostał prawie na niezmiennym poziomie 66%. Znaczący wzrost udziału DIP w TP wynikał z faktu, że przy ok. 30% redukcji ładunku TP w systemie estuariowym stwierdzono tylko bardzo nieznaczny redukcję ładunku DIP. Tylko w niewielkim stopniu zmienione ładunki DIP na wejściu i wyjściu z estuarium (rys. 3) wskazują, że asymilacja P podczas procesu fotosyntezy była kompensowana przez jego regenerację w systemie (**rozdz. 10**). W przypadku azotu, poza pobieraniem i mineralizacją, mają miejsce dwa inne procesy, które wpływają na ładunki netto DIN, i tymi procesami są denitryfikacja prowadząca do uwalniania N₂, oraz przeciwnie skierowany proces wiązania N₂ przez sinice. W bilansie wykonywanym metodyką podaną przez LOICZ określić można tylko efekt netto tych dwóch procesów. Obliczenia bilansowe prowadzą do wniosku, że proces denitryfikacji miał dominujące znaczenie w retencji azotu, przy czym główną rolę w tym procesie odegrała śródlądowa część estuarium Odry. Oszacowany poziom denitryfikacji to ok. 19 gNm⁻²rok⁻¹ w śródlądowej i ok. 5 gNm⁻²rok⁻¹ w

morskiej części estuarium, ponad ilości N_2 związane przez sinice. Czterokrotnie wyższa denitryfikacja w śródlądowej niż w morskiej części estuarium może być wytłumaczona dłuższym czasem zalegania wody w śródlądowej części estuarium (**rozd. 10**).

Z przedstawionego bilansu wykonanego dla Zatoki Gdańskiej wynika, że całkowita masa azotu wyprowadzona z systemu przekroczyła 100 tys. ton rocznie (wymiana netto), i wyrażając to w procentach – sięgała 77% sumarycznego ładunku TN pochodzącego z dopływu rzecznoego, depozycji z atmosfery i ze źródeł punktowych; pozostałe 23% TN zostało zatrzymane w zatoce. Około 66% ładunku TN ze źródeł lądowych i atmosfery stanowiły nieorganiczne rozpuszczalne formy azotu (DIN), zatem formy bezpośrednio dostępne dla fitoplanktonu w zatoce. Udział DIN w eksporcie netto był znacznie niższy; ładunek netto DIN odprowadzonego do Bałtyku stanowił tylko ok. 20% DIN dostarczonego do zatoki, 80% DIN było zatrzymane w zatoce. Oszacowany poziom denitryfikacji, ponad wiązanie przez sinice, łącznie w Zatoce Gdańskiej i w końcowym odcinku rzeki, między Kieźmarkiem a ujściem do morza wynosił ok. $6.7 \text{ gNm}^{-2}\text{rok}^{-1}$ (**rozd. 10**).

Odpływ netto TP do Bałtyku stanowił 66% sumarycznych ładunków wprowadzanych przez rzeki, atmosferę i źródła punktowe, a 34% tych ładunków zostało zatrzymane w Zatoce Gdańskiej. Podobnie do azotu, około 2/3 ładunków wchodzących do systemu stanowiła forma nieorganiczna DIP. Głębinowy dopływ DIP okazał się być wyższy niż połączony odpływ rezydualny i wymiana powierzchniowa, co w efekcie doprowadziło do importu netto DIP z otwartych wód Bałtyku (współczynnik retencji powyżej 1) i jego całkowitej retencji; retencja DIP w wewnętrznej i zewnętrznej zatoce wynosiła 6.532 tys. ton rok^{-1} , a więc o 885 ton więcej niż dopływ ze źródeł lądowych i atmosfery (**rozd. 10**).

4.4.2.5. Zmieniająca się rola krzemu w funkcjonowaniu ekosystemu Bałtyku – wpływ antropopresji

Związki azotu, takie jak azotany i amoniak, związki fosforu, takie jak fosforany, oraz związki krzemu (Si), takie jak rozpuszczone krzemiany [ang. dissolved silicate – DSi; $\text{DSi}=\text{Si}(\text{OH})_4$], należą do głównych substancji biogenicznych pobieranych przez fitoplankton w ekosystemach słodkowodnych jak i morskich. Rola krzemu, jest jednakże różna od roli N i P, ponieważ te ostatnie są pobierane przez prawie wszystkie organizmy planktonowe, natomiast Si jest pobierany tylko przez niektóre organizmy (okrzemki, radiolarie, gąbki i złotowiciowce).

Okrzemki (*Bacillariophyceae*) stanowią główny komponent w zakwicie wiosennym fitoplanktonu zarówno w ekosystemach słodkowodnych jak i morskich. Stanowią one bardzo

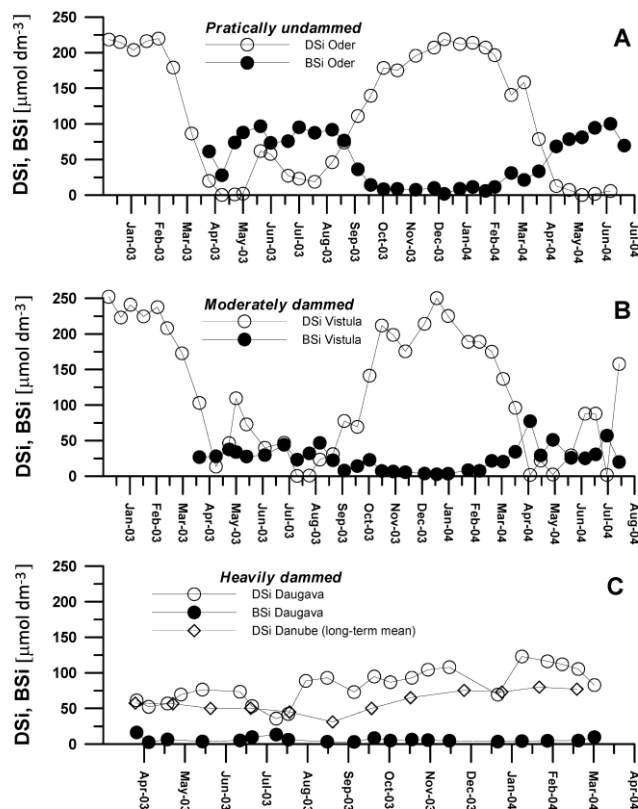
istotny komponent w łańcuchu pokarmowym i odgrywają bardzo ważną rolę w biogeochemicznym obiegu pierwiastków w morzu. Okrzemki są odpowiedzialne za ok. 50% produkcji pierwotnej we wszechoceanie i stanowią ogromnie ważną bazę pokarmową dla makro-zooplanktonu (copepoda), a ten z kolei stanowi ważną bazę pokarmową dla dalszych ogniw łańcucha troficznego (**rozd. 11**).

W odróżnieniu od N i P, które występują w systemach wodnych w różnych formach nieorganicznych i organicznych, krzem występuje głównie, jako rozpuszczone krzemiany, która to forma Si może być asymilowana przez organizmy planktonowe. Zasadnicza różnica pomiędzy zachowaniem N, P i Si w systemach wodnych wynika z tempa ich regeneracji i recyklingu. Si(OH)_4 nie jest zatrzymywany w puli zregenerowanej, jak ma to miejsce w przypadku N i puli amoniaku (NH_4^+), a ponadto jest eksportowany z systemu w szybszym tempie niż azot, prowadząc tym samym do limitowania wzrostu fitoplanktonu przez Si(OH)_4 . Regeneracja Si w ekosystemie (wewnętrzny obieg Si) nie następuje na drodze procesu degradacji materii organicznej, tylko na skutek rozpuszczania biogenicznego krzemu (BSi) i proces ten jest znacznie wolniejszy od remineralizacji N lub P. Regeneracja BSi jest procesem chemicznym, podczas gdy regeneracja N i P jest procesem biologicznym, wspomaganym przez organizmy planktonożerne (ang. grazers) i bakterie. To w konsekwencji może prowadzić do zubożenia DSi w kolumnie wody, w szczególności w systemach z długim czasem wymiany wody jak np. w Bałtyku (**rozd. 11**).

Rzeki są odpowiedzialne za prawie 80% ilości krzemu dostarczanego do oceanu światowego w formie DSi, jako produkt wietrzenia skał. Antropopresja ma ogromny wpływ na zwiększenie emisji antropogenicznych ładunków N i P do systemów rzecznych i dalej do stref brzegowych wszechoceanu (**rozd. 8, 9**), natomiast ma ona niewielki bezpośredni wpływ na zwiększoną emisję Si (np. zawartego w detergentach) (**rozd. 11**). Istnieje jednak istotny pośredni wpływ antropopresji na proces odwrotny, czyli zmniejszenie emisji Si do wszechoceanu.

W ostatnich dekadach zaobserwowano znaczny spadek stężeń krzemianów w wielu jeziorach i strefach przybrzeżnych mórz i oceanów, i ten spadek przypisywany jest ogólnemu procesowi eutrofizacji. Jednym ze znamion eutrofizacji jest nadmierna, niezrównoważona w ekosystemie, produkcja fitoplanktonu, w tym okrzemek, co z kolei może prowadzić do ich nadmiernej sedymentacji i nadmiernego zatrzymywania BSi w osadach. Ten fakt został stwierdzony w basenie Bałtyku (**rozd. 11**). Obok eutrofizacji w samych akwenach estuariowych czy przybrzeżnych morskich, nie bez znaczenia pozostaje też fakt eutrofizacji w rzekach, a także fakt zmienionego naturalnego odpływu DSi do mórz na skutek zabudowy

rzek. Te dwa czynniki powodują nadmierną sedymentację BSi, która odpowiada za zakłócenie nie tylko naturalnego sezonowego cyklu zmienności stężeń BSi, ale ma też wpływ na zakłócenie sezonowego cyklu zmienności DSi. Wpływ antropopresji na sezonową zmienność i wielkość stężeń DSi i BSi znakomicie pokazują wyniki badań prowadzonych w czterech rzekach tzn. praktycznie niezabudowanej (wg kryteriów wyjaśnionych w **rozdz. 11**) rzece Odrze, umiarkowanie zabudowanej rzece Wiśle i silnie zabudowanej Dźwinie i Dunaju. W wodach Dźwiny i Dunaju praktycznie zanikł cykl sezonowy DSi, stężenia DSi są bardzo niskie, a stężenia BSi w Dźwinie są bliskie zera, bez względu na porę roku (rys. 4).



Rys. 4 Stężenia rozpuszczonych krzemianów (DSi) i biogenicznych krzemianów (BSi) mierzonych na najniższej położonych stacjach monitoringowych na rzekach: Odrze (A), Wiśle (B), Dźwinie (ang. Daugava) i Dunaju (ang. Danube) (C) [Humborg i in., 2006; Zał. 3; **rozdz. 11**; badania w Wiśle i Odrze prowadzone były w ramach grantu UE SIBER- patrz Zał. 3]

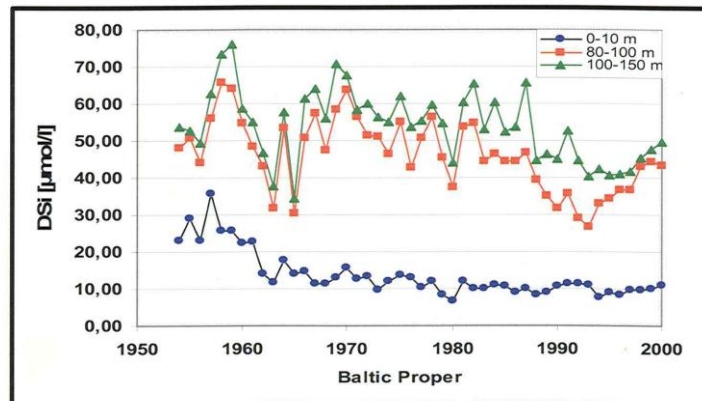
Odpowiedź Bałtyku na zmiany w obiegu Si w basenach rzek jak i w morzu na skutek antropopresji

Ostatnie badania dotyczące biogeochemicznego cyklu Si w Bałtyku zostały przedstawione w **rozdz. 11**, a wyniki tych badań wskazują, że:

- Obecny ładunek DSi zasilający Bałtyk jest na poziomie 855 tys. ton rok⁻¹,
- Regulacje przepływu rzek oraz eutrofizacja wód śródlądowych są odpowiedzialne za redukcję ładunku DSi na poziomie 420 tys. ton rok⁻¹,

- Akumulacja BSi w osadach Bałtyku jest o 36% wyższa niż ta raportowana w piśmiennictwie wiele dekad wstecz,
- Stężenia DSi były 2.6 razy wyższe na przełomie XIX i XX wieku niż są obecnie,
- Choć stężenia DSi pozostawały w ostatniej dekadzie XX wieku na ustabilizowanym poziomie, i tylko w ograniczonym wymiarze występowało w Bałtyku limitowanie wzrostu okrzemek przez Si, dalszy spadek stężeń DSi doprowadzi do limitowania wzrostu okrzemek na szeroką skalę, a to będzie miało poważne implikacje dla funkcjonowania całego ekosystemu Bałtyku.

Bałtyk jest jednym z akwenów, w którym stwierdzono długookresowe spadki stężeń DSi i te zmiany odnotowano zarówno w wodach powierzchniowych jak i głębinowych (rys. 5). Na przestrzeni ostatnich trzech dekad spadek stężeń DSi w wodach powierzchniowych wielu rejonów Bałtyku był w granicach 0.05 to 1.2 $\mu\text{mol Si dm}^{-3} \text{ rok}^{-1}$, z tendencją pewnej stabilizacji dynamiki zmian w ostatniej dekadzie XX wieku (**rozdz. 11**). Jest znanym fakt, iż spadek stężeń DSi do wartości 1-2 $\mu\text{mol Si dm}^{-3}$ powoduje limitowanie wzrostu okrzemek.



Rys. 5 Długookresowe spadki stężeń krzemianów (DSi) na Głębi Gotlandzkiej, Bałtyku Właściwym (ang. Baltic Proper) w trzech warstwach wody: 0-10 m, 80-100 m, oraz 100-150 m [Conley i in., 2008; Zał. 3; **rozdz. 11**]

Zmiany w zasilaniu ekosystemu substancjami biogenicznymi dały początek innemu problemowi. Nie tylko stężenia substancji biogenicznych, ale i stosunek molowy N:P:Si jest niezmiernie ważny w aspekcie eutrofizacji, a także w odniesieniu do przewidywania sukcesji gatunkowej fitoplanktonu w danym sezonie. Krzemo-zależne okrzemki potrzebują Si w odpowiednim stosunku do N i P, aby mógł mieć miejsce optymalny ich wzrost. Podaje się następujący stosunek molowy dla alg morskich - C:N:P:Si=106:16:1:16, oraz C:N:P:Si=106:16:1:42 – dla alg słodkowodnych i odstępstwa od tych wartości mają daleko idące implikacje dla funkcjonowania ekosystemów. Spadek stosunku Si:N może być czynnikiem zaostrzającym proces eutrofizacji przez potencjalne zmniejszenie wzrostu okrzemek na korzyść nieużytecznych lub wręcz szkodliwych wiciowców i takie zjawisko jest już stwierdzone w strefie szelfu Morza Północnego (**rozdz. 11**).

4.4.2.6. Konieczność holistycznego spojrzenia na zlewisko Bałtyku

Choć pojęcie „holistyczne spojrzenie” już wielokrotnie pojawiło się we wcześniejszych sekwencjach autoreferatu, w tej jego części podam dodatkowe argumenty, że należy patrzeć holistycznie nie tylko na zmienny w czasie dopływ do Bałtyku substancji biogenicznych powodujących eutrofizację, ale także na (i) wszystkie czynniki wpływające na wielkość emisji N i P do basenów rzek i dalej do morza, a także (ii) na czynniki wpływające na zmiany w zawartości tlenu rozpuszczonego w wodzie, inne niż eutrofizacja (procesy wielkoskalowe mające wpływ np. na wielkość i częstotliwość dużych wlewów wód zasolonych z Morza Północnego).

Zmiany wielkoskalowe - wlewy wód słonych z Morza Północnego

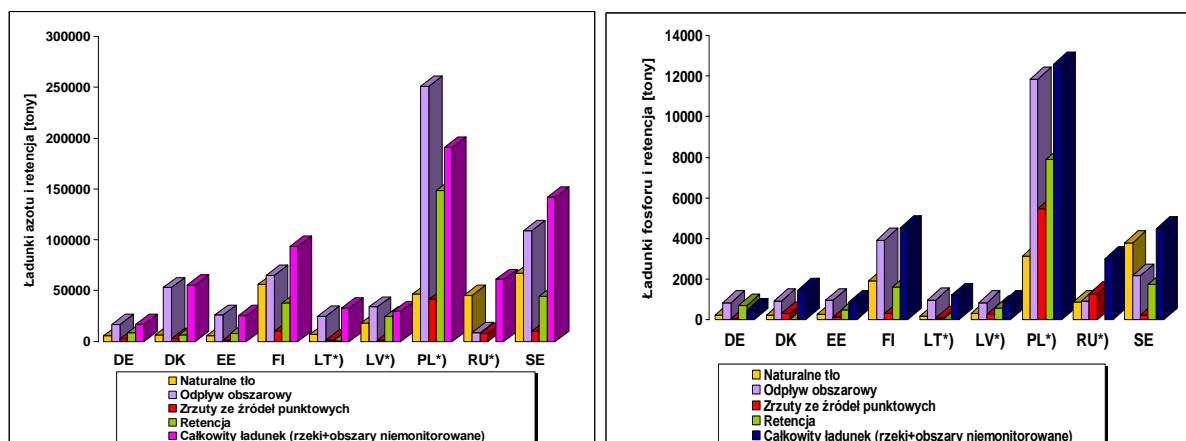
Wymiana wody między Bałtykiem a Morzem Północnym ma ogromne znaczenie dla funkcjonowania ekosystemu Morza Bałtyckiego. Z jednej strony jest to kwestia utrzymania właściwego zasolenia, zapewniającego pływalność złożonej ikry ryb, z drugiej, jest to proces wentylacji wód głębinowych poniżej halokliny, poprawiający natlenienie tych wód. Ten ostatni parametr jest istotny w odniesieniu nie tylko do przeżywalności żywych zasobów Bałtyku, ale też w odniesieniu do obiegu pierwiastków w morzu (**rozd. 1, 9**).

Długookresowe badania wyraźnie pokazują, że duże wlewy wód słonych do Bałtyku miały miejsce stosunkowo regularnie do połowy lat 70. Tylko duże wlewy gwarantują odświeżenie wód głębinowych w rejonach odległych od Cieśnin Duńskich. Zarówno intensywność jak częstotliwość wlewów znacznie spadła w ostatnich trzech dekadach, co wyjaśnia się zmianami wielkoskalowymi zarówno w cyrkulacji powietrza jak i zmianami w ilości wody słodkiej odprowadzanej z lądu; te dwa wymienione parametry generują zmiany w kierunku jak i wielkości transportu mas wodnych w morzu (**rozd. 1**).

Cytowane w **rozdziale 1** długookresowe badania (1960-2011) zawartości tlenu rozpuszczonego w wodach Bałtyku wskazują, że zmiana reżimu wymiany wody między Bałtykiem a Morzem Północnym spowodowała znaczne obniżenie stopnia wentylacji wód głębinowych, a w konsekwencji nienotowany wcześniej wzrost obszarów charakteryzujących się anoksją i hipoksją. Deficyt tlenu może nasilić proces eutrofizacji na skutek uwolnienia pewnej puli P, który uległ zdeponowaniu w osadach w okresie lepszego natlenienia wód głębinowych Bałtyku.

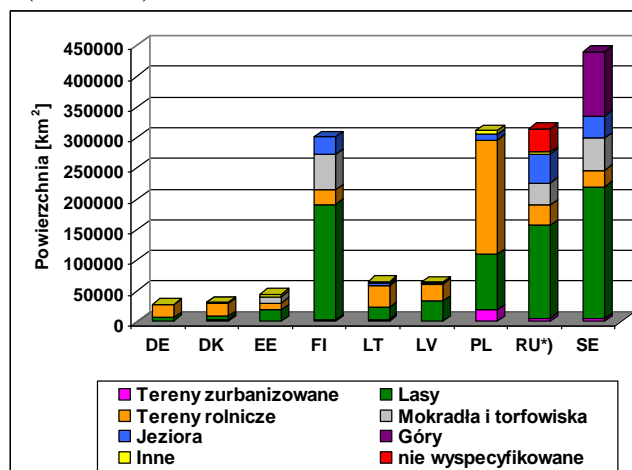
Czynniki wpływające na wielkość emisji N i P do Bałtyku

Nie ulega wątpliwości, że całkowite ładunki N i P odprowadzane przez polskie rzeki, jak również polskie źródła punktowe bezpośrednio zanieczyszczające Bałtyk stanowiły w roku 2000 ok. 26% całkowitego ładunku azotu i 37% całkowitego ładunku fosforu odprowadzanego do Bałtyku drogą wodną przez wszystkie kraje nadbałtyckie (rys. 6; **rozdz. 1, 9**), ale też nie ulega wątpliwości, że powierzchnia areału rolniczego w Polsce stanowi ok. 50% całego areału rolniczego w basenie Bałtyku, a populacja ludności w Polsce stanowi ok. 45% całej populacji w basenie Bałtyku (rys. 7) (**rozdz. 1**).



LT, LV*) dane dotyczą tylko terytorium Łotwy i Litwy ; PL*) polskie źródła punktowe – wyniki wzięte z zestawień, odpływ obszarowy obejmuje również źródła punktowe nieobjęte zestawieniami; RU*) brak retencji dla rosyjskich danych

Rys. 6 Udział krajów nadbałtyckich w odprowadzaniu całkowitych ładunków azotu i fosforu niesionych rzekami oraz pochodzących ze stref niemonitorowanych; użyte skróty: DE - Niemcy, DK – Dania, EE – Estonia, FI – Finlandia, LT – Litwa, LV – Łotwa, PL – Polska, RU – Rosja, SE – Szwecja (**rozdz. 1**)

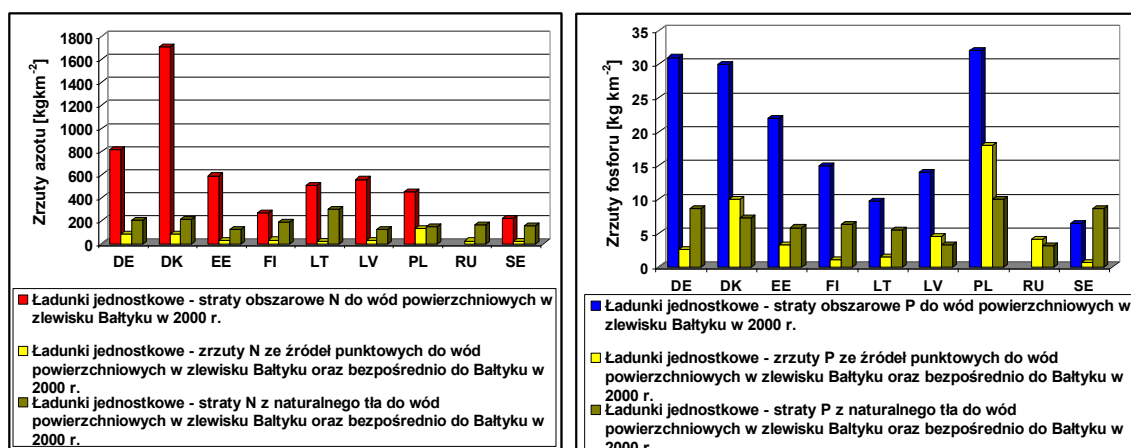


RU*) 23700 km² i 15000 km² powierzchni Rosji należy odpowiednio do zlewiska Zatoki Ryskiej i Bałtyku Właściwego; dla tych powierzchni udział procentowy pokrycia/zagospodarowania terenu nie jest wyspecyfikowany w opracowaniu HELCOM (2004)

Rys. 7 Pokrycie/zagospodarowanie zlewiska Bałtyku w 2000 roku w poszczególnych krajach; użyte skróty: DE - Niemcy, DK – Dania, EE – Estonia, FI – Finlandia, LT – Litwa, LV – Łotwa, PL – Polska, RU – Rosja, SE – Szwecja (**rozdz. 1**)

Odływ obszarowy, z czołową rolą rolnictwa, jest w 54-62% odpowiedzialny za ładunki N i P wprowadzane do Bałtyku; 18-29% ładunków N i P pochodzi ze źródeł punktowych (**rozd. 1**). Stężenia azotanów, stanowiących główną pulę nie tylko w DIN, ale też w TN (za wyjątkiem okresu letniego) w odpływie rzeczonym, wykazują tendencję wzrostową w wodach odprowadzanych kolejno z łąk, pastwisk, gruntów ornych. Badania prowadzone w Finlandii oraz USA dowiodły, że tereny użytkowane rolniczo charakteryzują się ośmiokrotnie (USA) lub dziesięciokrotnie (Finlandia) wyższymi stratami N na jednostkę powierzchni niż tereny zalesione (patrz powierzchniowy udział lasów w Finlandii, Szwecji i Rosji - rys. 7). Zatem, nawet niewielkie obszary gleby użytkowane rolniczo mogą mieć znaczący wpływ na emisję N. Z kolei inne badania wskazują na bardzo ważną rolę systemów rzecznych, a także udział jezior w retencji N (patrz powierzchniowy udział jezior w Finlandii, Szwecji i Rosji - rys. 7). Te kwestie są szeroko komentowane w **rozdziałach 8, 9**. Jest oczywistym, że nie cała pula N i P, która dociera do basenów rzek dociera do stref brzegowych morza. Rzeki nie są „inercyjnymi rurami” transportowymi. Procesy takie jak denitryfikacja, deponowanie materii organicznej w osadach, procesy sorpcji w sedimentach, pobieranie N i P przez rośliny i mikroorganizmy – przyczyniają się do usunięcia N i P z systemów rzecznych. Procesy te zależą od stężeń substancji biogenicznych, od właściwości osadów, szybkości przepływu wody, zatem czasu zalegania wody w systemie, a także od sposobu użytkowania gleby w zlewniach rzek. Należy tu nadmienić, że Polska ma najwyższą retencję N i P w systemach rzecznych w skali całego zlewiska Bałtyku, a wynika to z faktu, iż większość rzek w Polsce ma nieregulowany ich bieg, a ponadto polskie systemy rzeczne należą do wolno-przepływowych (84% terytorium kraju ma nachylenie terenu poniżej 3°) (**rozd. 1, 9**).

Mając jedno z czterech największych zlewisk cząstkowych, mając dwie z siedmiu największych rzek w basenie Bałtyku wprowadzających do niego ok. 10% całkowitej objętości wody z odpływu rzecznego, należy się spodziewać, że ładunki TN i TP, odprowadzane z terenu Polski, będą wyższe niż te zrzucane przykładowo przez Danię czy Niemcy, mających najmniejsze zlewiska cząstkowe Bałtyku. Z tego powodu, w **rozd. 9** jest wyraźnie podkreślone, że ocena stopnia degradacji środowiska w danym kraju nadbałtyckim powinna mieć miejsce w oparciu o ładunki jednostkowe TN i TP, czyli ładunki przeliczone na jednostkę powierzchni (rys. 8).



Rys. 8 Ładunki jednostkowe azotu całkowitego i fosforu całkowitego zrzucane do wód śródlądowych w zlewisku Bałtyku oraz bezpośrednio do Bałtyku w roku 2000; użyte skróty: DE - Niemcy, DK – Dania, EE – Estonia, FI – Finlandia, LT – Litwa, LV – Łotwa, PL – Polska, RU – Rosja, SE – Szwecja (**rozdz. 9**)

Całkowity ładunek TN odprowadzony w odpływie rzeczonym z terytorium Polski do Bałtyku w roku 2000 był najwyższy (rys. 7), natomiast ładunek jednostkowy TN w odpływie obszarowym należał do najniższych w zlewisku Bałtyku. Był on ponad czterokrotnie oraz dwukrotnie niższy niż ładunek jednostkowy z tego samego źródła odpowiednio w Danii i Niemczech (rys. 8). Całkowity ładunek jednostkowy (suma z trzech źródeł) był ponad trzy razy niższy w Polsce niż ten sam ładunek jednostkowy w Danii. Gdyby Polska miała taki ładunek jednostkowy TN jak Dania, to nasz kraj wprowadziłby do Bałtyku nie 190 tys. ton N, a ok. 600 tys. ton TN w odpływie rzeczonym w roku 2000. Problem degradacji środowiska naturalnego w Danii powinien stanowić ostrzeżenie dla czynników decyzyjnych w Polsce, bo przy ciągle transformującej się gospodarce rolnej już istnieją w naszym kraju konflikty interesów związane z próbami wprowadzenia wielkotowarowej produkcji trzody w oparciu o kapitał zachodni (**rozdz. 9**).

Podobnie do azotu, Polska była odpowiedzialna za najwyższe ładunki fosforu odprowadzane do Bałtyku w roku 2000, dystansując znacznie pozostałe kraje nadbałtyckie (rys. 7). Te drastyczne różnice w udziale poszczególnych krajów w emisji TP do Bałtyku zacierają się, kiedy porównamy ładunki jednostkowe z odpływu obszarowego. Najwyższe wartości mają Niemcy, Dania i Polska, a zbliżone, choć nieco niższe, Estonia (rys. 8). Gdyby zlewiska cząstkowe w Niemczech, Danii i Estonii były zbliżone do polskiego zlewiska cząstkowego przynależnego do Bałtyku – emisja P z terenów rolniczych byłaby identyczna, pod warunkiem wszakże, że cechy geomorfologiczne, klimatyczne, powierzchnia gruntów rolniczych, intensywność rolnictwa byłyby identyczne, co oczywiście nie ma miejsca. Powierzchnia zlewiska duńskiego i niemieckiego jest ok. 10-krotnie mniejsza niż

powierzchnia zlewiska w Polsce i ten argument wydaje się być wystarczającym, aby nie stosować porównań ładunków wprowadzanych przez poszczególne kraje do Bałtyku. Dwa czynniki są szeroko dyskutowane w **rozd. 9**, jako odpowiedzialne za wysoki obszarowy odpływ jednostkowy TP z terytorium Polski, i jest to relatywnie wysoka nadwyżka bilansowa P w minionych dekadach powodująca akumulację P w glebie oraz problem erozji gleby.

Polskie ładunki jednostkowe P ze źródeł punktowych należały w roku 2000 do najwyższych i ten fakt należy łączyć z największą populacją ludności zasiedlającą nasz kraj. Nie należy jednak zapominać, że prezentowane dane dotyczą dość odległego okresu (brak nowszych danych tego typu), a ładunki P w odpływie rzeczonym, w tym ładunki PO₄-P generowane głównie przez źródła punktowe, wykazywały bardzo znaczny spadek w Wiśle i Odrze po roku 2000 (rys. 1, 2).

4.4.2.7. Główne wnioski – wartość użytkowa osiągnięcia naukowego

Monografia stanowi pierwsze tego typu, tak szerokie opracowanie interdyscyplinarne w Polsce, i chyba jedno z nielicznych w Europie. Nikt w Polsce wcześniej nie podjął się szeroko zakrojonej, wielo-tematycznej obróbki danych i nikt nie podjął się niełatwego zadania interpretacji zmiennej w czasie, długookresowej emisji N i P do basenu Wisły i Odry, czy interpretacji długookresowych zmian w stężeniach i ładunkach N i P, pomierzonych na najniższej położonych stacjach monitoringowych. Istotną wartością jest fakt, iż czasowo i przestrzennie zróżnicowana emisja N i P do basenów rzek, jak i czasowe i przestrzenne zmiany w stężeniach i ładunkach N i P odprowadzanych do Bałtyku, odniesione są do pokrycia/zagospodarowania zlewni rzek, ze szczególnym zwróceniem uwagi na zmieniającą się gospodarkę rolną oraz na dynamicznie zmieniającą się emisję N i P ze źródeł punktowych. W założeniu, monografia „*Temporal and spatial differences in emission of nitrogen and phosphorus from Polish territory to the Baltic Sea*” ma w rzetelny sposób pokazać (i) wpływ procesów transformacji gospodarczej na zmniejszenie antropopresji w Polsce oraz (ii) rzeczywisty udział Polski w emisji N i P do Bałtyku. Poza walorami czysto edukacyjnymi, może ona stanowić źródło wiedzy i argumentów dla przedstawicieli polskiej administracji państwowej, odpowiedzialnych za kontakt z UE, dofinansowującej wiele przedsięwzięć proekologicznych w Polsce po akcesji Polski do UE, oraz HELCOM. Przykładem wartości użytkowej dzieła są ostatnio opracowane opinie na prośbę Ministerstwa Rolnictwa i Rozwoju Wsi oraz Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska. Opinie te dotyczyły eutrofizacji Bałtyku oraz bardzo kontrowersyjnego projektu *BalticSTERN* prowadzonego pod egidą

HELCOM (Zał. 3; *nie ma bezpośredniego odniesienia do tego projektu w monografii, bo sprawa wynikła po zamknięciu druku książki*).

W okresie transformacji Polska dokonała skoku cywilizacyjnego w wielu dziedzinach gospodarki, w tym w sektorze rolniczym oraz zarządzaniu ściekami. Te głębokie zmiany przełożyły się na reakcję polskich rzek, w tym Wisły i Odry należących do siedmiu największych rzek zasilających Bałtyk znacznymi ładunkami N i P. Ta reakcja to znaczne, statystycznie istotne, obniżenie ładunków N i P odprowadzanych przez Wisłę i Odrę do Bałtyku z terytorium naszego kraju w latach 1988-2011, jako efekt obniżenia emisji N i P do basenów tych rzek. Wszystkie szczegółowe liczby, potrzebne do ilościowej oceny tych zmian, zawarte są w wcześniejszych fragmentach autoreferatu oraz w **rozdziałach 1, 8, 9, 10, 11, 13** monografii. W końcowej części autoreferatu skupię się na stwierdzeniach ogólnych i sugestiach dla polskiej administracji państwowej, oraz sumarycznym zestawieniu redukcji ładunków N i P w okresie transformacji, w oparciu o czasową zmienność znormalizowanych względem przepływu wody ładunków N i P transportowanych przez Wisłę i Odrę (z aproksymującym uwzględnieniem redukcji ładunków wnoszonych do Bałtyku przez rzeki Przymorza), oraz z uwzględnieniem roli estuarium Odry w redukcji rzecznych ładunków N i P (Tabela 1).

Tabela 1 Redukcja ładunków azotu całkowitego (TN) i fosforu całkowitego (TP) zrzucanych przez Wisłę, Odrę, oraz rzeki Przymorza w okresie transformacji (1988-2011) (redukcja oszacowana w oparciu o linie trendu ładunków znormalizowanych względem przepływu wody); w Tabeli uwzględniono retencję TN, TP w estuarium Odry

Specyfikacja	Redukcja TN [tony]	Redukcja TP [tony]
Basen Wisły; okres transformacji (1988-2011) (rozdz. 9)	40 000 (o 34%)	1 200 (o 18%)
Basen Odry; okres transformacji (1988-2011) (rozdz. 9)	21 000 (o 28%)	6 500 (o 80%)
Rzeki Przymorza (oszacowane dla ładunków N, P w 2000 r., przy 5% udziale rzek Przymorza w całkowitym ładunku rzeczonym TN i TP wnoszonym do Bałtyku z polskiego terytorium i przy założeniu średniej redukcji ładunku TN na poziomie 30% i TP na poziomie 50%) (rozdz. 9)	2 800	300
Estuarium Odry – redukcja oszacowana w oparciu dla znormalizowanych ładunków w roku 2008, przy 45% redukcji TN oraz 37% redukcji TP w estuarium (rozdz. 10)	15 000	960
Całkowita redukcja ładunków TN i TP zrzucanych przez polskie rzeki	78 800	8 960

Polska, jako członek HELCOM, jest zobligowana do realizacji zobowiązań HELCOM, w tym realizacji „*Baltic Sea Action Plan*” zakładającego podjęcie szeregu działań przez kraje bałtyckie do roku 2016, które to działania mają na celu przywrócenie dobrego

statusu ekologicznego w Bałtyku do roku 2021. Całkowite dopuszczalne ładunki TN i TP (wprowadzane przez wszystkie kraje nadbałtyckie) są planowane na maksymalnym poziomie 600 tys. ton oraz 21 tys. ton. Oczekuje się, że Polska zredukuje swój roczny ładunek TN o 62.4 tys. ton oraz roczny ładunek TP o 8.76 tys. ton (**rozdz. 8**). Te oczekiwania HELCOM powinny zostać skonfrontowane z tym, czego Polska dokonała w okresie transformacji (Tabela 1). Wydaje się, że Polska już całkowicie lub prawie całkowicie ten plan wykonała, a należy zaznaczyć, że ładunki N i P wykazują nadal tendencję spadkową (**rozdz. 9**).

Wyniki 24-letnich badań, szeroko skomentowane w monografii „*Temporal and spatial differences in emission of nitrogen and phosphorus from Polish territory to the Baltic Sea*”, to obszerny materiał naukowy pozwalający przedstawicielom polskiej administracji państwowej, odpowiedzialnym za kontakty z UE i HELCOM, przygotować, w miarę potrzeb, rzetelny raport dla UE i HELCOM pokazujący, co osiągnęliśmy w kwestii ograniczenia emisji N i P z terytorium naszego kraju do Bałtyku w okresie transformacji.

Polska, jak i inne kraje bałtyckie, będzie zobligowana do uczestnictwa w przygotowaniu kolejnego, szóstego opracowania HELCOM *Pollution Load Compilation - PLC-6*. Monografia oferuje gotowy materiał do tego opracowania, w postaci ładunków N i P znormalizowanych względem przepływu wody odprowadzanych do Bałtyku przez Wisłę i Odrę w latach 1988-2011. Przy opracowywaniu danych do PLC-6 bardzo istotnym jest zachowanie metodycznych standardów (te standardy zostały spełnione w pracy zaprezentowanej w monografii; **rozdz. 9**) obejmujących: (i) obowiązkowe podejście zlewniowe, (ii) obliczanie ładunków znormalizowanych względem przepływów w oparciu o miesięczne stężenia substancji biogenicznych i miesięczne przepływy wody (potem agregowane do wartości rocznych), (iii) wyznaczanie trendów wieloletnich w zmianach znormalizowanych ładunków N i P wyłącznie w oparciu o możliwie jak najdłuższe ciągi danych, tym samym nie stosowanie wyznaczania linii trendu na segmentach danych. Przedstawione w monografii wyniki badań, dowodzą, że odstępianie od takiego, metodycznie wymaganego podejścia, może prowadzić do błędnych wyników, i w konsekwencji manipulacji wnioskami (**rozdz. 9**).

Szczegółowa analiza danych wejściowych, niezbędnych do policzenia ładunków znormalizowanych względem przepływu wody (**rozdz. 9**), pozwala na stwierdzenie, że w interesie Polski jest doprowadzenie do zwiększenia częstotliwości poboru prób wody do oznaczeń m.in. stężeń substancji biogenicznych na strategicznych dla Polski stacjach monitoringowych, w Kieżmarku (Wisła) i Krajniku Dolnym (Odra). W ostatnich latach pobiera się próby raz w miesiącu, a moim zdaniem powinny być pobierane minimum 2 razy

w miesiącu. Standardem w wielu krajach są dniowe pomiary stężeń i przepływów wody. Coraz częściej mamy do czynienia z ekstremalnymi zjawiskami pogodowymi, w tym z gwałtownym odpływem wody (będącej nośnikiem N i P), który niekoniecznie synchronizuje się z pomiarami chemicznymi.

Monografia prezentuje m.in. dane bilansowe naturalnej retencji ładunków rzecznych N i P w pół-zamkniętym, dużym estuarium Odry. Najniżej położona stacja monitoringowa znajduje się w odległości ok. 100 km od ujścia Odry do Bałtyku. Śródlądowa część estuarium ma powierzchnię ok. 1000 km² i objętość 3.5 km³. W mojej ocenie, są podstawy, aby domagać się od HELCOM uwzględnienia skwantyfikowanej retencji N i P w estuarium Odry i tym samym zweryfikowania ładunków N i P wnoszonych Odrą do Bałtyku. Powinny one być obniżone: TN o 45% oraz TP o 37%. Blisko połowa całkowitego ładunku azotu oraz ok. 1/3 całkowitego ładunku fosforu niesionego Odrą nigdy nie dociera do wód otwartych Bałtyku. Badania w innych estuariach świata pokazują, że retencja N w estuariach jest niezależna od stopnia zeutrofizowania akwenu, natomiast retencja P może spadać, wraz ze wzrostem stopnia eutrofizacji. Na przestrzeni ostatnich 24 lat w basenie Odry mamy istotny spadek ładunków TN i bardzo znaczny spadek ładunków TP, zatem można uznać, że stopień retencji N pozostawał na niezmiennym poziomie w stosunku do tego policzonego dla lat 1993-1998 (**rozd. 10**), a stopień retencji P mógł nawet wzrosnąć, bo spadło obciążenie ekosystemu ładunkami P wnoszonymi Odrą.

Monografia prezentuje wystarczająco wszechstronny materiał badawczy, aby umożliwić danie odporu nowej akcji *BalticSTERN* prowadzonej pod egidą HELCOM (Zał. 3). Zadaniem tej akcji jest prowadzenie badań modelowych w całym zlewisku Bałtyku, przy czym założenia modelu budzą istotne zastrzeżenia merytoryczne. Ankietowe rozpoczęcie akcji jest niezmiernie kontrowersyjne. Cała akcja może mieć poważne konsekwencje finansowe w postaci nałożenia swoistego opodatkowania, między innymi na Polaków, dla realizacji niewłaściwie udokumentowanych założeń teoretycznych projektu.

Monografia oferuje też wiele innych, ważnych dla czynników decyzyjnych w Polsce wniosków i przemyśleń, a wśród tych:

- (i) Udowadnia, że przy ocenie wielkości ładunków N i P wnoszonych do Bałtyku z terytorium danego kraju, należy brać pod uwagę:
 - Powierzchnię zlewiska cząstkowego, przynależnego do danego państwa; 99.7% terytorium Polski stanowi polską część zlewiska Bałtyku, i należy ono do czterech największych zlewisk cząstkowych w basenie Bałtyku;

- Objętość wody odprowadzanej z danego zlewiska cząstkowego; Wisła i Odra należą do siedmiu największych rzek zasilających Bałtyk;
 - Pokrycie/zagospodarowanie zlewiska cząstkowego (m.in. wielkość areалу rolniczego w danym kraju, procentowy udział jezior w powierzchni zlewiska); ok. 50% całego areálu rolniczego zlewiska Bałtyku znajduje się w Polsce (**rozd. 1**);
 - Zaludnienie danego zlewiska cząstkowego Bałtyku (ok. 45% całej populacji zlewiska Bałtyku zasiedla tereny polskie) (**rozd. 1, 9**);
 - Ładunki jednostkowe N i P (przeliczone na jednostkę powierzchni) przy ocenie zanieczyszczenia Bałtyku przez dany kraj; ładunki jednostkowe, a nie ładunki całkowite N i P, są rzeczywistym miernikiem stopnia degradacji środowiska w danym zlewisku cząstkowym Bałtyku (**rozd. 9**);
- (ii) Pokazuje wpływ zabudowy rzek na zmniejszenie emisji DSi, BSi do Bałtyku, oraz podkreśla, jaki to ma i może mieć w przyszłości wpływ na zmiany w funkcjonowaniu ekosystemu Bałtyku (**rozd. 11**);
- (iii) Daje przykłady krajów bałtyckich, które zintensyfikowały swoje rolnictwo i które zmuszone są teraz do olbrzymich inwestycji, aby zmniejszyć emisję N i P z sektora rolniczego (**rozd. 8, 9**);
- (iv) Pokazuje, że Polska ma najwyższą retencję N i P w basenach rzek w całym zlewisku Bałtyku i powinniśmy zrobić wszystko, aby ją zachować na niezmiennym poziomie. Jest to niezmiernie ważne przy naszym dużym areale rolniczym i przy znacznej emisji N i P z sektora rolniczego do systemów rzecznych i dalej do Bałtyku (**rozd. 1, 8**);
- (v) Udowadnia, że hasło – „holistyczne podejście” – nie jest sloganem, a powinno być czołowym hasłem we wszelkich decyzjach gospodarczych mających bezpośredni i pośredni wpływ, na jakość wód śródlądowych i jakość wód Bałtyku, z którego żywych zasobów Polska też korzysta.


/Marianna Pastuszak/