

Autoreferat przedstawiający opis osiągnięć naukowych w związku z ubieganiem się o nadanie stopnia doktora habilitowanego

dr inż. Justyna Rogowska

Zakład Toksykologii Środowiska
Wydział Nauk o Zdrowiu z Oddziałem Pielęgniarstwa (OP) i Instytutem Medycyny Morskiej
i Tropikalnej (IMMiT)
Gdański Uniwersytet Medyczny

Gdańsk 2015

Spis treści

1. Imię i nazwisko	3
2. Posiadane dyplomy i stopnie naukowe	3
3. Dodatkowe kursy/szkolenia/uprawnienia	3
4. Informacje o dotychczasowym zatrudnieniu w jednostkach naukowych.....	3
5. Działalność naukowo-badawcza	4
6. 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 (t. j. Dz. U. z 2014 r., poz. 1852 ze zm.)	5
6a. Tytuł osiągnięcia naukowego	5
6b. Prace tworzące cykl publikacji wchodzących w skład osiągnięcia naukowego	5
6c. Omówienie celu naukowego wyżej wymienionych prac i osiągniętych wyników wraz z omówieniem ich ewentualnego wykorzystania	6
7. Wykaz innych (niewchodzących w skład osiągnięcia wymienionego w punkcie 6) publikacji naukowych z tzw. listy filadelfijskiej	24
8. Inne publikacje (prace recenzowane spoza bazy JCR)	24
9. Dorobek naukowy – sumarycznie	25

1. Imię i nazwisko

Justyna Joanna Rogowska

2. Posiadane dyplomy i stopnie naukowe

- 2014 – Świadectwo ukończenia Podyplomowych Studiów Prawa Pracy na Wydziale Prawa i Administracji Uniwersytetu Gdańskiego.
- 2011 – Doktor nauk chemicznych w dziedzinie chemii. Wydział Chemiczny Politechniki Gdańskiej.
- 2007 – Magister inżynier. Kierunek: Technologie Ochrony Środowiska. Specjalność: Monitoring i analityka zanieczyszczeń środowiska. Wydział Chemiczny Politechniki Gdańskiej.
- 2004 – Magister. Kierunek: Prawo. Specjalność: Prawo morskie. Wydział Prawa i Administracji Uniwersytetu Gdańskiego.

3. Dodatkowe kursy/szkolenia/uprawnienia

- 2008 – Kurs Wprowadzenie do systemu zarządzania bezpieczeństwem i higieną pracy wg normy PN-N 18001:2004 oraz OHSAS 18001:1999.
- 2007 – Kurs Auditora wewnętrznego systemu zarządzania jakością wg normy ISO 9001:2000.
- 2007 – Kurs Auditora wewnętrznego systemu zarządzania środowiskowego wg normy ISO 14001:2004.
- 2007 – Kurs Auditora wewnętrznego systemu zarządzania w laboratorium PN-EN ISO/IEC 17025:2005.

4. Informacje o dotychczasowym zatrudnieniu w jednostkach naukowych

- Od 2012 – Adiunkt. Zakład Toksykologii Środowiska. Wydział Nauk o Zdrowiu z OP i IMMiT, Gdański Uniwersytet Medyczny.
- 2007-2011 – Studia Doktoranckie na Wydziale Chemicznym Politechniki Gdańskiej.

5. Działalność naukowo-badawcza

W 2004 roku ukończyłam studia prawnicze na Wydziale Prawa i Administracji Uniwersytetu Gdańskiego, realizując pracę dyplomową z prawa morskiego pod kierunkiem dr. hab. Wojciecha Adamczaka, prof. UG. Tematyka mojej pracy magisterskiej związana była z ochroną środowiska morskiego przed zanieczyszczeniami i dotyczyła odpowiedzialności cywilnej za zanieczyszczenie morza olejami przewożonymi przez statki. W trakcie studiów na Uniwersytecie Gdańskim rozpoczęłam naukę na Wydziale Chemicznym Politechniki Gdańskiej, gdzie w 2007 roku ukończyłam studia magisterskie jako absolwentka kierunku *Technologie ochrony środowiska*. Moje zainteresowania naukowe związane z ochroną przed zanieczyszczeniami środowiska morskiego znalazły odzwierciedlenie w tematyce pracy dyplomowej, która dotyczyła aspektów prawnych ochrony ekosystemów Morza Bałtyckiego. Pracę dyplomową wykonałam w Katedrze Chemii Analitycznej pod kierunkiem prof. dr. hab. inż. Jacka Namieśnika.

Kolejnym etapem w rozwoju naukowym było rozpoczęcie studiów doktoranckich przy Wydziale Chemicznym Politechniki Gdańskiej pod opieką prof. dr. hab. inż. Jacka Namieśnika (2007-2011). W ramach realizacji pracy doktorskiej zajęłam się problemem wpływu na środowisko wraków statków zalegających na dnie mórz i oceanów. Głównym celem rozprawy doktorskiej była próba dokonania oceny wpływu na środowisko wraków na przykładzie zatopionego podczas II wojny światowej wraku statku s/s „*Stuttgart*” w oparciu o badania stanu środowiska w miejscu zalegania wraku. Problematyka dotycząca zagrożeń wynikających z zalegania na dnie mórz i oceanów pochodzących z II wojny światowej wraków jest bardzo rzadko podejmowana w światowej literaturze i nie była jeszcze poruszana w Polsce. Nieliczne doniesienia naukowe dotyczą badań oddziaływania na środowisko wraków pochodzących z okresu II wojny światowej. Wyniki prac badawczych, realizowanych w ramach rozprawy doktorskiej, stanowią bardzo cenne źródło informacji na temat skali oddziaływania na środowisko wraku statku s/s „*Stuttgart*”.

Po uzyskaniu stopnia doktora rozpoczęłam pracę w Zakładzie Toksykologii Środowiska na Wydziale Nauk o Zdrowiu Gdańskiego Uniwersytetu Medycznego, gdzie kontynuowałam badania dotyczące monitoringu i analityki zanieczyszczeń środowiska oraz wykorzystania badań ekotoksykologicznych do oceny jakości stanu środowiska wodnego. Obszar moich zainteresowań obejmuje również aspekty prawne i zdrowotne związane z obecnością w środowisku substancji zanieczyszczających, w tym w środowisku pracy.

6. 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 (t. j. Dz. U. z 2014 r., poz. 1852 ze zm.)

Osiągnięcie naukowe wynikające z art. 16 ust. 2 Ustawy z dnia 14 marca 2003 r. o stopniach naukowych i tytule naukowym oraz o stopniach i tytule w zakresie sztuki stanowi cykl 4 powiązanych tematycznie publikacji dotyczących oceny jakości środowiska morskiego w aspekcie zagrożeń środowiskowych i zdrowotnych.

Łączna wartość współczynnika oddziaływania IF prac składających się na osiągnięcie wynosi **8,066**. Łączna liczba punktów MNiSW opublikowanych prac składających się na osiągnięcie wynosi **90**.

6a. Tytuł osiągnięcia naukowego

Ocena jakości środowiska morskiego w aspekcie zagrożeń środowiskowych i zdrowotnych.

6b. Prace tworzące cykl publikacji wchodzących w skład osiągnięcia naukowego

Rogowska J., Kudlak B., Tsakovski S., Wolska L., Simeonov V., Namieśnik J., Novel approach to ecotoxicological risk assessment to sediments cores around the ship wreck by the use of selforganizing maps, *Ecotoxicology and Environmental Safety* 104, 239-246, 2014. **IF₂₀₁₃ – 2,482, MNiSW₂₀₁₄ – 30.**

Wolska L., Mechlińska A., Rogowska J., Namieśnik J., Polychlorinated biphenyls (PCBs) in bottom sediments: Identification of sources, *Chemosphere* 111, 151-156, 2014. **IF₂₀₁₃ – 3,499, MNiSW₂₀₁₄ – 35.**

Rogowska J., Mechlińska A., Wolska L., Namieśnik J., Polychlorinated Biphenyls (PCBs) and Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs): Sediments and Water Analysis, *Encyclopedia of Environmental Management*, Jorgensen S.E. (Eds), Taylor & Francis: NY, USA, 2186-2207, 2013.

Kudlak B., Rogowska J., Wolska L, Namieśnik J., Kałas M., Łęczyński L., Toxicity assessment of sediments associated with the wreck of s/s „Stuttgart” in the Gulf of Gdańsk (Poland), *Journal of Environmental Monitoring* 14, 1231-1236, 2012. **IF₂₀₁₂ – 2,085, MNiSW₂₀₁₂ – 25.**

6c. Omówienie celu naukowego wyżej wymienionych prac i osiągniętych wyników wraz z omówieniem ich ewentualnego wykorzystania

WPROWADZENIE

Stan środowiska naturalnego jest jednym z najważniejszych wyznaczników zdrowia ludzkiego i jakości życia [1]. Ekspozycja na zanieczyszczenie gleby, wód i powietrza, hałas czy promieniowanie powiązana jest z szeregiem negatywnych skutków dla zdrowia i stanowi jeden z głównych problemów we współczesnym świecie, a więc i w Europie [2]. Wyniki badań wykazują, że przyczyną 24-33% całkowitej liczby chorób na świecie są czynniki środowiskowe, a środowisko może mieć wpływ na przebieg prawie 85% wszystkich chorób [1]. Już Hipokrates (460 p.n.e. – ok. 370 p.n.e.) nauczał, że *jeśli chcesz dowiedzieć się czegoś o zdrowiu populacji, spójrz na powietrze, którym oddychają, wodę, którą piją i miejsce, w którym żyją.*

W celu skutecznego zapobiegania chorobom konieczne jest zidentyfikowanie i zrozumienie ich przyczyn, w tym przyczyn środowiskowych. Zgodnie z definicją przyjętą przez Światową Organizację Zdrowia (WHO) zdrowie środowiskowe obejmuje aspekty zdrowia człowieka determinowane przez czynniki: fizyczne, chemiczne, biologiczne, społeczne i psychospołeczne występujące w środowisku. Celem zdrowia środowiskowego jest ocena, poprawa, kontrolowanie i efektywne zapobieganie występowania w środowisku czynników, które mogą mieć potencjalnie negatywny wpływ na zdrowie obecnych i przyszłych pokoleń [3].

Etiologia większości przewlekłych chorób niezakaźnych ma podłoże wieloczynnikowe, obejmujące czynniki socjoekonomiczne, środowiskowe, warunki społeczne i indywidualne zachowania. Dlatego wykazanie związków przyczynowo-skutkowych pomiędzy czynnikiem środowiskowym a jednostką chorobową jest niezwykle trudne. Pojawiające się problemy dotyczą relacji pomiędzy poziomem ekspozycji oraz jego czasem a skutkami zdrowotnymi. Skutki zdrowotne osób eksponowanych na czynniki środowiskowe we wczesnym dzieciństwie, a nawet w okresie prenatalnym, mogą pojawić się w wieku

dorośli, a niektóre z nich obserwowane są nawet w kolejnych pokoleniach [2]. Wiedza na temat długookresowych skutków narażenia na mieszaniny zanieczyszczeń chemicznych występujących w środowisku na niskich poziomach stężeń jest nadal ograniczona [4]. Mniej niż 1% z tych substancji zostało poddane szczegółowej ocenie pod względem ich toksyczności i zagrożeń dla zdrowia [5]. Pojawiające się dylematy mogą wynikać również z niewłaściwego doboru wykorzystywanych danych i metod stosowanych do oceny ekspozycji. Problemy pojawiają się również przy analizie różnych grup populacji o odmiennej wrażliwości np. dzieci i osób starszych. Zarówno badania prowadzone w obszarze zdrowia środowiskowego i interpretacja wyników są niezwykle trudne. Zapewnienie bezpieczeństwa zdrowotnego naszej populacji powinno obejmować zarówno obszar zdrowia środowiskowego i medycyny środowiskowej, ale również analityki chemicznej, ekologii, prawa.

STAN ŚRODOWISKA MORSKIEGO A ZDROWIE CZŁOWIEKA

Współcześnie przemysł chemiczny wytwarza ponad 70.000 produktów, osiągając obroty na poziomie 5 bilionów dolarów [6]. Choć nie wszystkie substancje chemiczne są niebezpieczne, ekspozycja na niektóre z nich może spowodować poważne skutki dla środowiska i/lub zdrowia ludzkiego. Obecnie najczęściej uwagi poświęca się dwóm grupom związków: trwałym zanieczyszczeniom organicznym (*persistent organic pollutants*) i nowo pojawiającym się zanieczyszczeniom (*emerging contaminations*).

Trwałe zanieczyszczenia organiczne (TZO) są szeroko rozpowszechnioną grupą związków charakteryzującą się zdolnością do przenoszenia na duże odległości, trwałością w środowisku, zdolnością do bioakumulacji oraz właściwościami fizykochemicznymi, które powodują, że związki te mogą stanowić zagrożenie dla środowiska i zdrowia ludzi [7]. Po uwolnieniu do środowiska substancje te pozostają w nim przez długi czas i mogą osiągnąć poziomy stężeń, które wywołują negatywne skutki dla zdrowia. Do grupy tej zalicza się przede wszystkim związki chloroorganiczne, tj. polichlorowane bifenyle (PCB), chloroorganiczne pestycydy (OC), polichlorowane dibenzo-p-dioksyny (PCDD) oraz bromoorganiczne, głównie etery. Pomimo wprowadzenia na mocy przepisów Konwencji Sztokholmskiej ograniczenia produkcji i stosowania wszystkich TZO [8] prowadzone badania wykazują, że TZO wciąż stanowią zagrożenie zarówno dla dzikiej przyrody, jak i ludzi [9].

Światowy rozwój społeczno-gospodarczy generuje strumień nowych substancji, które niemal natychmiast pojawiają się w środowisku. Właściwości tych substancji oraz ich wpływ na środowisko i zdrowie człowieka jest często nieznanymi. Problem ten stanowi wyzwanie dla naukowców, ale również decydentów odpowiadających za wprowadzanie norm jakości

środowiska. Nowo pojawiające się zanieczyszczenia można zaklasyfikować do czterech głównych grup: antybiotyki, inne leki, zanieczyszczenia występujące w ściekach przemysłowych i komunalnych oraz hormony [10].

Substancje i związki zakwalifikowane do grup TZO i *emerging contaminants* stanowią zagrożenie dla środowiska wodnego. Woda jest integralną częścią praktycznie wszystkich rodzajów działalności gospodarczej [2]. Środowisko wodne uważa się za główny czynnik kontrolujący stan zdrowia i choroby zarówno ludzi, jak i zwierząt [11].

Z punktu widzenia ekonomii ekosystemy morskie i przybrzeżne są dostawcą usług i towarów dla ludności [12]. Naturalne zasoby, takie jak ryby i inne organizmy morskie, stanowią w niektórych regionach świata podstawowe źródło pożywienia, a tym samym egzystencji. W związku z tym obecność ksenobiotyków w środowisku morskim oraz ich przenoszenie w łańcuchu pokarmowym powoduje negatywne skutki zdrowotne dla organizmów żywych oraz ludzi jako ostatniego ogniwa w tym łańcuchu. Badania przeprowadzone w Stanach Zjednoczonych na osobach, które spożywały dużą ilość ryb drapieżnych, wykazały, że poziom rtęci we krwi u 89% badanych pacjentów przekraczał najwyższe dopuszczalne stężenia [13]. Natomiast badania przeprowadzone na grupie dzieci w wieku przedszkolnym w Hiszpanii wykazały, że u dzieci, które spożywały ryby częściej niż cztery razy w tygodniu, zawartość rtęci we włosach była prawie trzykrotnie wyższa w porównaniu z tymi dziećmi, które w ogóle ryb nie spożywały [14].

Turystyka jest obecnie bardzo dochodową i wciąż rozwijającą się dziedziną gospodarki na świecie. Utrata walorów przyrodniczych, a tym samym spadek atrakcyjności obszarów nadmorskich wynikający z zanieczyszczenia środowiska może spowodować obniżenie dochodów z tego bardzo istotnego działu gospodarki.

Reasumując, zanieczyszczenie środowiska morskiego ma konsekwencje zdrowotne, ekonomiczne i społeczne.

Pod koniec 2000 r. Unia Europejska (UE) przyjęła *Dyrektywę 2000/60/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z 23 października 2000 roku ustanawiającej ramy wspólnotowego działania w dziedzinie polityki wodnej* (Ramowa Dyrektywa Wodna – RDW). Celem tej dyrektywy jest przeciwdziałanie zanieczyszczeniom wód poprzez m.in. *zidentyfikowanie substancji priorytetowych spośród tych, które stanowią na poziomie Unii znaczne ryzyko dla środowiska wodnego lub za jego pośrednictwem*. Zgodnie z wytycznymi zawartymi w dyrektywie w pierwszej kolejności należy zidentyfikować przyczyny zanieczyszczenia oraz zwalczać emisje substancji zanieczyszczających u ich źródła [15]. Uzupełnieniem tej dyrektywy jest *Dyrektywa 2008/56/WE Parlamentu Europejskiego i Rady*

z 17 czerwca 2008 r. ustanawiająca ramy działań Wspólnoty w polityce środowiska morskiego (RDSM). Dyrektywa ta włącza do systemu prawnego UE środowisko morskie i tak samo jak RDW jest przykładem nowej, zintegrowanej i ekosystemowej polityki UE w dziedzinie ochrony środowiska. Jej celem jest zapewnienie „dobrego stanu środowiska” wód i ekosystemów morskich [15]. W związku z tym, że regiony lub podregiony morskie składające się na środowisko morskie Wspólnoty charakteryzują się różnymi warunkami fizyko-geograficznymi, zróżnicowaniem problemów i potrzeb, konieczne jest wprowadzenie odmiennych, specyficznych rozwiązań. Każde państwo zobowiązane jest opracować strategię morską dla swoich wód morskich, w której uwzględniona zostanie specyfika tych wód i która będzie jednocześnie odzwierciedlać ogólne perspektywy danego regionu lub podregionu morskiego. Programy realizowane na mocy strategii morskich będą skuteczne jedynie w przypadku, gdy zostaną opracowane na podstawie solidnej wiedzy o stanie środowiska morskiego na danym obszarze. Dlatego pierwszym krokiem w ich przygotowaniu jest przeprowadzenie identyfikacji i analizy cech lub właściwości presji i oddziaływania na wody morskie. Na podstawie takich analiz państwa powinny określić dla swoich wód morskich zbiór właściwości dobrego stanu środowiska. W tym celu należy wprowadzić przepisy określające kryteria i standardy, tak aby zapewnić spójność i umożliwić porównanie regionów i podregionów morskich w zakresie pozwalającym na osiągnięcie dobrego stanu środowiska [16].

Oznacza to, iż zarządzanie ekosystemami morskimi wymaga przede wszystkim informacji i krytycznej analizy bieżącego stanu środowiska i ewentualnych obecnych lub/i przyszłych wpływów. Rozpoznanie rodzajów zanieczyszczeń, ich poziomów oraz ich transportu i przemian zachodzących w środowisku ma ogromne znaczenie zarówno w zarządzaniu środowiskiem, jak i ocenie ryzyka środowiskowego czy zdrowotnego. Posiadanie wiarygodnych i spójnych informacji na temat środowiska i zdrowia jest niezbędna zarówno w celu wczesnego ostrzegania o pojawiających się zagrożeniach dla zdrowia, ale także dla podjęcia właściwych działań politycznych mających na celu kontrolę narażenia oraz zapobiegania chorobom [17].

Ekosystemem morskim narażonym na zanieczyszczenia, a jednocześnie wymagającym ochrony ze względu na szczególny charakter tego obszaru wynikający z jego cech hydrologicznych i biochemicznych jest Zatoka Gdańska. Źródłem zanieczyszczenia na tym obszarze jest przemysł, głównie energetyczny oraz dynamicznie rozwijający się transport samochodowy. Duże ilości pyłu zwieszonoego w powietrzu na obszarze województwa pomorskiego powstają wskutek spalania paliw złej jakości w paleniskach domowych lub w

lokalnych kotłowniach węglowych (tzw. niska emisja). Ponadto przez Zatokę Gdańską przebiega trasa ruchu statków do portów w Gdyni i Gdańsku. Wody Zatoki Gdańskiej są również miejscem deponowania osadów pochodzących z pogłębiania torów wodnych i akwenów. Należy również zwrócić uwagę, że do wód Zatoki Gdańskiej odprowadzane są ścieki oczyszczone z oczyszczalni, tj. oczyszczalni „Wschód”, „Dębogórze” czy oczyszczalni w Helu i Jastarni. Warto również wspomnieć, że obszar południowego Bałtyku był obszarem intensywnych działań wojennych w czasie II wojny światowej. Porty w Gdańsku i Gdyni stanowiły ważne bazy marynarki wojennej.

Położenie woj. pomorskiego nad Zatoką Gdańską stwarza dla regionu szereg szans związanych z gospodarczym wykorzystaniem zasobów morza, a jednocześnie powoduje, że ogromną rolę w jego rozwoju stanowi handel morski, rybołówstwo oraz turystyka. Główny potencjał turystyczny regionu pomorskiego wiąże się nierozdzielnie z bliskością morza [18]. Szacuje się, że prawie 70% turystów odwiedzających województwo pomorskie wybiera Półwysep Helski jako miejsce swojego wypoczynku [19]. Spowodowane jest to przede wszystkim unikalnym śródziemnym położeniem oraz walorami środowiska przyrodniczego [19]. W związku z powyższym stan środowiska Zatoki Gdańskiej, jego jakość, determinuje rozwój społeczno-gospodarczy tego regionu.

Stan środowiska Zatoki Gdańskiej stał się również obszarem mojego zainteresowania. Przedmiotem moich zainteresowań naukowych jest przede wszystkim osad denny, który stanowi cenne źródło informacji o stanie środowiska Zatoki Gdańskiej. Głównym celem prowadzonych przeze mnie badań, których wyniki zostały opisane w prezentowanym przeze mnie cyklu prac, było:

- 1) uzyskanie wiedzy na temat źródeł emisji wybranych zanieczyszczeń oraz dróg przedostawania się ich do środowiska Zatoki Gdańskiej;
- 2) pogłębienie stanu wiedzy na temat możliwości zastosowania biotestów do oceny stanu środowiska morskiego.

W dalszej części autoreferatu, obok omówienia wymienionych powyżej zagadnień, wykazuję możliwości wykorzystania uzyskanych przeze mnie informacji do oceny zagrożeń środowiskowych i zdrowotnych.

OSAD DENNY JAKO ŹRÓDŁO INFORMACJI O POCHODZENIU I DROGACH TRANSPORTU ZANIECZYSZCZEŃ

Pierwszym etapem oceny ryzyka zarówno środowiskowego, jak i zdrowotnego jest identyfikacja zagrożeń występujących w środowisku. Etap ten obejmuje przede wszystkim określenie:

- rodzaju zagrożenia dla środowiska (fizyczne, chemiczne, mikrobiologiczne),
- źródła pochodzenia zanieczyszczenia (antropogeniczne, naturalne, punktowe, rozproszone),
- rodzaju ekspozycji (np. powietrze, woda, gleba),
- dróg przedostawania się do organizmu (np. kontakt ze skórą, drogi oddechowe),
- czasu narażenia,
- efektów narażenia (np. śmiertelność, kancerogenność).

Źródłem substancji pochodzenia antropogenicznego jest działalność przemysłowa, komunalna i rolnicza. Drogi przedostania się zanieczyszczeń do środowiska związane są ze sposobem ich produkcji, transportu, stosowania i utylizacji. Prawie 80% zanieczyszczeń dostających się do środowiska morskiego pochodzi ze źródeł lądowych i przenoszonych jest przede wszystkim z wodami rzeczными lub bezpośrednim spływem ze źródeł obszarowych. Część substancji wprowadzonych do wód morskich jest szybko rozkładana dzięki procesom chemicznym i biologicznym zachodzącym w powietrzu, osadach i wodzie. Największe zagrożenie dla flory i fauny morskiej stanowią związki lipofilowe, kumulujące się w tkankach organizmów morskich, bądź metabolizowane do bardziej toksycznych związków [20].

Tradycyjnie sposób zarządzania zasobami wodnymi skupia się głównie na jakości wody. Gdy tymczasem najwyższe stężenia substancji lipofilowych zwykle oznaczane są w osadach. Procesy chemiczne i biochemiczne zachodzące w osadach dennych, charakteryzujących się dużą zawartością zanieczyszczeń organicznych, mogą prowadzić do przemieszczania się części zdeponowanych w nich toksycznych składników przede wszystkim do wody, powodując jej wtórne zanieczyszczenie [21]. Związki zdeponowane w osadach mogą wpływać bezpośrednio na organizmy tam żyjące, przede wszystkim na zoobentos, którego jakość wpływa z kolei na populację ryb. Te zaś oddziałują na zdrowie drapieżników i ludzi będących ostatnim ogniwem łańcucha pokarmowego. W związku z powyższym istotne jest badanie zawartości tych związków nie tylko w wodzie, ale również w osadach. Osady denne są swego rodzaju archiwum. Umożliwiają one obserwację zmian zachodzących w środowisku na poziomie lokalnym i regionalnym oraz mogą dostarczyć

wielu cennych informacji na temat przyczyn tych zmian. Stężenia substancji szkodliwych występujących w środowisku wodnym są wielokrotnie wyższe w osadach niż w wodzie. Dlatego też analizy próbek osadów pobranych w pobliżu źródeł punktowych zanieczyszczeń, np. poniżej wylotów kanałów ściekowych lub na składowiskach odpadów, są niezbędne do monitorowania wpływu tych źródeł zanieczyszczeń na stan środowiska. Wiedza nabyta w ten sposób umożliwia formułowanie hipotez dotyczących zjawisk środowiskowych oraz jest niezbędnym narzędziem w przypadku podejmowania decyzji administracyjnych dotyczących zarządzania środowiskiem [21]. Należy zwrócić uwagę, że sama informacja o poziomach stężeń danych związków występujących w środowisku jest niewystarczająca do oceny zagrożenia. Istotne jest również pozyskanie wiedzy na temat źródeł emisji tych związków czy dróg przedostawania się do środowiska.

Dominującą grupę spośród zanieczyszczeń zakwalifikowanych do grupy TZO stanowią polichlorowane bifenyly (PCB) oraz wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA). Ze względu na swoje właściwości zostały ujęte w wykazie substancji priorytetowych/substancji priorytetowych niebezpiecznych, zamieszczonym w załączniku X do Ramowej Dyrektywy Wodnej. Międzynarodowa Agencja Badań nad Rakiem (IARC) kwalifikuje niektóre związki z grupy WWA do grupy związków prawdopodobnie kancerogennych (grupa 2A) lub przypuszczalnie rakotwórczych dla ludzi (grupa 2B). Jedynie benzo(a)piren od 2012 roku znajduje się w kategorii 1-związków kancerogennych. PCB natomiast zostały uznane za rakotwórcze dla ludzi (grupa 1). Efektem negatywnego oddziaływania związków chloroorganicznych m.in. z grupy PCB na środowisko Morza Bałtyckiego było zmniejszenie, w latach 60. i 70. XX wieku, populacji fok żyjących na obszarze Bałtyku. U fok obrączkowanych (*Phoca hispida baltica*) i fok szarych (*Halichoerus grypus*) pojawiły się zaburzenia rozrodcze, które miały wpływ na zdolności reprodukcyjne [22, 23].

Szczegółowe informacje na temat charakterystyki związków z grupy WWA i PCB, w tym ich wpływ na środowisko i zdrowie człowieka zostały zawarte w pracy *Polychlorinated biphenyls (PCBs) and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs): Sediments and water analysis*, będącej rozdziałem w książce pt. *Encyclopedia of Environmental Management* [21]. Publikacja ta zawiera krytyczne omówienie metod przygotowania próbek do analizy ze wskazaniem najczęściej popełnianych błędów oraz omówienie technik oznaczeń końcowych. Procedury oznaczania związków z grupy WWA i PCB w próbkach środowiskowych zwykle składają się z kilku/kilkunastu etapów, z których każdy może stanowić potencjalne źródło błędów. Sposób pobrania, przechowania, transportu czy przygotowania próbki oraz wybór

odpowiedniej techniki oznaczeń końcowych są zagadnieniami niezwykle istotnymi. Badania ukierunkowane na oznaczanie związków z grupy WWA i PCB w próbkach środowiskowych mimo, iż prowadzone są od wielu lat przez liczne ośrodki naukowe, nie są pozbawione błędów metodologicznych. W takim przypadku wynik końcowy analizy będzie przyczyną dezinformacji [21].

Równie istotne jak oznaczenie poziomów stężeń tych związków występujących w środowisku jest, jak wcześniej wspomniałam, uzyskanie wiedzy na temat źródeł emisji i dróg przedostawania się do środowiska wodnego, a w szczególności środowiska morskiego.

WWA występujące w środowisku powstają w wyniku wielu różnych procesów naturalnych i antropogenicznych. Głównym źródłem WWA w środowisku są procesy spalania (źródła pirogeniczne) oraz przedostawanie się ropy naftowej i jej produktów do środowiska (źródła petrogeniczne). Związki te przedostają się do środowiska morskiego w wyniku suchej lub mokrej depozycji (zaadsorbowane na cząstkach stałych). Ciągłe nieokreślony jest udział ścieków oczyszczonych wprowadzanych do wód morskich kolektorami, bezpośrednio z oczyszczalni. Niewielka część WWA transportowana jest z wodami rzeczными. Mogą one również być wprowadzane do wód w wyniku wycieków ropy naftowej lub jej produktów [20,21]. Narzędziem stosowanym do oszacowania źródła pochodzenia związków z grupy WWA w osadach jest porównanie ilorazu stężeń związków charakteryzujących się małymi i dużymi masami cząsteczkowymi oraz porównanie oznaczonych stężeń wybranych związków z grupy WWA. Stosunek stężeń wybranych WWA może wskazać źródło emisji i szlak transportowy przed ich ostatecznym zdeponowaniem w osadach. Pochodzenie WWA może mieć również wpływ na ich starzenie się w osadzie, co w konsekwencji może zmienić ich mobilność [21].

Charakterystyczne wskaźniki wykorzystywane w identyfikacji źródeł emisji związków z grupy WWA zostały opisane szczegółowo w publikacji *Sources and fate of PAHs and PCBs in the marine environment*, w której również wykazałam, że źródłem WWA w osadach Zatoki Gdańskiej w rejonie zalegania wraku s/s „Stuttgart” są procesy spalania, a drogą przedostawania się tych związków do osadów dennych jest depozycja atmosferyczna [24].

W przypadku związków z grupy WWA istnieje możliwość zidentyfikowania ich źródła na podstawie wskaźników stężeń odpowiednich związków. Natomiast nie ma narzędzi (na chwilę obecną), aby tak samo, jednoznacznie określić pochodzenie związków z grupy PCB. Jednakże możliwe jest wnioskowanie pośrednie, na podstawie analizy korelacji pomiędzy wartościami stężeń uzyskanymi dla związków z grupy WWA i PCB. Ponadto

istotne jest uzyskanie informacji meteorologicznych, hydrologicznych czy w końcu danych historycznych.

W celu przeprowadzenia badań mających na celu określenia źródła pochodzenia związków z grupy PCB w osadach, pobrane zostały próbki z obszaru Zatoki Gdańskiej oraz rzeki Odry. Procedura identyfikacji pochodzenia związków z grupy PCB opierała się na porównaniu pomiędzy zmiennością stężenia związków z grupy PCB, a zmiennością stężenia związków z grupy WWA, dla których oszacowane zostało źródło pochodzenia. Sposób postępowania został opisany w publikacji pt. *Polychlorinated biphenyls (PCBs) in bottom sediments: Identification of sources* [20].

Pierwszym etapem badań było określenie źródeł pochodzenia związków z grupy WWA w pobranych próbkach. Wyniki badań wykazały, że głównym źródłem tych zanieczyszczeń w osadach rzeki Odry oraz w osadach Zatoki Gdańskiej pobranych w miejscu zalegania pochodzącego z II wojny światowej wraku s/s „Stuttgart” są procesy spalania. Osady rzeki Odry zasilane są w związki z grupy WWA w wyniku transportu tych związków na cząstkach stałych (pył) i w dalszej kolejności suchej i mokrej depozycji.

W rejonie Zatoki Gdańskiej dominują wiatry z kierunku zachodniego, które przenoszą pył z zaadsorbowanymi zanieczyszczeniami z rejonu aglomeracji Trójmiasta. Znacząca ilość WWA pochodzenia pirolitycznego w osadach dennych może być również wynikiem pożaru, który miał miejsce przed zatopieniem statku oraz zastosowania metody pirotechnicznej do wydobycia części wraku. Ponadto istnieje duże prawdopodobieństwo, że paliwo zalegające na dnie w miejscu zatopienia wraku nie pochodzi z ropy naftowej, natomiast zostało uzyskane w procesie przeróbki węgla.

Analiza próbek osadów pobranych w rejonie Krynicy Morskiej (punkt odniesienia) również wykazała, że źródłem związków z grupy WWA w tym rejonie są procesy spalania.

Kolejny etap obejmował poszukiwania korelacji pomiędzy zawartością związków z grupy WWA i PCB w pobranych próbkach. W osadach pobranych w miejscu zatopienia wraku s/s „Stuttgart” stwierdzono, że związki z grupy PCB były obecne głównie w warstwie powierzchniowej. Sugeruje to, że źródłem tych związków nie jest wrak. Analiza zależności pomiędzy stężeniem WWA, a PCB wykazała silną korelację pomiędzy obiema grupami związków, co sugeruje, że źródłem związków z grupy PCB w osadach jest emisja z terenów aglomeracji Trójmiasta i Kaszub (depozycja atmosferyczna). Wyniki badań wskazują, iż związki z grupy PCB są wprowadzane do środowiska morskiego wraz ze związkami z grupy WWA. Badaniach te zostały opublikowanych w artykule pt. *Toxicity assessment of sediments associated with the wreck of s/s „Stuttgart” in the Gulf of Gdańsk (Poland)* [25].

Taki sam trend został zaobserwowany w przypadku próbek pobranych w okolicy Krynicy Morskiej. Natomiast w przypadku próbek pobranych z rzeki Odry nie została zaobserwowana korelacja pomiędzy zawartością związków z grupy WWA i PCB. Może to wskazywać na to, że źródłem zanieczyszczeń rzeki Odry związkami z grupy PCB są także ścieki przemysłowe. Jest to bardzo prawdopodobny scenariusz, biorąc pod uwagę liczbę zakładów przemysłowych położonych wzdłuż przebiegu rzeki, m.in. zakładów papierniczych, w okolicy których stężenie związków z grupy PCB wyraźnie wzrastało.

Identyfikacja źródeł pochodzenia zanieczyszczeń jest istotną sprawą dla poznania obiegu zanieczyszczeń w środowisku, ale także sprawą podstawową dla właściwego i efektywnego zarządzania środowiskiem oraz dla rozstrzygnięcia sądowych spraw spornych. W związku z powyższym, rozwój tych metod jest ważnym obszarem badań naukowych.

ZASTOSOWANIE BIOTESTÓW DO OCENY STANU JAKOŚCI OSADÓW MORSKICH

Klasyczna metodologia oceny wpływu na środowisko ksenobiotyków, która jest wymagana przez prawodawstwo polskie, opiera się na zastosowaniu technik analizy chemicznej, umożliwiających oznaczenie stężeń zanieczyszczeń w próbkach środowiskowych [25]. Jednakże uzyskane w ten sposób wyniki nie odzwierciedlają w pełni ryzyka dla ekosystemów i w dalszej kolejności człowieka.

Spowodowane jest to tym iż:

- 1.** Nie jest możliwe określenie poziomu wszystkich znanych i nieznanymi związków chemicznych z wykorzystaniem konwencjonalnych metod analitycznych. Pomimo że rozwój metod instrumentalnych oraz wprowadzanie do praktyki analitycznej nowych procedur analitycznych sprawił, że możliwe jest oznaczanie coraz niższych poziomów stężeń, nadal tylko ograniczona liczba substancji jest rutynowo analizowana i identyfikowana w próbkach środowiskowych [21, 25]. Na przykład obecnie w załączniku I do Ramowej Dyrektywy Wodnej znajdują się tylko 33 substancje priorytetowe.
- 2.** Klasyczne techniki analityczne stosowane są do badania pojedynczych związków/grup związków. Natomiast w środowisku występują przede wszystkim mieszaniny związków. Przemiany, jakim podlegają niektóre substancje w środowisku wodnym, mogą zmieniać ich strukturę i właściwości oraz reaktywność. Nowo powstające, nieznanne produkty mogą stanowić większe zagrożenie dla środowiska niż substancje wyjściowe [26]. Przykładowo, produkt biodegradacji nonylofenolu – etoksylan

nonylofenolu, jest znacznie bardziej trwały niż związek macierzysty, a ponadto jest związkiem posiadającym właściwości zbliżone do estrogenów [20].

3. Dla stosunkowo małej liczby zanieczyszczeń organicznych ich przemiany w środowisku są w pełni poznane [4]. Liczba potencjalnych zanieczyszczeń jest zasadniczo niezliczona. Na przykład obecnie powszechnie stosuje się około 30.000 związków, z których każdy może być uwalniany do środowiska podczas przetwarzania, transportu lub użytkowania [5].
4. W wyniku przeprowadzenia analiz chemicznych uzyskuje się informację o poziomie stężeń danego związku w środowisku. Nie można natomiast na tej podstawie wiarygodnie określić jego wpływu na organizmy żywe.
5. Uzyskane w wyniku analizy chemicznej dane nie mogą być źródłem informacji o możliwych interakcjach wywołanych przez substancje toksyczne, tj. synergizm, addytywność i antagonizm związków.
6. Ryzyko środowiskowe stwarzane przez substancje zależy od ich specjacji i powinowactwa do materii stałej i wody, co może mieć znaczący wpływ na ich biodostępność. Ponadto ryzyko dla organizmów żywych zależy również od mobilności substancji i ich zdolności do przemieszczania się w łańcuchu pokarmowym. W swoich tkankach organizmy morskie mogą gromadzić zanieczyszczenia pobierane wraz z wodą, zawiesiną lub przyjmowane z pokarmem. Powoduje to, że stężenia zanieczyszczeń w tkankach organizmów żywych mogą znajdować się na poziomach porównywalnych ze stężeniami w środowisku lub nawet wyższych (bioakumulacja).

Zatem, analiza wyników oznaczeń chemicznych nie zapewnia wiarygodnej oceny skutków wpływu złożonych mieszanin chemicznych na ekosystemy. W związku z tym uzupełnienie informacji chemicznej o wyniki badań ekotoksykologicznych wydaje się nieuniknione [25]. Biotesty są narzędziem pozwalającym określić stopień zagrożenia stwarzany przez substancje toksyczne obecne w środowisku, ich biodostępność i wzajemne oddziaływania. Bardzo często wyniki analiz ekotoksykologicznych i chemicznych nie wykazują korelacji. Jedną z przyczyn może być fakt, że pomiary chemiczne nie obejmują wszystkich związków zawartych w próbce. Inną przyczyną może być wrażliwość określonych organizmów na substancje występujące w próbce [25]. Różne gatunki mają odmienną zdolność wchłaniania zanieczyszczeń. Nawet osobniki tego samego gatunku, narażone na to samo stężenie substancji toksycznych, w tym samym okresie czasu nie absorbują substancji w tym samym

tempie. Jest to związane z czynnikami, takimi jak wiek, płeć, wielkości i stan fizjologiczny organizmu [3]. W związku z tym istotny jest wybór odpowiednich, z punktu widzenia prowadzonych badań, organizmów wskaźnikowych. Wybrane organizmy wskaźnikowe powinny reprezentować różne poziomy troficzne i w ten sposób odzwierciedlać wpływ na środowisko jako całość. Większość zanieczyszczeń występujących w środowisku wodnym oddziałuje na organizmy długookresowo, zatem konieczne jest stosowanie biotestów umożliwiających ocenę toksyczności chronicznej, a nie tylko toksyczności ostrej [25]. Problemy pojawiające się przy ocenie efektów toksycznych dotyczą także trudności ekstrapolacji obserwowanych efektów na organizmy znajdujące się na wyższych poziomach troficznych. U organizmów wyższego rzędu metabolizm jest o wiele bardziej skomplikowany, niż w przypadku organizmów zastosowanych w testach toksyczności [26]. Ponadto należy zwrócić uwagę, że w ekotoksykologii nadrzędnym celem nie jest uzyskanie informacji na temat kondycji poszczególnych osobników, ale informacji na poziomie populacji czy całej społeczności.

Wykorzystanie badań ekotoksykologicznych do oceny jakości stanu środowiska i zagrożeń wynikających z obecności substancji niebezpiecznych jest powszechnie stosowane w wielu krajach europejskich (Niemcy, Belgia, Holandia, Włochy, Szwecja), natomiast w polskim prawodawstwie brak jest wskazań do stosowania tego typu badań. Zastosowanie wskaźników toksyczności, obok analiz chemicznych, jest przykładem zintegrowanego podejścia do oceny zanieczyszczenia środowiska i praktycznego wykorzystania rezultatów tych badań w zarządzaniu środowiskiem. Takie zintegrowane podejście zastosowałam w swoich badaniach. Rezultaty zostały opisane w dwóch publikacjach:

1. *Toxicity assessment of sediments associated with the wreck of s/s „Stuttgart” in the Gulf of Gdańsk (Poland)*
2. *Novel approach to ecotoxicological risk assessment of sediments cores around the shipwreck by the use of self-organizing maps.*

Tematyka obu publikacji dotyczyła poszukiwania zależności pomiędzy parametrami toksyczności, a wynikami badań analitycznych oraz oceny przydatności badań ekotoksykologicznych do oceny stanu osadów. Organizmy wskaźnikowe zastosowane w badaniach reprezentowały różne poziomy troficzne: bakterie, skorupiaki i rośliny. Analizy chemiczne obejmowały oznaczanie metali oraz związków z grupy WWA i PCB.

W przypadku pierwszej z wymienionych publikacji w celu porównania uzyskanych wyników zastosowano klasyczne metody porównawcze, natomiast w przypadku drugiej zastosowano narzędzie chemometryczne – samoorganizujące się mapy (SOM). SOM są

modelem sieci neuronowych, których celem jest utworzenie struktury odwzorowującej w najlepszy sposób zależności w przestrzeni wektorów wejściowych. Mapa jednostek (neuronów) zazwyczaj formowana jest jako dwuwymiarowa siatka i jest odwzorowaniem przestrzeni wielowymiarowej na płaszczyznę. Mapa samoorganizująca może być stosowana w tym samym czasie do wizualizacji skupisk w zbiorze danych i do wizualizacji zbioru wielowymiarowych danych na płaszczyźnie. Efektem przeprowadzonej wizualizacji jest dwuwymiarowa mapa, gdzie różnym wartościom przedstawionych zmiennych odpowiadają inne kolory. Mapy mogą być porównywane w celu wykrycia podobieństwa między zmiennymi. Blisko umieszczone mapy są wskazaniem do podobnego zachowania lub korelacji między odpowiednimi zmiennymi. Technikę SOM można stosować w analizie wieloparametrowych zbiorów danych, aby wydobyć z tych zbiorów jak największą ilość istotnych informacji.

Porównanie uzyskanych parametrów toksyczności i wyników analiz chemicznych wykazało m.in. że:

- istnieje zależność pomiędzy zawartością związków z grupy WWA, a toksycznością wobec organizmów wskaźnikowych *Vibrio fischeri*; w związku z tym, że organizmy te są wrażliwe na związki rozpuszczalne w wodzie, uzyskane wyniki potwierdzają tezę, iż związki z grupy WWA obecne w osadzie ulegają przemianie do związków charakteryzujących się wyższą rozpuszczalnością i tym samym dostępnością biologiczną oraz toksycznością dla organizmów żywych;
- wysoki poziom toksyczności próbek osadów wobec małżoraczka *Heterocypris incongruens* spowodowany jest obecnością związków z grupy WWA; teza ta wydaje się być oczywista, biorąc pod uwagę fakt, że małżoraczek żyje i żeruje w osadzie i w związku z tym jest wrażliwy zarówno na związki o charakterze hydrofilowym, jak i hydrofobowym.

W związku z tym, iż biotesty są skutecznym narzędziem do oceny stanu środowiska w aspekcie wpływu na organizmy żywe zamieszkujące ekosystemy wodne, badania z ich wykorzystaniem mogłyby znaleźć zastosowanie np. w przypadku oceny jakości urobku bagrowanego, pozyskiwanego w efekcie pogłębiania basenów portowych i torów wodnych. W Polsce do końca 2012 roku obowiązywało *Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 16 kwietnia 2002 r. w sprawie rodzajów oraz stężeń substancji, które powodują, że urobek jest zanieczyszczony* (Dz. U. z 2002 r., nr 55, poz. 498). Było ono aktem wykonawczym do *Ustawy z dnia 27 kwietnia 2001 r. o odpadach* (Dz. U. z 2001, nr 62 poz. 628.) i zawierało wykaz substancji (i ich najwyższe dopuszczalne stężenia), które należało oznaczać w urobku

czerpalnym. Monitorowanie substancji niebezpiecznych w urobku ograniczone zostało do metali ciężkich (As, Cr, Zn, Cd, Cu, Ni, Pb, Hg), WWA i PCB. Zgodnie z przepisami niniejszego rozporządzenia w przypadku stwierdzenia, że co najmniej jedna z wymienionych substancji osiągnęła wartość dopuszczalną, urobek traktowany był jako odpad niebezpieczny i w związku z tym nie mógł być składowany w środowisku. W 2013 roku została uchwalona nowa ustawa o odpadach (Dz. U. z 2013 r., poz. 21). Spowodowało to, że wszystkie akty wykonawcze do ustawy z 2001 roku o odpadach przestały obowiązywać. Obecnie brak jest przepisów pozwalających na określenie i sklasyfikowanie osadu jako zanieczyszczonego lub nie. Analiza osadów dennych pochodzących z pogłębiania torów wodnych czy basenów portowych wykonywana jest w oparciu o nieobowiązujące już rozporządzenie lub wytyczne Komisji Helsińskiej (HELCOM). Należy jednak zwrócić uwagę, że w zaleceniach Komisji Helsińskiej nie są określone dopuszczalne stężenia dla badanych związków. Ponadto, zalecenia HELCOM stosowane są wybiórczo, np. do oceny jakości osadów nie są wykorzystywane badania ekotoksykologiczne. Komisja Helsińska zaleca stosowanie biotestów w przypadku, gdy potencjalne skutki dla środowiska spowodowane zatopieniem urobku nie mogą być właściwie ocenione na podstawie charakterystyki fizycznej i analiz chemicznych. Testy toksyczności ostrej powinny być stosowane jako narzędzie do badań przesiewowych, podczas gdy wyniki badań toksyczności chronicznej mogą dostarczyć bardziej dokładnych informacji na temat potencjalnego wpływu składowanego urobku na ekosystem morski [27].

PODSUMOWANIE

Wyzwaniem współczesności jest efektywna ochrona ekosystemów morskich, dla zachowania ich dobrego stanu i ograniczenia negatywnego oddziaływania na zdrowie człowieka. Skuteczność podejmowanych działań zależy od właściwej identyfikacji czynników zanieczyszczających, wiedzy o poziomie ich stężeń w środowisku, możliwości wskazania źródeł emisji oraz sposobu rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń w środowisku (wraz z opisem przemian, którym podlegają). Pozyskanie tych informacji wymaga odpowiednich narzędzi i metod badawczych. Wyniki przeprowadzonych przeze mnie badań wpisują się w nurt poszukiwania właściwych narzędzi i metod, których zastosowanie pozwoli na skuteczne zarządzanie środowiskiem.

Badania wykazały, że:

- metodyka ustalania źródeł pochodzenia związków z grupy PCB, oparta na ocenie źródeł pochodzenia związków z grupy WWA, a następnie porównaniu zależności

między związkami z grupy WWA i PCB, jest skuteczna do określenia źródeł i sposobu transportu związków z grupy PCB w środowisku. Jest to szczególnie istotne ze względu na to, że nie ma żadnych wskaźników określających pochodzenie związków z grupy PCB w środowisku morskim. **Przy zastosowaniu tej metodologii wykazałam, że źródłem pochodzenia związków z grupy PCB w środowisku Zatoki Gdańskiej są procesy spalania odbywające się na lądzie (a nie jak sugerowano w latach 90 ścieki wprowadzane z wodami rzeki Wisły). Związki te, są następnie transportowane na cząstkach pyłu w rejon Zatoki Gdańskiej i deponowane w osadach w wyniku suchej i mokrej depozycji;**

- wykorzystanie zaawansowanych technik chemometrycznych daje możliwość uzyskania pełniejszych informacji na temat korelacji występujących pomiędzy badanymi parametrami. Jedną z takich technik chemometrycznych jest technika SOM. Jest ona skutecznym narzędziem do poszukiwania zależności pomiędzy parametrami charakteryzującymi stan środowiska. Pozwala ona nie tylko na uzyskanie szczegółowych informacji na temat zależności pomiędzy otrzymanymi danymi, ale również na ich zobrazowanie. Jednocześnie, przewagą techniki SOM nad klasycznymi technikami statystycznymi jest:
 - brak wymogu zgodności rozkładu zmiennych z rozkładem normalnym,
 - możliwość wykrywania trudnych do przewidzenia struktur podobieństwa w danych,
 - stosunkowo duża odporność na występowanie braków danych,
 - możliwość identyfikacji obiektów o cechach odbiegających.

Powyższe cechy przesądziły o zastosowaniu techniki SOM do analizy danych uzyskanych w wyniku badań chemicznych i ekotoksykologicznych próbek pobranych wokół wraku s/s „Stuttgart”. **Zastosowanie tej techniki do analizy parametrów oznaczanych dla rdzeni pobranych wokół wraku Stuttgart pozwoliło na potwierdzenie występowania:**

- korelacji pomiędzy stężeniem WWA i PCB w próbkach osadów powierzchniowych oraz pomiędzy stężeniem Pb, Zn, Hg i Cd w rdzeniach;
- zależności pomiędzy wskaźnikami toksyczności (*Heterocypris incongruens*, *Vibrio fischeri* i *Synapis alba*);
- korelacji pomiędzy wysoką toksycznością próbek wobec *Heterocypris incongruens* i *Vibrio fischeri*, a obecnością WWA (i prawdopodobnie ich polarnych pochodnych) w badanych próbkach.

Jednocześnie, efektem wykorzystania tej techniki było uzyskanie zależności na podstawie, których można było stwierdzić, iż:

- **zawartość metali tj. Mg, Fe, V, Ni, Co, Cu najprawdopodobniej nie przyczynia się znacząco do ogólnego poziomu toksyczności;**
- **toksyczność próbek wobec organizmu wskaźnikowego *Synapis alba* jest spowodowana obecnością metali, szczególnie Hg i Zn.**

Powyższe zależności nie były możliwe do zaobserwowania bez zastosowania techniki SOM;

- biotesty są skutecznym narzędziem do oceny stanu środowiska morskiego. Efektem zastosowania biotestów, obok analiz chemicznych, jest uzyskanie pełniejszej informacji o występowaniu w środowisku morskim ksenobiotyków i ich wpływie na organizmy żywe. **Wyniki badań ekotoksykologicznych wykazały, że osad w rejonie zalegania wraku s/s „Stuttgart”, zanieczyszczony jest niezidentyfikowanymi, toksycznymi substancjami, o charakterze polarnym (prawdopodobnie są to utlenione pochodne WWA).**

Istotnym, w ocenie poziomów toksyczności osadów było zastosowanie, z powodzeniem, testu *Ostracodtoxit F*, który wykorzystuje jako organizmy wskaźnikowe skorupiaki *Heterocypris incongruens*. Pomimo, iż test dedykowany jest do osadów słodkowodnych, jednak okazał się skuteczny w badaniach osadów słonawych (pochodzących z Zatoki Gdańskiej).

- metodologia oceny stanu jakości środowiska morskiego obejmująca badania chemiczne i ekotoksykologiczne (obok badań biologicznych) jest przykładem zintegrowanego podejścia do oceny zanieczyszczenia środowiska wodnego (morskiego) i powinna być wymagana przez prawodawstwo polskie (np. w ocenie jakości urobku pochodzącego z pogłębiania torów wodnych). W badaniach jakości stanu środowiska należy uwzględnić zarówno wodę jak i osad, będący rezerwuarem zanieczyszczeń. Niezwykle istotne jest analizowanie nie tylko próbek osadów powierzchniowych, ale również rdzeni. Rdzenie są materiałem badawczym o nienaruszonej strukturze, zawierającym informacje o depozycji zanieczyszczeń w przestrzeni czasowej oraz rozkładzie pionowym tych zanieczyszczeń. Wykorzystanie w moich badaniach próbek pobranych z rdzeni pozwoliło na uzyskanie informacji o zasięgu, zarówno poziomym jak i pionowym, oddziaływania zanieczyszczeń na badanym obszarze. Ponadto, należy zwrócić uwagę, iż bardzo rzadko wykorzystuje

się tego rodzaju próbki (ilość i długość rdzeni) do badań stanu jakości Zatoki Gdańskiej (szczególnie pod względem oceny ekotoksykologicznej).

PIŚMIENNICTWO

1. Birnbaum L.S., Jung P., From endocrine disruptors to nanomaterials: Advancing our understanding of environmental health to protect public health. *Health Affairs* 30, 2011, 814-822.
2. Environment and human health. Joint EEA-JRC report No 5, European Environment Agency, 2013 <http://www.eea.europa.eu/publications/environment-and-human-health> (dostęp: 24 lutego 2015).
3. www.who.pl (dostęp: 24 lutego 2015).
4. The Baltic Marine Environment 1999-2002. *Balt. Sea Environ. Proc.* No. 88. HELCOM, 2003. <http://helcom.fi/Lists/Publications/BSEP87.pdf> (dostęp: luty 2015).
5. Briggs D. Environmental pollution and the global burden of disease. *Brit. Med. Bull.* 68, 2003, 1-24.
6. Asthana A.N. Thirty years after the cataclysm: toxic risk management in the chemical industry. *American-Eurasian. J. Toxicol. Sci.* 1, 2014, 1401-1408.
7. Giesy J.P., Solomon K.R., Mackay D., Anderson J. Evaluation of evidence that the organophosphorus insecticide chlorpyrifos is a potential persistent organic pollutant (POP) or persistent, bioaccumulative, and toxic (PBT). *Environ. Sci. Europe* 26, 2014, 1-20.
8. Konwencja sztokholmska w sprawie trwałych zanieczyszczeń organicznych, sporządzona w Sztokholmie dnia 22 maja 2001 r. (Dz. U. z 2008 r., nr 14, poz. 76).
9. Kumar J., Lind M., Salihovic S., van Bavel B., Ingelsson E., Lind L. Persistent organic pollutants and inflammatory markers in a cross-sectional study of elderly Swedish people: The pivus cohort. *Environ. Health Perspect.* 9, 2014, 977-983.
10. Namieśnik J., Wolska L., Czernych R., Gałęzowska G., Cieszyńska M. Transformation products of emerging contaminants in the environment analysis, processes, occurrence, effects and risks: Classifying the transformation products (TPs) of emerging contaminants (ECs) for prioritizing research into their impact on the environment and human health, Wiley&Sons Ltd., 2014.
11. Yarsan E., Yipel M., The important terms of marine pollution „Biomarkers and biomonitoring, bioaccumulation, bioconcentration, biomagnification”. *J. Mol. Biomark. Diagn. SI*, 003. doi:10.4172/2155-9929.S1-003.
12. Barbier B.E. Progress and challenges in valuing coastal and marine ecosystem services. *Rev. Environ. Econ. Policy.* 1, 2012, 1-19.

13. Hightower J.M., Moore D. Mercury levels in high-end consumers of fish. *Environ. Health. Perspect.* 111, 2003, 604-608.
14. Diez S., Delgado S., Aguilera I., Astray J., Pérez-Gómez B., Torrent M., Sunyer J., Bayona J.M. Prenatal and early childhood exposure to mercury and methylmercury in Spain, a high-fish-consumer country. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 56, 2009, 615-622.
15. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. Official Journal of the European Communities, L 327, 22 December 2000.
16. Directive 2008/56/EC of the European Parliament and of the Council of 17 June 2008 establishing a framework for community action in the field of marine environmental policy. Official Journal of the European Communities, L 164, 25 June 2008.
17. Tisch C., Pearson A.L., Kingham S., Borman B., Briggs D. Environmental health indicators: a review of the initiative worldwide. *Management Environ. Quality.* 4, 2014, 446-468.
18. Wanagos M. [red.]. Uwarunkowania i kierunki rozwoju turystyki w województwie pomorskim. Urząd Marszałkowski Województwa Pomorskiego, Gdańsk, 2004.
19. www.prot.gda.pl (dostęp: 24 lutego 2015).
20. **Wolska L., Mechlińska A., Rogowska J., Namieśnik J. Polychlorinated biphenyls (PCBs) in bottom sediments: Identification of sources. *Chemosphere.* 111, 2014, 151-156.**
21. **Rogowska J., Mechlińska A., Wolska L., Namieśnik J. Polychlorinated Biphenyls (PCBs) and Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs): Sediments and Water Analysis, *Encyclopedia of Environmental Management*, Jorgensen S.E. (Eds), Taylor&Francis, 2186-2207, USA, 2013.**
22. Nyman M., Bergknut M., Fant M.L., Raunio H., Jestoi M., Bengs C., Murk A., Koistinen J., Bäckman C., Pelkonen O., Tysklind M., Hirvi T., Helle E. Contaminant exposure and effects in Baltic ringed and grey seals as assessed by biomarkers. *Mar Environ Res.* 55(1), 2003, 73-99.
23. Olsson M., Karlsson B., Ahnland E. Diseases and environmental contaminants in seals from the Baltic and the Swedish west coast, *Sci. Total. Environ.* 154, 1994, 217-227.
24. Wolska L., Mechlińska A., Rogowska J., Namieśnik J. Sources and fate of PAHs and PCBs in the marine environment, *Crit. Rev. Environ. Sci. Tech.* 42, 2012, 1172-1189.
25. **Kudlak B., Rogowska J., Wolska L., Namieśnik J., Kałas M., Łęczyński L. Toxicity assessment of sediments associated with the wreck of s/s „Stuttgart” in the Gulf of Gdańsk (Poland), *J. Environ. Monit.* 14, 2012, 1231-1236.**

26. Garnaga G. Integrated assessment of pollution in the Baltic Sea *Ekologija* 58, **2012**, 331-355.
27. Toxicity and assessment of chemical mixtures European Commission, European Union, 2012.
http://ec.europa.eu/health/scientific_committees/environmental_risks/docs/scher_o_155.pdf (dostęp: 24 lutego 2015).

7. Wykaz innych (niewchodzących w skład osiągnięcia wymienionego w punkcie 6) publikacji naukowych z tzw. listy filadelfijskiej

Po uzyskaniu stopnia doktora

Rogowska J., Kudłak B., Tsakovski S., Gałuszka A., Nowak-Bajger G., Simeonov V., Konieczka P., Wolska L., Namieśnik J., Surface sediments pollution due to shipwreck s/s „*Stuttgart*” – a multidisciplinary approach, *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment* – przyjęty do druku DOI: 10.1007/s00477-015-1054-0 **IF₂₀₁₃ – 2,673, MNiSW₂₀₁₄ – 35.**

Wolska L., Mechlińska A., Rogowska J., Namieśnik J., Sources and fate of PAHs and PCBs in the marine environment, *Critical Review in Environmental Science and Technology* 42, 1172-1189, 2012. **IF₂₀₁₂ – 3,383, MNiSW₂₀₁₂ – 45.**

Przed uzyskaniem stopnia doktora

Rogowska J., Wolska L., Namieśnik J., Impacts of pollution derived from ship wrecks on the marine environment on the basis of s/s „*Stuttgart*” (Polish coast, Europe), *Science of the Total Environment* 408, 5775-5783, 2010. **IF₂₀₁₀ – 3,190, MNiSW₂₀₁₀ – 32.**

Rogowska J., Namieśnik J., Environmental implications of oil spills from shipping accidents, *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology* 206, 95-114, 2010. **IF₂₀₁₀ – 2,935, MNiSW₂₀₁₀ – 32.**

8. Inne publikacje (prace recenzowane spoza bazy JCR)

Po uzyskaniu stopnia doktora

Rogowska J., Namieśnik J., Environmental risk assessment of WW II shipwreck pollution, *Wastewater Reuse and Management*, Sharma S.K., Sanghi R. (Eds), Springer, London, UK, 461-478, 2013.

Przed uzyskaniem stopnia doktora

Rogowska J., Namieśnik J., Ocena ryzyka zanieczyszczenia środowiska morskiego przez substancje pochodzące z wraków – problemy analityczne, *Analityka* 3, 52-54, 2009.

Rogowska J., Namieśnik J., Wraki jako źródło zanieczyszczenia środowiska morskiego, *Inżynieria Morska i Geotechnika* 1, 3-7, 2009. **MNiSW₂₀₀₉ – 6.**

9. Dorobek naukowy – sumarycznie

Sumaryczna liczba prac pełnotekstowych (z pracami z cyklu habilitacyjnego) – 11 (w tym pierwszy autor w 8 pracach, drugi w 1 pracy, trzeci w 2 pracach) suma **IF = 20,247, MNiSW = 240.**

w tym:

- przed doktoratem - 4 publikacje o **IF = 6,125, MNiSW = 70;**
- po doktoracie - 5 publikacje o **IF = 14,122, MNiSW = 170;**
 - 2 rozdziały w książkach

Cykl habilitacyjny: 4 prace o **IF = 8,066, MNiSW = 90,** (w tym pierwszy autor w 2 pracach).

Prace były cytowane 28 razy, a wyłączając autocytowanie 24 razy. Indeks Hirscha wynosi **3** (dane z Web of Science z dnia 25.02.2015).