

WYDAWNICTWO POLSKIEJ AKADEMII NAUK
KOMITET INŻYNIERII ŚRODOWISKA

MONOGRAFIE
Nr 164

**ZANIECZYSZCZENIA
WÓD W POLSCE.
STAN, PRZYCZYNY, SKUTKI**

RAPORT

Redaktorzy:

**Marek Gromiec
Lucjan Pawłowski**

LUBLIN 2019

Wydawnictwo Polskiej Akademii Nauk 2019

© Komitet Inżynierii Środowiska PAN
ISBN 978-83-63714-63-5

Komitet Redakcyjny

prof. Anna Anielak	prof. Korneliusz Miksch
prof. Kazimierz Banasik	dr hab. inż. Maciej Mrowiec
prof. January Bień	prof. Hanna Obarska-Pempkowiak
prof. Ryszard Błażejowski	prof. Artur Pawłowski
prof. Michał Bodzek	dr hab. inż. Bernard Quant
dr hab. inż. Marcin Chodak	prof. Czesława Rosik-Dulewska
prof. Wojciech Dąbrowski	prof. Jadwiga Rotnicka
prof. Marzenna Dudzińska	prof. Marek Sozański
prof. Marek Gromiec	prof. Joanna Surmacz-Górska
dr hab. inż. Katarzyna Ignatowicz	prof. Krzysztof Szamałek
prof. Janusz Jeżowiecki	dr inż. Krystian Szczepański
prof. Katarzyna Juda-Rezler	mgr Andrzej Szweda-Lewandowski
prof. Małgorzata Kabsch	prof. Kazimierz Szymański
-Korbutowicz,	prof. Maria Wacławek
dr hab. inż. Piotr Koszelnik	prof. Józefa Wiater
prof. Mirosław Krzemieniewski	prof. Tomasz Winnicki
prof. Izabela Majchrzak-Kucęba,	prof. Krzysztof Wojdyga
prof. Tadeusz Kuczyński	mgr Krzysztof Zaręba
prof. Marian Kwietniewski	prof. Mirosław Żukowski
prof. Marian Mazur	

*Dofinansowano ze środków środkowoeuropejskiego
Instytutu Badań nad Środowiskiem*

Redaktor Naczelny

prof. Lucjan Pawłowski

SPIS TREŚCI

Słowo wstępne

Marek Gromiec, Lucjan Pawłowski..... 4

Zaopatrzenie w wodę a niedobory wody związane z suszami oraz problemy jakości wody dla ludności spowodowane nowymi formami zanieczyszczeń

Marek Gromiec..... 6

Gospodarowanie wodą w miastach w kontekście adaptacji do zmian klimatu

Anna Czyżewska..... 16

Komunikat Komisji Europejskiej do Parlamentu Europejskiego, Rady oraz Europejskiego Komitetu Ekonomiczno – Społecznego Farmaceutyki w wodzie – podejście strategiczne Unii Europejskiej

Joanna Kopczyńska..... 29

Zanieczyszczenia mikrobiologiczne wód w Polsce

Małgorzata Kacprzak..... 40

Zanieczyszczenia wód w Polsce – stan śródlądowych wód powierzchniowych i podziemnych

Paweł Ciećko, Piotr Panek..... 59

Pozostałości leków w wodach powierzchniowych ujmowanych do celów pitnych

Anna Zajęc – Woźnialis, Izabela Kruszelnicka, Dobrochna Ginter- Kramarczyk, Joanna Zembrzaska..... 83

Obecność pozostałości farmaceutyków w środowisku wodnym

Paweł Ciećko, Katarzyna Styszko..... 98

SŁOWO WSTĘPNE

*Marek Gromiec
Lucjan Pawłowski*

W opracowanym w latach 80-tych XX w. raporcie Komitetu Nauk Chemicznych PAN, przedstawiono zagrożenia chemiczne środowiska w Polsce, w tym również chemiczne zanieczyszczenia wód [1-2]. Ekspansywna polityka uprzemysłowienia kraju, nielicząca się z żadnymi barierami ekologicznymi i psychospołecznymi, spowodowała działanie przewlekłego stresu ekologicznego u około 1/3 mieszkańców Polski, zamieszkujących strefy tzw. kryzysu ekologicznego. Główną przyczyną silnego zanieczyszczenia środowiska (powietrza, wód i gleb) był, w tamtych czasach, przyjęty model uprzemysłowienia Polski, oparty na eksploatacji i przetwarzaniu surowców oraz stosowaniu technologii materiałochłonnych i energochłonnych. W następnych latach, między innymi wskutek ograniczenia produkcji w zakładach najbardziej uciążliwych oraz modernizacji zakładów przemysłowych ograniczono w istotny sposób emisję zanieczyszczeń odprowadzanych przez przemysł.

Niestety, z powodu dzikiej transformacji ówczesnej gospodarki centralnego planowania na gospodarkę wolnorynkową, doprowadzono ponownie do poważnej degradacji środowiska, w szczególności do wzrostu zanieczyszczenia powietrza i wody. W konsekwencji Polska ponownie należy do jednego z najbardziej zanieczyszczonych krajów w Europie. Według Europejskiej Agencji Ochrony Środowiska w 2018 roku spośród 50 najbardziej zanieczyszczonych miast w Europie, aż 36 to miasta polskie (wzrost od 2016 roku o 3 miasta) [3,4]. Natomiast biorąc pod uwagę stężenie rakotwórczego benzo(a)pirenu to spośród 20 europejskich miast o najwyższym jego skażeniu, aż 19 leży na terenie Polski [3].

Według Państwowego Monitoringu Środowiska Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska [5] oraz prac Komitetu Badań nad Zagrożeniami Związanymi z Wodą przy Prezydium PAN [5,6] aż 92% jednolitych części wód powierzchniowych (jcw), badanych w latach 2010-2015, w ramach tzw. monitoringu diagnostycznego, nie spełniało dobrego stanu ekologicznego [5,7]. Ponadto Inspektorat stwierdził, że wraz ze wzrostem ilości badanych parametrów, ocena stanu wód w Polsce wypada coraz gorzej, ponieważ badane są zanieczyszczenia, które wcześniej nie były monitorowane [5,7].

W kraju, około 36 mln ludzi korzysta ze zbiorowego zaopatrzenia w wodę, a pozostała część ludności pobiera wodę z ujęć indywidualnych głównie z przydomowych studni. Woda wykorzystywana do zbiorowego zaopatrzenia w 72% pochodzi z ujęć podziemnych, a w 28% z ujęć powierzchniowych, przy nieznacznie rosnącym wroście wykorzystania wody podziemnej. Krajową strukturę wodociągów charakteryzuje duże rozdrobnienie co powoduje, że spełnienie wymogów bezpieczeństwa zdrowotnego wymaga ich konsolidacji, szczególnie poprzez centralizację małych wodociągów. Jest to tym bardziej ważne, że Komisja Europejska planuje zaostrenie wymogów jakości wody przeznaczonej do spożycia, co będzie związane z zastosowaniem nowych technologii uzdatniania wody.

Wynika z tego konieczność przeznaczenia środków finansowych (krajowych i unijnych) na inwestycje z zakresu zaopatrzenia w wodę, na sieci wodociągowe i kanalizacyjne, oczyszczanie ścieków i zagospodarowanie osadów ściekowych, tym bardziej, że sytuacja związana ze zmianami klimatycznymi i prawdopodobnym poważnym niedoborem wody może się zaostreć. Dlatego niezbędne jest ustanowienie programu rozwoju oraz modernizacji gospodarki wodno-ściekowej, uwzględniający zagospodarowanie osadów

ściekowych i odzyskanej wody, zgodnie z gospodarką cyrkulacyjną (GOZ). Program inwestycyjny powinien być wsparty programem badawczo-rozwojowym.

Szczególnie złożone i trudne warunki występują w przypadkach katastrof ekologicznych spowodowanych przez awarie systemów wodno – ściekowych. W kraju, w ostatnim czasie, tj. w maju 2018 roku, wystąpiły dwa takie głośnie przypadki. Pierwszy – mniejszy to awaria w przepompowni ścieków w Gdańsku, która spowodowała konieczność awaryjnego zrzutu ścieków między innymi do rzeki Mołtawy. Drugi – znacznie większy w skutkach, to awaria dwóch kolektorów przesyłowych (podstawowego i rezerwowego) w tunelu, w sierpniu 2019 roku, częściowo znajdującego się pod dnem rzeki Wisły, co wymusiło zastosowanie kontrolowanego spustu ścieków nieoczyszczonych do rzeki. Dlatego zabezpieczenie przed sytuacjami awaryjnymi, które mogą występować w gospodarce wodno – ściekowej, wymaga przeprowadzenia analizy stanu technicznego systemów z nią związanych i oceny ryzyka ich funkcjonowania oraz być może wprowadzenia nowych przepisów prawnych.

Zakres raportu, nie obejmuje wszystkich spraw związanych z ochroną wód, ale w związku z występowaniem okresów susz oraz niedoborów wody i pojawieniem się nowych form zanieczyszczeń, analizuje tylko wybrane zagadnienia związane z zaopatrzeniem ludności w bezpieczną i zdrową wodę do picia, co dotyczy całego społeczeństwa.

Oczywiście, raport niniejszy nie wyklucza pojawienia się następnych raportów dotyczących ochrony wód, związanych z oczyszczaniem ścieków i zagospodarowaniem osadów ściekowych, w tym z praktycznym zastosowaniem nowej koncepcji gospodarki cyrkulacyjnej w gospodarce wodno – ściekowej.

Biorąc pod uwagę zagrożenia związane z zaopatrzeniem w wodę, wynikające z kurczących się zasobów wody w Polsce oraz postępującej degradacji jej jakości, Komitet Inżynierii Środowiska Polskiej Akademii Nauk podjął prace zdążające do przedstawienia oceny jakości wód ujmowanych do celów pitnych, zwracając szczególną uwagę na wzrost zawartości związków biologicznie czynnych.

W ramach przygotowań do opracowania raportu na temat stanu, przyczyn i skutków zanieczyszczenia wód w Polsce oraz niezbędnych badań w tym zakresie, Komitet Inżynierii Środowiska PAN zorganizował konferencję, w czasie której zostały wygłoszone referaty, przygotowane przez wybitnych ekspertów: Pawła Ciećko – Głównego Inspektora Ochrony Środowiska i Piotra Panka – Głównego Specjalistę w Departamencie Monitoringu Środowiska Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska (GIOŚ); Joannę Kopczyńską – Zastępcę Prezesa ds. Zarządzania Środowiskiem Wodnym Państwowego Gospodarstwa Wodnego „Wody Polskie” oraz Dyrektora Wodnego i Morskiego; Annę Czyżewską – Dyrektora Departamentu Adaptacji do Zmian Klimatu i Zagrożeń Środowiska Narodowego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarko Wodnej (NFOŚiGW), Profesora Marka Gromca – Przewodniczącego Komisji Gospodarki Wodno-Ściekowej Państwowej Rady Gospodarki Wodnej (PROW) i Doradcy – Eksperta Komisji Środowiska Senatu RP, Profesor Małgorzatę Kacprzak z Politechniki Częstochowskiej, Profesor Katarzynę Styczko z Akademii Górniczo-Hutniczej im. St. Staszica w Krakowie, Dr hab. inż. Joannę Zembruską i innych z Politechniki Poznańskiej.

Z przedstawionych informacji wynika, że obserwuje się w Polsce niepokojący wzrost zanieczyszczenia wody w szczególności antybiotykami i związkami endokrynnie czynnymi. Z uwagi na wysoką ich szkodliwość dla zdrowia, za pilne należy uznać prace nad ograniczeniem przedostawania się tych związków do wód poprzez eliminację ich zrzutu, w szczególności ze ściekami szpitalnymi i komunalnymi. Do osiągnięcia tego celu niezbędne jest opracowanie nowych technologii pozwalających na eliminację tych zanieczyszczeń ze ścieków zrzucanych ze szpitali i ścieków komunalnych, a także

modernizacji technologii uzdatniania wód powierzchniowych do celów pitnych w kierunku, przede wszystkim, eliminacji związków biologicznie czynnych. Ponadto, koniecznym jest podjęcie prac nad opracowaniem metod umożliwiających retencję wód opadowych w Polsce w związku z nasilającym się deficytem wody.

Literatura

1. Pawłowski L., Kozak Z.(red): Chemiczne zagrożenia środowiska w Polsce. Raport/ Ekspertyza. Uniwersytet Marii Curie- Skłodowskiej, Lublin 1984.
2. Pawłowski L. Kozak Z.: Chemiczne zagrożenia środowiska w Polsce. Wiadomości Chemiczne, Polskie Towarzystwo Chemiczne, Rocznik 43, Zeszyt 4-6, 249-312, 1989.
3. EEA Report, Air Quality in Europe – 2018 Report.
4. EEA Report, Air Quality in Europe – 2016 Report.
5. Kuncewicz Z.W. (red.): NAUKA, 1, 59-195,2014.
6. Gromiec M., Sadurski A., Zalewski M., Rowiński P.: Zagrożenia związane z jakością wody, NAUKA, 1, 99-122, 2014.
7. Główny Inspektorat Ochrony Środowiska: Stan Środowiska w Polsce, Raport 2018. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa 2019.
8. Państwowa Inspekcja Sanitarna: Stan Sanitarny Kraju w roku 2017. Warszawa 2018.

Zaopatrzenie w wodę a niedobory wody związane z suszami oraz problemy jakości wody dla ludności spowodowane nowymi formami zanieczyszczeń

Marek Gromiec

Przewodniczący Komisji Gospodarki Wodno-Ściekowej

Państwowej Rady Gospodarki Wodnej

Doradca-ekspert ds. Gospodarki Wodnej Komisji Środowiska Senatu RP

Motto:

Niebezpieczna woda do picia, a nie zmiana klimatu, jest najbardziej istotną natychmiastową kwestią dla zdrowia publicznego świata.

Andrew Wheeler – Administrator Amerykańskiej Agencji Środowiska (US EPA), w wystąpieniu przed Senacką Komisją Środowiska USA, Waszyngton, 16 stycznia 2019.

Wstęp

Zasoby wodne są zasadnicze dla życia ludzi, przyrody, gospodarki i nie mogą być zastąpione przez inne zasoby uznała Komisja Europejska w listopadzie 2012 roku. Wcześniej, w lipcu 2000, Ojciec Święty Jan Paweł II stwierdził, że brak wody może być najważniejszą kwestią z którą ludzkość będzie miała do czynienia w najbliższej przyszłości, dlatego nie wystarczy myśleć o dzisiejszych potrzebach, bowiem ponosimy wielką odpowiedzialność wobec przyszłych pokoleń. Natomiast, papież Franciszek uznał, że dostęp do czystej wody pitnej i bezpiecznej jest istotnym prawem człowieka [1].

Uznaje się powszechnie, że czysta woda jest niezbędna dla życia, zrównoważonego rozwoju, funkcjonowania ekosystemów wodnych i od wody zależnych, a dostęp do czystej wody jest fundamentalnym prawem człowieka. w Ramowej Dyrektywie Wodnej (RDW), która weszła w życie w 2000 roku, stwierdzono, że woda nie jest produktem komercyjnym, lecz naszym dziedzictwem.

W skali globalnej, następujący wzrost ludności świata, szybka urbanizacja i zmiany klimatyczne wywierają duży wpływ na stan zasobów wodnych. Średnie odnawialne zasoby wodne skurczyły się z 29 000 m³/M rok w 1900 roku do 1 000 m³/M rok w 2015 roku.

Sprawa zasobów wodnych stała się jednym z najważniejszych problemów globalnych XXI wieku, z uwagi na szybkość zmian demograficznych i zachodzące zmiany klimatyczne. Globalne problemy wodne to przede wszystkim: redukcja dostępności wody słodkiej, zanieczyszczenie zasobów wodnych, nowe formy zanieczyszczeń, nieodpowiednia jakość wody do picia, starzenie się infrastruktury wodnej.

Skutki zmian klimatycznych w zakresie zasobów wodnych to głównie zmiany: cyklu hydrologicznego, zaopatrzenia na wodę, wykorzystania wody, jakości zasobów wodnych, jak też wzrost zjawisk nadzwyczajnych związanych z powodzią i suszami.

Susze i niedobory wody

Zachodzące zmiany klimatu powodują między innymi globalne zwiększone występowanie intensywnych powodzi i susz, co prowadzi zarówno do nadmiaru jak i niedoboru wody, o których decyduje wysokość opadu, będącego istotą zmienną

hydrologiczną. Na cykl hydrologiczny wpływa rosnąca antropopresja, która doprowadziła do wielu kumulujących się szkodliwych efektów, a jej skutki zwiększają przemiany demograficzne. Dodatkowo, globalne potrzeby wodne intensyfikują się znacznie szybciej niż wzrasta liczba ludności. Zwiększa się również proces urbanizacji, następuje wylesienie, naruszenie ciągłości gleby, powodując wzrost spływów powierzchniowych i erozję. Zmniejsza się możliwość retencji, to jest możliwość zatrzymania wody.

W wielu regionach świata zapotrzebowanie na wodę przekracza zasoby wodne, na co wpływa też zanieczyszczenie wód. Istotną rolę w niedoborach wody odgrywają susze, które mogą potęgować się poprzez zmiany klimatu. Poniżej rozważano przede wszystkim niedobory wody związane z suszą, w aspektach hydrologicznych i społeczno – ekonomicznych.

Susze stanowią zjawiska klimatyczne występujące powszechnie, są też pewną anomalią klimatyczną związaną z długim utrzymywaniem się pogody bezdeszczowej. Powszechnie przyjmuje się, że susze oznaczające niedobory wody lub braki wody, powodują szkody w środowisku i gospodarce, jak też szereg uciążliwości i zagrożeń dla ludności. Pod względem prawnym susze określono jako katastrofę naturalną, która może eskalować aż do klęski. Powszechnie przyjęta definicja suszy, pod względem naukowym, następuje pewne trudności. IMGW – PIB uznał, że susza jest zjawiskiem ciągłym o zasięgu regionalnym i oznacza dostępność wody poniżej średniej w określonych warunkach naturalnych, przy czym są to nie tylko zjawiska ekstremalne, ale wszystkie, które występują w mniejszej dostępności wody. w Polsce rozróżnia się praktycznie cztery rodzaje susz: atmosferyczną, rolnicza, hydrologiczną i hydrogeologiczną. W USA wyróżnia się również cztery następujące rodzaje susz:

- susza meteorologiczna – okres trwający od miesięcy do lat, w którym dopływ wilgoci do danego obszaru spada poniżej stanu normalnej wilgoci w danych warunkach klimatycznych;
- susza rolnicza – okres, w którym wilgotność gleby jest niedostateczna do zaspokojenia potrzeb wodnych roślin lub występuje deficyt wody dla inwentarza i prowadzenia normalnej gospodarki w rolnictwie;
- susza hydrologiczna – okres, gdy przepływy w rzekach spadają poniżej granicy średniego, a gdy przedłuża się susza meteorologiczna to następuje znaczne obniżenie się wód podziemnych.
- susza gospodarcza – będąca skutkiem procesów ekonomicznych w obszarach działalności człowieka dotkniętego suszą.

Z powyższego wynika, że susza meteorologiczna może być impulsem do rozwoju suszy hydrologicznej. Przedłużający się niedostatek opadów prowadzi do suszy glebowej, a niedostatek wilgoci gleby powoduje straty gospodarcze, szczególnie w rolnictwie.

Należy podkreślić, że susze powodują nie tylko straty ekonomiczne, ale również społeczne i środowiskowe. Gospodarcze konsekwencje susz obejmują nie tylko rolnictwo, ale również inne sektory, między innymi gospodarkę komunalną, energetykę wodną, budownictwo, przemysł, żeglugę. Susze i niedobory wody wpływają na różne sfery życia człowieka. Szczególnie dotkliwe są dla człowieka trudności związane z zaopatrzeniem w wodę, zwiększonym zapotrzebowaniem na energię, z uwagi na ciągłą pracę urządzeń. Susze sprzyjają pożarom, szczególnie lasów. Ważnym aspektem jest, że susze swoim zasięgiem, mogą obejmować kontynenty, regiony (obejmujące kilka zlewni), jak też obszary pojedynczych zlewni.

Problem niedoborów wody i susz w dokumentach unijnych oraz w prawie międzynarodowym dotyczącym zasobów wodnych

Ważnym elementem polityki wodnej w państwach Unii Europejskiej, stały się sposoby rozwiązywania problemów niedoborów wody i możliwości zwiększenia efektywności zużycia wody w różnych sektorach. Komisja Europejska wydała w zakresie niedoborów wody i susz szereg istotnych dokumentów, przykładowo [2], [3], [4].

W powyższym zakresie istotnym jest, że Komisja Europejska wydała w 2012 roku, komunikat [3], w którym dokonała oceny dotychczasowej polityki wodnej, co było między innymi związane ze stosunkowo słabym uwzględnianiem wpływu zmian klimatycznych przez użytkowników zasobów wodnych. Należy podkreślić, że w latach 1976–2006 całkowite koszty związane z suszami wyniosły 100 mld euro. W tym okresie, liczba ludzi i obszarów wzrosła o około 20%. Modele prognostyczne wskazują, że w 2030 roku liczba dorzeczy z niedoborami wody może wzrosnąć o 50%.

Komisja Europejska zwróciła uwagę, że:

- susze i niedobory wody powodują nie tylko straty ekonomiczne w sektorach związanych z wodą, ale również mogą mieć skutki dla środowiska, w zakresie: bioróżnorodności biologicznej, jakości wody, zanikania terenów podmokłych, erozji gleby i pustyńnienia,
- głównym celem działań związanych z niedoborami wody i suszami jest przywrócenie bilansu wodnego we wszystkich dorzeczach, przy pełnym uwzględnieniu zapotrzebowania na wodę ekosystemów wodnych,
- w pierwszej kolejności należy się zająć zarządzaniem związanym z zaopatrzeniem w wodę, a alternatywne warianty zaopatrzenia w wodę rozważyć dopiero po wyczerpaniu oszczędnego gospodarowania wodą.

Dlatego hierarchia rozwiązywania problemów związanych z wodą winna wykorzystać pełny potencjał środków oszczędzania wody przed tworzeniem dodatkowej infrastruktury wodociągowej. Powyższe powinno uwzględnić co następuje:

- promowanie technologii i praktyk umożliwiających oszczędne gospodarowanie wodą,
- uwzględnienie środków na niedobory wody i susze w planach gospodarowania wodą w dorzeczach,
- zlikwidowanie luk wstępujących w polityce wodnej związanej z niedoborami wodnymi i suszami (konceptje, informatyzacja, zarządzanie).

Do narzędzi mających znaczenie dla poprawy zarządzania gospodarowaniem ilością wody zaliczono:

- określanie i wdrażanie koncepcji tzw. przepływów nienaruszalnych,
- określanie i wdrażanie celów oszczędnego gospodarowania wodą we wszystkich sektorach zużywających wodę,
- promowanie zachęt ekonomicznych do oszczędnego gospodarowania wodą,
- wprowadzanie sposobów użytkowania gruntów, które sprzyjają rozwiązaniu problemów niedoboru wody,
- stosowanie ulepszonych sposobu zarządzania ryzykiem wystąpienia suszy,
- wspieranie zwiększenia „odporności” na zmiany klimatu.

Do głównych użytkowników zasobów wodnych należą takie sektory jak: gospodarka komunalna, przemysł, w tym energetyka, jak też rolnictwo.

W przyszłości, należy spodziewać się wzrostu zapotrzebowania na wodę w rolnictwie z uwagi na rosnącą presję na zasoby wodne związane z suszami, jak też z popytem na rośliny energetyczne. W ostatnich kilkudziesięciu latach, susze i niedobory wody zwiększały się pod względem liczby i intensywności w wielu państwach UE. Dlatego w komunikacie na temat niedoborów wody i suszy, Komisja Europejska określiła zestaw strategii, które winny być przyjęte na poziomach państw i regionów. Niedobory wody na danym obszarze określone zostały jako „niewystarczające zasoby wody aby zaspokoić długoterminowe średnie zapotrzebowanie na wodę”. Niedobory wody odnoszą się zatem do długoterminowego niebilansowania ilości wody, łączącego niski poziom zapotrzebowania na wodę przekraczający pojemność systemu naturalnego. Celem wskazanej strategii było wprowadzenie takiej realizacji gospodarki wodnej, która będzie oparta o efektywne i oszczędne gospodarowanie wodą, poprzez poprawę sterowania zapotrzebowania na wodę.

Za podstawową opcję strategiczną uznano ustalenie właściwej ceny za wodę. Problem ceny za wodę znajduje odzwierciedlenie w innym ważnym dokumencie – RDW, przyjętej przez Parlament Europejski i Radę EU w dniu 22 października 2000 roku, która została oparta o założenie, że wskazane jest zastosowanie instrumentów ekonomicznych związanych z programami działań. Dyrektywa ustanowiła podstawy finansowania oparte na zasadzie „zanieczyszczający płaci” oraz na zasadzie „zwrotu kosztów za usługi wodne”, włączając w to koszty środowiskowe i zasobowe. W tym zakresie, dyrektywa wymaga, żeby wprowadzone zostały, w państwach członkowskich UE, systemy opłat za wodę, które dostarczą użytkownikowi bodźców, aby zasoby wodne były wykorzystywane efektywnie. Przy realizacji zasady „zwrotu kosztów usług wodnych” winien być zapewniony odpowiedni wkład wniesiony przez różnych użytkowników, podzielonych przynajmniej na trzy kategorie: gospodarka komunalna, przemysł i rolnictwo. W Polsce, powyższy system finansowania gospodarki wodnej został zapoczątkowany przez nową ustawę Prawo wodne z 2017 roku [5], gdzie został wprowadzony, chociaż w ograniczonym zakresie. Warto dodać, że w dniu 14 września 2011 roku w Warszawie odbyła się konferencja międzynarodowa pt. „Opłaty za wodę w rolnictwie: na drodze do sprawiedliwej i efektywnej polityki w Europie”, zorganizowana przez UE w ramach prezydencji RP. Sprawa pełnej realizacji zasady „zwrotu kosztów za usługi wodne”, a szczególnie ustalenia cen wody w rolnictwie w Polsce i innych państwach członkowskich, wzbudziła kontrowersje i uznano, że winna być wnikliwie przeanalizowana.

Kompleksowy kodeks międzynarodowego prawa wodnego, przyjęty przez konfederację Stowarzyszenia Prawa Wodnego w dniu 21 sierpnia 2004 roku w Berlinie, odniósł się również do zagadnienia suszy w kodeksie (art. 35) stwierdzono, że współpraca między państwami dla zapobiegania, kontroli lub łagodzenia suszy powinna między innymi obejmować:

- zintegrowana strategię z fizycznymi biologicznymi i społeczno- ekonomicznymi aspektami suszy,
- zintegrowaną strategię łagodzenia susz i przechodzenia do zintegrowanego użytkowania wód,
- wprowadzenie lub wzmocnienie niezbędnego ustawodawstwa i instytucji właściwych do osiągnięcia celów,
- zapewnienie odpowiednich funduszy dla osiągnięcia celów, zgodnie z istniejącymi warunkami i możliwościami.

Zakres możliwych rozwiązań

Badania i analizy występowania niedoborów wody i suszy w Polsce wskazują na pewną intensyfikację tych zjawisk z upływem czasu. Dlatego prognozy przyszłego zapotrzebowania na wodę społeczeństwa i gospodarki, w tym rolnictwa, winny uwzględniać możliwe deficyty związane ze skutkami suszy. Należy podjąć szereg działań ochrony przed suszą, szczególnie o charakterze zapobiegawczym.

Opcje rozwiązań, według komunikatu Komisji Europejskiej dotyczącego niedoborów wody i susz obejmują:

- ustalenie odpowiedniej ceny dla wody.
- bardziej efektywna alokacja środków na rozwiązywanie problemów wodnych,
- realizacja budowy dodatkowej infrastruktury wodnej,
- wprowadzenie efektywnych technologii praktyk wodnych,
- podnoszenie świadomości wodnej w społeczeństwie,
- zwiększenie wiedzy na temat niedoborów wody i susz oraz zbierania danych w tym zakresie, szczególnie o charakterze społecznym i gospodarczym.

W zakresie rolnictwa, uznano za celowe podjęcie szeregu działań związanych z ograniczeniem przyszłych zagrożeń związanych z niedoborem wody i suszami, w szczególności:

- opracowanie strategii dotyczącej gospodarowania wodą w rolnictwie, uwzględniającej m.in. scenariusze zmian klimatu,
- dokonanie oceny potrzeb nawodnień upraw polowych, sadowniczych i roślin przemysłowych, w zależności od powyższych scenariuszy,
- dokonanie oceny wpływu wzrostu biomasy, związanej z produkcją energii odnawialnej, na stosunki wodne,
- prowadzenie prac nad odmianami roślin uprawnych odpornych na stres wodny i o niższych wymaganiach wodnych oraz nad ich wprowadzeniem w praktykę,
- propagowanie efektywnych metod nawodnień i technik wodo-oszczędnych.

W Polsce, pośrednio do suszy odnosi się Strategiczny Plan Adaptacji dla sektorów wrażliwych na zmiany klimatu do roku 2020 z perspektywą do roku 2030, przyjęty przez Radę Ministrów w 2019 roku.

Z niedoborami wody związana jest również odnowa wody ze ścieków. Komisja Europejska wydała w dniu 28.05.2018 roku wniosek Rozporządzenia Parlamentu Europejskiego i Rady w sprawie minimalnych wymogów dotyczących ponownego wykorzystania wody [6]. Ogólnym celem wniosku jest: „przyczynienie się do zmniejszenia niedoboru wody w całej UE, w ramach się przystosowywania do zmiany klimatu, przede wszystkim przez zwiększenie wykorzystania wody odzyskiwanej, w szczególności do nawadniania w rolnictwie, zwłaszcza jeżeli jest to właściwe i racjonalne pod względem kosztów, przy jednoczesnym zapewnieniu wysokiego poziomu ochrony zdrowia publicznego i środowiska”. W powyższym wniosku Rozporządzenia Parlamentu Europejskiego i Rady w sprawie minimalnych wymogów dotyczących ponownego wykorzystania wody. Oszacowano, że proponowane działania mogłyby osiągnąć poziom 6,6 mld m³ wody do nawadniania w rolnictwie UE. Należy podkreślić, że rozporządzenia stanowią akty prawne UE, które są wiążące i stosowane we wszystkich państwach członkowskich.

Wniosek wpisuje się zarówno w światowe trendy odnowy wody, jak i w koncepcję gospodarki o obiegu zamkniętym (gospodarki cyrkulacyjnej) UE, zastosowanej w tym

przypadku do najcenniejszego zasobu jakim jest woda. Z powyższych względów, Państwowa Rada Gospodarki Wodnej (PRGW), w dniu 4 kwietnia 2019 roku, zaopiniowała wniosek rozporządzenia pozytywnie. Niezależnie od pozytywnego zaopiniowania wniosku rozporządzenia, PRGW wniosła następujące uwagi związane z zastosowaniem odnowionej wody ze ścieków komunalnych do nawadniania w rolnictwie w Polsce:

- W planowaniu przedsięwzięć odnowy wody i jej wykorzystaniu w rolnictwie do nawadniania, powinno się dokonać oszacowania popytu na wykorzystanie odnowionej wody ze ścieków komunalnych; we współpracy z Ministerstwem Rolnictwa i Rozwoju Wsi, należy wykonać zbilansowanie potencjalnych potrzeb w ujęciu terytorialnym, z możliwościami ich zaspokojenia.
- Należy wziąć pod uwagę dużą zmienność czasową potrzeb użytkowników w naszym kraju, co ściśle związane jest ze zmiennością sezonową zapotrzebowania wody do nawodnień, ponieważ okres wegetacyjny i związane z nim okresy nawadniania upraw trwają stosunkowo krótko, w porównaniu do innych państw UE;
- Planowanie przedsięwzięć związanych z odnową wody powinno być oparte analizach ekonomicznych, pozwalających na wybór optymalnych rozwiązań technicznych;
- Należy wziąć pod uwagę, że wniosek dotyczy minimalnych wymogów dla ponownego wykorzystania odnowionej wody ze ścieków komunalnych, należy stworzyć możliwość ich rozszerzenia dla warunków lokalnych, które będą tego wymagać dla ochrony przed niebezpieczeństwem dla zdrowia ludzi i możliwości skażenia wytwarzanych produktów i środowiska;
- Praktyczna realizacja ponownego wykorzystania odnowionej wody ze ścieków komunalnych w kraju, wymagać będzie przeanalizowania szeregu rozwiązań dla rozstrzygnięcia nie tylko spraw o charakterze inżynierskim, ale również spraw ekonomicznych oraz instytucjonalnych;
- Zagadnienia o charakterze inżynierskim, dotyczyć będą nie tylko zagadnień związanych z jakością odzyskanej wody i ochroną zdrowia, ale również innych zagadnień technicznych obejmujących, m.in. systemy dystrybucji odnowionej wody;
- Skuteczność zapewnienia odpowiedniej jakości odzyskanej wody może wymagać, oprócz klasycznej filtracji i dezynfekcji, również zastosowanie wysokoefektywnych procesów oczyszczania, usuwających przykładowo zanieczyszczenia toksyczne i organizmy patogenne (szczególnie wirusy), takich jak przykładowo: procesy membranowe, proces adsorpcji na węglu aktywnym czy dezynfekcji promieniami UV

Podsumowując problem wpływu klimatu na zasoby wodne, jest oczywistym, że zmiany klimatu i zasoby wodne są od siebie wzajemnie zależne, jednak wpływ klimatu na zjawiska ekstremalne, takie jak powódzie i susze, jest dość złożony, tym bardziej, że związany jest z wpływami antropopresji.

W Polsce, doświadczyliśmy ekstremalne powódzie, które spowodowały niezwykle wysokie straty materialne i śmierć ludzi. Powódzie trwają jednak znacznie krócej niż susze. w nowej ustawie Prawo wodne, która weszła w życie w dniu 1 stycznia 2018 roku, uznano, że zarządzanie wodami służy ochronie wód i środowiska związanego z tymi zasobami, również w zakresie ochrony przed powodzią i suszą, Przeciwdziałanie skutkom suszy prowadzi się zgodnie z planami przeciwdziałania ich skutkom, aktualizowanymi nie rzadziej niż co sześć lat. Wydaje się, że istniejące zapisy prawne nie są wystarczające dla efektywnego zapobiegania i łagodzenia skutków suszy i winny być w przyszłości uzupełnione o część dotyczącą suszy i niedoborów wody, wraz z przygotowanymi

rozporządzeniami wykonawczymi. Aktualnie przygotowany jest przez Państwowe Gospodarstwo Wodne Wody Polskie (PGW WP) kompleksowy dokument pt. „Plan przeciwdziałania skutkom suszy”, który zrealizowany ma być w 2020 roku, przyczyniając się do ograniczenia ryzyka i minimalizacji skutków suszy.

Polska jest krajem o stosunkowo szczupłych zasobach wodnych. W przypadku pojawienia się długotrwałej suszy, deficyty wody będą występować w dłuższym okresie czasu i mieć znaczące skutki materialne. Wpływy suszy mogą dotknąć nie tylko rolnictwo i hodowlę, ale również zaopatrzenie w wodę ludności, przemysł, budownictwo, energetykę, transport i leśnictwo. Zwiększy się zagrożenie ekosystemów, szczególnie od wody zależnych, jak też wzrosną problemy związane z jakością wody. Konieczne wydaje się zwiększenie możliwości ochrony przed suszami, w tym możliwości adaptacyjnych, jak też przygotowanie się na możliwość wystąpienia długotrwałego zjawiska suszy, tym bardziej, że w Polsce niedobory wody pojawiły się już w północno-wschodniej i środkowej Wielkopolsce oraz Kujawach. Pewne kierunki działań w tym zakresie wskazano powyżej w dokumentach unijnych.

Szczególnie istotny jest dalszy rozwój j retencji, aby przechwytywać i magazynować wody deszczowe. Singapur magazynuje i zagospodarowuje już każdą kroplę wody deszczowej. W przypadku objęcia suszą dużych regionów, w tym zlewni międzynarodowych, konieczna jest współpraca międzynarodowa. Polska winna również współpracować, z wybranymi państwami w zakresie wodno-oszczędnych technik i technologii, w tym efektywnych technik nawodnień.

Zasoby, wykorzystanie wód oraz problemy i wyzwania z tym związane w Polsce

Poniższe informacje na temat zasobów wód, poboru i zużycia wody przedstawiono na podstawie danych Głównego Urzędu Statystycznego (GUS) [7].

Jak wspomniano, Polska to kraj ubogi w zasoby wodne, które przeciętnie wynoszą 60 mld m³, a w roku suchym następuje ich spadek nawet do poniżej 40 mld m³. Zasoby wód powierzchniowych kraju cechuje również zmienność czasowa i terytorialna. Zasoby eksploatacyjne ujęć wód podziemnych to 18 tys. hm³/rok. Roczne zasoby wód na mieszkańca to około 1600 m³, czego efektem są trudności w zaopatrzeniu w wodę, występujące w niektórych regionach kraju.

Wykorzystanie wody w 2017 roku wynosiło 10,1 km³, w tym: 70% – przemysł, 20% – gospodarka komunalna, 10% – nawodnienia w rolnictwie i leśnictwie. Głównym źródłem zaopatrzenia wody gospodarki narodowej Polski w wodę są wody powierzchniowe, ich pobór wyniósł 8,4 km³ w 2017, głównie do celów produkcyjnych w przemyśle.

Pobór wód podziemnych, w 2017 roku, wyniósł 1,7 km³, które, jako wody o znacznie lepszej jakości niż wody powierzchniowe, są głównie wykorzystywane do zaopatrzenia ludności w wodę do picia (1,5 km³ w 2017 roku).

Systemy zbiorowego zaopatrzenia w wodę w 2017 roku obsługiwały – 92% ludności kraju, w tym: 90% ludności miast i tylko 41% ludności wsi. Sprawa dostarczenia zdrowej wody dla ludności wiejskiej, w wystarczającej ilości i o odpowiedniej jakości, jak też dla zaspokojenia potrzeb gospodarczych i produkcyjnych wsi jest niesłychanie ważna, nie tylko ze względu na zdrowotność ludności, ale też na produkcję zdrowej żywności.

Liczba osób objęta zbiorowym systemem zaopatrzenia w wodę i odprowadzania ścieków systematycznie wzrasta. Należy podkreślić, że następuje systematyczny wzrost długości sieci wodociągowej, wynoszącej w 2017 roku 304 tys. km, jednakże utrzymuje się

od lat znaczna dysproporcja do sieci kanalizacyjnej, która w 2017 roku wynosiła 157 tys. km.

Generalnie ujmując, wiele problemów związanych z uzdatnianiem wód w Polsce zostało już rozwiązanych, głównie dzięki możliwości pozyskania wsparcia z UE, co nie oznacza, że wszystkie zostały rozwiązane i nie ma tu pola do działania dla nauki i praktyki, szczególnie z uwagi na nowe wyzwania [8], [9], [10].

Większość obecnych działań w Polsce w zaopatrzeniu w wodę skupia się na efektywności, zarządzaniu, ograniczeniu strat wody itd., a w dziedzinie jakości uzdatnianej wody ważnym tematem jest bezpieczeństwo oraz wtórne zanieczyszczenie wody.

Na świecie i w Europie, nowoczesne stacje uzdatniania wody oparte są na nowoczesnych technologiach, w tym w wielu przypadkach na technologii membranowej; również często stosowane są: ozonowanie wstępne i końcowe, wysokoefektywna koagulacja, węgiel aktywny, etc.

W Polsce, wiele stacji uzdatniania wody (SUW) podziemnej, szczególnie w mniejszych miejscowościach, jest nadal wyposażonych w stare urządzenia (wieloletnie i nieefektywne filtry, stare pompy etc.) w tych miejscowościach, SUW wymagają modernizacji (wymiany filtrów, złożeń), a niejednokrotnie zmiany całego systemu uzdatniania wody. Szereg urządzeń SUW dla wód powierzchniowych wymagają także modernizacji ze względu na pogarszającą się ich jakość.

Przeprowadzenie prac modernizacyjnych jest jednak bardzo trudno zrealizować wyłącznie ze środków własnych. Dla modernizacji lub budowy nowych SUW niezbędne są krajowe nakłady finansowe, wsparte środkami unijnymi w nowej perspektywie 2021–2027. Jednakże, z uwagi na planowaną w UE reformę polityki spójności oraz polityki regionalnej, należy zastanowić się nad połączeniem efektywności zaopatrzenia w wodę z efektywnością energetyczną i wykorzystaniem inteligentnych systemów.

W zakresie jakości wody, problemy powodują skażenia bakteriologiczne, jak też dezynfekcja chemiczna wody, a szczególnie chlorem, stanowiąca czasami zagrożenie z uwagi na tworzące się uboczne produkty dezynfekcji. Stosowane powszechnie chlorowanie podchlorynem sodowym powoduje często nie akceptowalny zapach u odbiorców i tego rodzaju metoda powinna być stosowana okresowo, jako awaryjna. Zaleca się wprowadzenie dezynfekcji promieniami ultrafioletowymi i instalowanie lamp UV, które powodują nie tylko niszczenie bakterii, ale również unieszkodliwienie wirusów.

Ważne wyzwanie dla zaopatrzenia w wodę stanowią zmiany klimatyczne, szczególnie postępujące okresy długotrwałych susz i potęgujących problemy związane nie tylko z ilością, ale też jakością zasobów wodnych. Obecnie, jednym z nowych wyzwań pojawiających się w dziedzinie uzdatniania wód powierzchniowych i podziemnych jest występowanie substancji toksycznych i pojawianie się w wodach tzw. nowych zanieczyszczeń, których wykrywanie jest ściśle związane z pojawieniem się nowych możliwości analitycznych służących ich identyfikacji, w postaci: antybiotyków i leków przeciwzapalnych, onkologicznych, hormonów, narkotyków. Bardzo aktualnym jest problem mikro - plastików, który już także zaobserwowano także w wodach podziemnych. Uzdatnianie wód powierzchniowych i podziemnych z obszarów zurbanizowanych i przemysłowych, zawierających różne mikro-zanieczyszczenia. Stosowane tradycyjne technologie, nie dają możliwości ich usuwania, w związku z tym powinien nastąpić rozwój metod membranowych, także z uwagi na ich coraz większą dostępność. W niektórych rejonach Polski, widoczny jest znaczny wzrost azotanów przy uzdatnianiu wód podziemnych, a w innych ujęciach identyfikowany jest tylko miejscowo ich wzrost, chociaż nie jest on znaczny w porównaniu do dopuszczalnych norm.

Przesłanki koniecznych badań i proponowana tematyka

Na tle przedstawionego powyżej problemów zaspakajania racjonalnych potrzeb ludności i gospodarki, jak i przeciwdziałania skutkom suszy, integracja planów gospodarowania wodami w dorzeczeniach z planami zarządzania ryzykiem wystąpienia suszy stała się koniecznością. Rozwiązanie problemów niedoboru wody i susz znacznie utrudniają jednak, powiązane ze sobą, luki: koncepcyjne, informacyjne oraz i w zakresie polityki, zarządzania i realizacji [3]. Szczególnie istotne są luki koncepcyjne, związane z wyborem optymalnych rozwiązań.

Pojawiają się jednak nowe koncepcje związane z odzyskiem energii, wody i innych surowców. Przykładowo, Unia Europejska w 2014 roku zaproponowała nową koncepcję Gospodarki o Obiegu Zamkniętym – GOZ, zwanej Gospodarką Cyrkulacyjną. W tym samym roku, w USA, wprowadzony został nowy paradygmat NEW (Nutriety – Energia – Woda). Należy przy tym podkreślić, że w gospodarce wodno - ściekowej występują ściśle współzależności między energią a wodą, realizowane jako: zależność energia – woda (wykorzystuje wodę dla energii), jak też zależność woda – energia (wykorzystuje energię dla wody) w gospodarce wodno – ściekowej staje się coraz bardziej istotną produkcją energii i wody. W zakresie energii, jest to odzysk energii ze ścieków i z osadów ściekowych. Natomiast w zakresie wody, jest to odnowa wody ze ścieków, a pośrednio z uwagi na ochronę zasobów wodnych – odzysk substancji biogennych, szczególnie fosforu i azotu, jako przeciwdziałanie procesowi eutrofizacji wód.

W roku 2018, Komisja Europejska zaproponowała nową dyrektywę w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi. Zaproponowane zmiany prawa unijnego dla wody do picia są znaczące w wielu kwestiach, zarówno dla administracji państw członkowskich, jak i branży wodociągowej. Powyższa propozycja spowodowała liczne poprawki wniesione przez różne instytucje i organizacje europejskie. Konieczne jest analiza wprowadzanych nowych przepisów i ocena możliwości ich spełnienia.

Dlatego też potrzebne jest poszukiwanie rozwiązań w zakresie zaopatrzenia w zdrową i dostępną wodę dla ludzi pod względem cenowym. Wiąże się z tym badania nad innowacjami technicznymi – technologicznymi w zakresie uzdatniania/oczyszczania wody/ścieków, w tym odnowy wód ze ścieków i zagospodarowania powstających odpadów, szczególnie zagospodarowanie osadów ściekowych. Konieczne stały się rozwiązania i zachęty ekonomiczne dotyczące oszczędnego gospodarowania wodą. Istnieją w tym zakresie duże możliwości we wszystkich sektorach zużywających wodę.

Polska, winna rozpocząć badania nad wieloma aspektami związanymi z tematyką usuwania substancji obecnych w wodzie, które wpływają na zdrowie ludzi. Proponuje się opracowanie i realizację projektu badawczo – wdrożeniowego dotyczącego tego problemu. Tematyka prac badawczych oraz badawczo – rozwojowych powyższego projektu winna dotyczyć wód wykorzystywanych do zaopatrzenia ludności w wodę, przede wszystkim wód podziemnych, chociaż niektóre problemy mogą być wspólne także dla wód powierzchniowych. Celem głównym projektu winno być: zaopatrzenie Polski w zdrową wodę, przy czym celami cząstkowymi mogą być przykładowo:

- weryfikacja/opracowanie metod uzdatniania wody zawierającej nowe formy zanieczyszczeń, szczególnie toksycznych,
- weryfikacja/opracowanie metod nowych metod dezynfekcji, szczególnie UV, ograniczenie dezynfekcji chemicznej,
- badania nad wprowadzaniem systemów membranowych do usuwania mikrozanieczyszczeń,

- badania nad zapewnieniem stabilności chemicznej i stabilności biologicznej w procesach uzdatniania wody oraz opracowanie metody oceny stabilności (obecne metody/wskaźniki nie pozwalają na jednoznaczną, pewną ocenę),
- badania nad wrażliwością koncepcji Gospodarki Cyrkulacyjnej (Gospodarki o Obiegu Zamkniętym – GOZ) w uzdatnianiu wody, w tym: zmniejszenie ilości wód technologicznych w procesach uzdatniania, praktyczne zastosowanie wód szarych, odzysk wody,
- wdrożenie metod oszczędności wody: zwracania wód po płukaniu filtrów, wykorzystania odnowionej wody do różnych celów (na przykład nawodnień rolniczych).

Literatura

1. Gromiec M.: Kwestia wody na tle problemów ekologicznych świata w encyklice „Laudato Si”. *Gospodarka Wodna* 10, 281–282, 2015.
2. Communication from the Commission to European Parliament and the Council. Addressing the challenge of water scarcity and droughts in the European Union. European Commission, Brussels 18.7.2007 (COM /2007/ 412 final).
3. Communication from the Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. Report on the review of the European water scarcity and droughts policy. European Commission, Brussels 14.11. 2012 (COM/2012/ 672 final).
4. Communication from the Commission to European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. a Blueprint to Safeguard Europe’s Water Resources. European Commission, Brussels 14.11.2012 (COM /2012/ 673 final).
5. Ustawa Prawo wodne z dnia 20 lipca 2017 roku (Dz. U. z 2017, poz.1566).
6. Proposal for a Regulation of the European Parliament and of the Council on minimum requirements for water reuse. European Commission, Brussels 28.5.2018 (COM/2018/337 final).
7. Główny Urząd Statystyczny: Ochrona środowiska 2018. Zakład Wydawnictw Statystycznych, Warszawa 2018.
8. Gromiec M.: Niedobory wody związane z suszami - aspekty prawno-ekonomiczne i społeczno-gospodarcze. W: Forum debaty Publicznej, *Gospodarka Wodna*-rola samorządu terytorialnego i użytkowników gruntów w przeciwdziałaniu podtopieniom i niedoborom wody. Kancelaria Prezydenta RP, Warszawa, 30 listopada 2011, s.22-26.
9. Gromiec M.: Problemy zaopatrzenia Polski w wodę-zasoby, zagrożenia, rozwiązania. W: *Przyszłość, Świat-Europa- Polska*. Komitet Prognoz „Polska 2000 Plus”, 2, 64-86, 2014.
10. Gromiec M., Sadurski A., Zalewski J. Rowiński P.: Zagrożenia związane z jakością wody *NAUKA*,99-122, 2014.

Gospodarowanie wodą w miastach w kontekście adaptacji do zmian klimatu

Anna Czyżewska

*Dyrektor Departamentu Adaptacji do Zmian Klimatu i Zagrożeń Środowiska
Narodowy Fundusz Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej, Warszawa*

Wstęp

Z roku na rok zmiany klimatu postępują i stają się coraz bardziej odczuwalne. Na przestrzeni lat zjawiska takie, jak nawałne deszcze, huragany, długotrwałe upały, susze czy okresy bezwietrzne, które występują coraz częściej na terenie Polski, wpływają negatywnie na wiele obszarów ludzkiego życia.

Zmianom klimatu towarzyszą szybko postępujące procesy demograficzne. Globalna liczba ludności ma wzrosnąć z 3 mld w 1960 roku do ponad 9 mld w 2043 r. [1] Następuje przy tym znaczny wzrost urbanizacji, rośnie procent ludności zamieszkującej miasta. O ile w roku 1950 wynosił on 30%, to w 2040 ma wzrosnąć do 70%. Tylko w Chinach do roku 2015 przeniosło się ze wsi do miast 300 mln ludzi. w UE w miastach żyje 74% ludności, a w Polsce – 60%. Liczba ludności w miastach w 1980 roku wynosiła około 737 mln, a już w roku 2000 – 3505 mln. O ile w roku 1950 liczba miast powyżej 1 mln mieszkańców wynosiła 86, to w roku 2000 było ich już 386.

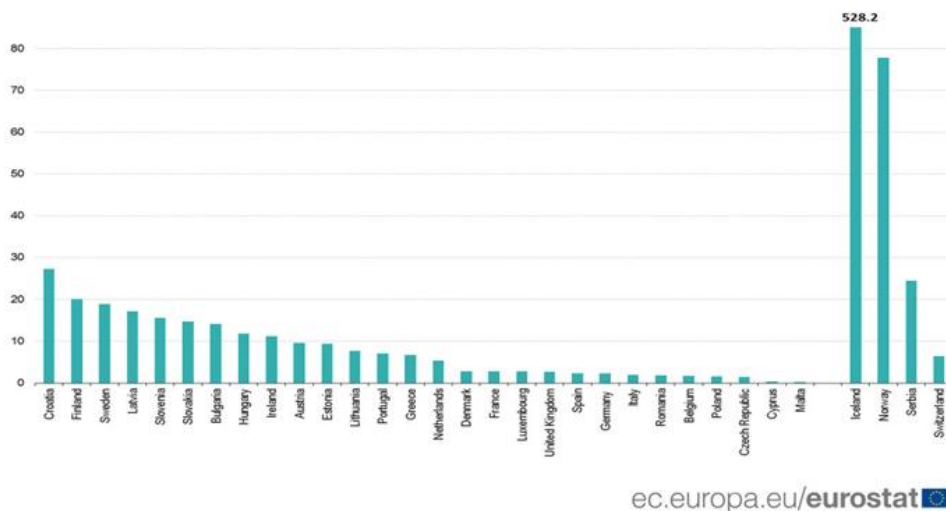
Zarówno wzrost ludności świata, jak i urbanizacja, przy częstokroć niekontrolowanym tempie zmian klimatu, wywierają olbrzymi wpływ na sposób funkcjonowania i życia mieszkańców miast. w Polsce jesteśmy szczególnie narażeni na takie zjawiska ekstremalne jak powodzie i susze, co w sposób niezwykle istotny przekłada się na właściwe gospodarowanie wodą, w szczególności w miastach. Zasadne jest pytanie o wpływ urbanizacji na sposób życia ludzi oraz jak zmiany klimatu wpłyną na zasoby wodne.

Zmiany klimatu powodują, że Polska, mając stosunkowo małe zasoby wody, staje się w nie coraz bardziej uboga. Na przestrzeni lat 1981-2000 częstotliwość wystąpienia wody stuletniej wzrosła dwukrotnie w stosunku do lat 1961-1980 co również obrazuje skalę zmian. Na przełomie XX w. w Polsce znacznie wzrosła częstotliwość wezbrań przy jednoczesnym wzroście odpływu wody [2]. Według z danych Głównego Urzędu Statystycznego średni roczny odpływ wód powierzchniowych w latach 2000-2016 wynosił zaledwie 58,8 km³. w przeliczeniu na jednego mieszkańca Polski roczny zasób wód wynosi zaledwie 1,5 dam³. Wartość ta jest ponad trzykrotnie mniejsza niż w innych państwach europejskich, gdzie ilość wody przypadająca na mieszkańca wynosi powyżej 5 dam³. Dane z Eurostatu pokazują, że Polska w Unii Europejskiej znajduje się na dalekim miejscu pod względem zasobu słodkiej wody na mieszkańca.

1 Cambers G., Sibley S., 2015, Cambridge IGCSE Geography Coursebook. Cambridge University Press, II wydanie,

2 IOŚ-PIB, 2013, Opracowanie i wdrożenie Strategicznego Planu Adaptacji dla sektorów i obszarów wrażliwych na zmiany klimatu Etap III, Warszawa.

Zasoby słodkowodne na mieszkańca – długoterminowa średnia roczna (1000 m³ na mieszkańca)



Rys. 1 Wykres przedstawiający ilość wody przypadającej na mieszkańca w państwach Unii Europejskiej.

Źródło: <https://ec.europa.eu/>

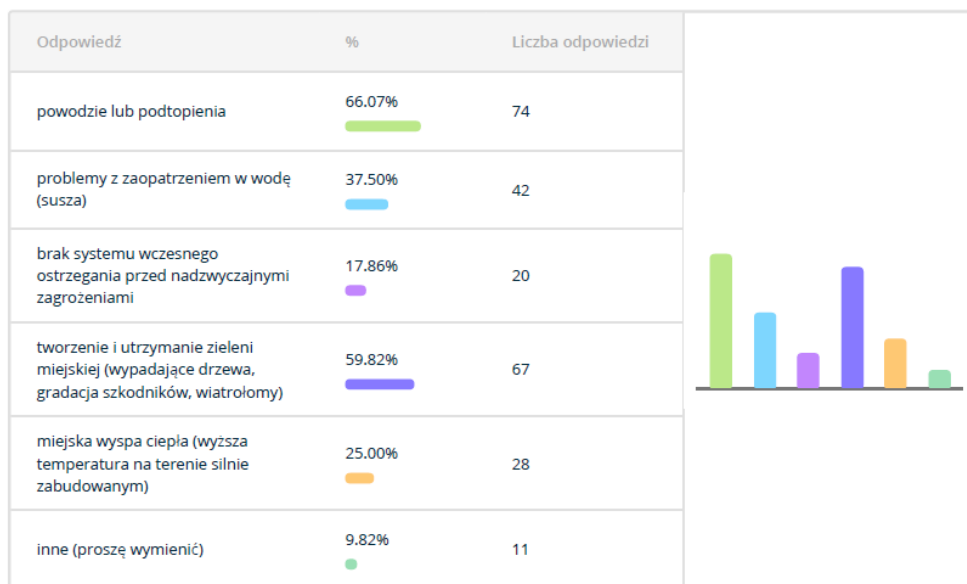
Tak jak dbamy o bezpieczeństwo energetyczne, tak też powinniśmy dbać o bezpieczeństwo dostaw wody do picia odpowiedniej jakości i racjonalnie gospodarować zasobami wody, łącznie z jej ponownym wykorzystaniem.

Działalność Narodowego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej (NFOŚiGW) w zakresie adaptacji do zmian klimatu.

Wobec zachodzących procesów klimatycznych konieczne jest podejmowanie działań, pozwalających na adaptację do zmian klimatu, czyli dostosowanie do obecnych lub oczekiwanych warunków klimatycznych i ich skutków. Szczególnie narażone na niepożądane zjawiska są skupiska ludzi, usług i infrastruktury, czyli obszary miejskie. Każde miasto, w zależności od swojej specyfiki, inaczej reaguje na zmianę klimatu, dlatego strategia – plan adaptacji do zmian klimatu powinien być dostosowany do danej aglomeracji.

Wśród polskich miast przeprowadzono ankietę, która pozwoliła zidentyfikować najpilniejsze potrzeby i zagrożenia związane z adaptacją. Pytanie nr 1 zawarte w rzeczonyj ankiecie pokazuje, jakie zjawiska najczęściej zagrażają miastom.

1. Czy w okresie ostatnich 5 lat miasto zmagало się z następującymi problemami związanymi ze zmianami klimatu:



Rys. 2 Zestawienie odpowiedzi udzielonych w pytaniu nr 1 w ankiecie z zakresu działań adaptacyjnych prowadzonych w miastach.

Źródło: www.webankieta.pl – na podstawie ankiety NFOŚiGW

Z uzyskanych odpowiedzi (w pytaniu nr 1) wynika, że w okresie ostatnich 5 lat największa liczba miast zmagала się z powodzią lub podtopieniami (66,07%). Jako „Inne” (9,82%) wymieniono zagadnienia takie jak: silne wiatry, gradobicie czy zanieczyszczenie powietrza. Władze miast uznały za ważne z punktu widzenia adaptacji do zmian klimatu działania związane z tworzeniem i utrzymaniem zieleni miejskiej (59,82%).

Zgromadzona wiedza umożliwiła przygotowanie programu priorytetowego, wspierającego działania pozwalające na dostosowanie się do zachodzących zmian.

Program priorytetowy pod nazwą „Adaptacja do zmian klimatu oraz ograniczanie skutków zagrożeń środowiska” służy podniesieniu poziomu ochrony przed następstwami zmian klimatu, zagrożeń naturalnych oraz poważnych awarii, a także usprawnieniu usuwania ich skutków i wzmocnieniu wybranych elementów zarządzania środowiskiem. Program skierowany jest do:

- jednostek samorządu terytorialnego i ich związków oraz podmiotów publicznych w ramach realizacji zadań własnych jednostek samorządu terytorialnego,
- jednostek tworzących system szkolnictwa wyższego i nauki w rozumieniu ustawy z dnia 20 lipca 2018 r. Prawo o szkolnictwie wyższym i nauce (Dz. U. z 2018 r. poz. 1668, 2024),
- spółek prawa handlowego, przedsiębiorstw państwowych, państwowych osób prawnych.

Nabór wniosków o dofinansowanie ma charakter ciągły i przeprowadzany jest od 1 lutego 2019 r. do 17 grudnia 2021 r., lub do wyczerpania środków. Przedmiotowy program skupia się w głównej mierze na finansowaniu miejskich planów adaptacji oraz przedsięwzięć z nich wynikających: zielono – niebieska infrastruktura, likwidacja powierzchni nieprzepuszczalnych, działania z zakresu zapobiegania powodzi i suszy czy działania, dotyczące opracowania oraz wdrożenia systemu monitoringu zagrożeń i systemu wczesnego ostrzegania przed zagrożeniami.

Istnieje również możliwość uzyskania dofinansowania na zadania takie, jak budowa oraz modernizacja ujęć wód i stacji uzdatniania wody oraz sieci wodociągowych, usuwanie skutków awarii, zagrożeń środowiska czy zakup specjalistycznego sprzętu do prognozowania i zapobiegania skutkom zagrożeń.

Finansowanie działań dotyczących adaptacji do zmian klimatu proponowane jest w formie pożyczki o oprocentowaniu 2% w skali roku. Pożyczka może obejmować do 100% kosztów kwalifikowanych. Umorzenie zaciągniętego zobowiązania jest możliwe zgodnie z „Zasadami udzielania dofinansowania ze środków NFOŚiGW” – jego wysokość jest zależna od wskaźnika G (wskaźnika GUS dochodów podatkowych na jednego mieszkańca w gminie).

Działania dotyczące finansowania adaptacji do zmian klimatu nie ograniczają się tylko do powyższego programu w 2016 r. NFOŚiGW podpisał umowę z Ministerstwem Środowiska na finansowanie projektu pod nazwą „Opracowanie planów adaptacji do zmian klimatu dla miast powyżej 100 tys. mieszkańców”. Projekt zakładał przygotowanie Miejskich Planów Adaptacji (MPA) ze środków POIiŚ 2014–2020 w kwocie 31 000 000,00 zł dla 44 miast, w tym 37 miast o populacji większej niż 100 000 mieszkańców oraz aglomeracje.

Projekt skupił się na zidentyfikowaniu wyzwań i szans adaptacji miast do zmian klimatu, określenia potencjału adaptacyjnego miast oraz zagrożeń z podziałem na sektory i obszary miasta.

W ramach Projektu 44 MPA przeprowadzono ankiety z zakresu świadomości społecznej dotyczącej miejskich planów adaptacji do zmian klimatu. z badań wynika, że 93% ankietowanych jest zainteresowanych tematem adaptacji, a 70% uważa, że polskie miasta nie są obecnie dobrze przystosowane do zmian klimatu [3]. Powyższy wynik pokazuje, że mieszkańcom nie są obojętne zmiany klimatu, a zainteresowanie tematem jest bardzo duże.

Działanie Ministerstwa Środowiska było jednym z pierwszych działań ukierunkowanych bezpośrednio na adaptację do zmian klimatu w miastach.

Narodowy Fundusz Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej w 2017 roku uruchomił pierwszy nabór wniosków dla działania 2.1.5. Systemy gospodarowania wodami opadowymi na terenach miejskich. w pierwszym konkursie zaplanowano nabór z alokacją w wysokości 200 mln zł dla miast powyżej 100 tys. mieszkańców. Ostatecznie zawarto 7 umów oraz zwiększono alokację do blisko 279 mln zł.

W kolejnym roku uruchomiono drugi konkurs rozszerzony o grono potencjalnych wnioskodawców – miasta poniżej 100 tys. mieszkańców. Udział w naborze uwarunkowany był sporządzeniem MPA oraz gęstością zaludnienia lub ujęciem inwestycji w kontrakcie terytorialnym. Spośród 15 złożonych wniosków 12 zakończyło się oceną pozytywną, a alokacja wyniosła ok. 298 mln zł.

W trzecim konkursie do dofinansowano wybrano 23 przedsięwzięcia. Po raz kolejny rozszerzono grono potencjalnych wnioskodawców poprzez zmianę linii demarkacyjnej pomiędzy środkami POIiŚ a RPO oraz zwiększono alokację z 200 mln zł do 383 mln zł. Zawarcie umów z trzeciego naboru planowane jest na czerwiec 2019 r.

Tabela 1. Projekty zakwalifikowane do dofinansowania w ramach działania 2.1.5. Systemy gospodarowania wodami opadowymi na terenach miejskich

Lp.	Tytuł projektu	Beneficjent	Wartość projektu (zł)	Wartość unijnego dofinansowania (zł)
1	Budowa kanalizacji deszczowej na os. Czarkowo w ul. Łężyca - Budowlanych w Zielonej Górze	Zielonogórskie Wodociągi i Kanalizacja Sp z. o.o.	1 252 356,06	769 951,81
2	Odwodnienie dzielnicy Grabówka w Częstochowie	Gmina Częstochowa	20 275 269,82	11 808 273,03
3	Poprawa stanu bezpieczeństwa przeciwpowodziowego dla Miasta Gliwice poprzez modernizację i rozbudowę systemu gospodarowania wodami opadowymi	Gliwice – miasto na prawach powiatu	27 810 834,07	19 484 260,67
4	Rozwój systemu gospodarowania wodami opadowymi na terenie Gdyni	Gmina Miasta Gdyni	30 103 788,35	24 761 379,73
5	Zagospodarowanie wód opadowych w zlewniach cieków i kanałów zlokalizowanych na terenie miasta Sopotu uchodzących do Zatoki Gdańskiej	Gmina Miasta Sopotu	26 419 398,99	11 272 043,49
6	Budowa i przebudowa kanalizacji deszczowej i dostosowanie sieci kanalizacji deszczowej do zmian klimatycznych na terenie miasta Bydgoszczy	Miejskie Wodociągi i Kanalizacja w Bydgoszczy - spółka z ograniczoną odpowiedzialnością	316 456 889,57	154 795 269,71
7	Systemy gospodarowania wodami opadowymi na terenach miejskich - Miasto Gdańsk	Gmina Miasta Gdańska	131 315 005,59	80 778 113,68
8	Poprawa stanu bezpieczeństwa przeciwpowodziowego dla Miasta Gliwice poprzez modernizację i rozbudowę systemu gospodarowania wodami opadowymi - etap II	Miasto Gliwice	42 733 881,14	29 769 958,51
9	Porządkowanie gospodarki wodno-ściekowej na terenie miasta Rzeszowa poprzez wykonanie kanalizacji deszczowej – etap I	Gmina Miasto Rzeszów	77 513 264,10	65 843 774,90
10	Zagospodarowanie wód opadowych na terenie Miasta Gorzowa Wlkp. – Etap I	Miasto Gorzów Wielkopolski	45 250 000,00	38 269 605,25

11	Odwodnienie dzielnicy Kiedrzyń w Częstochowie	Gmina Miasto Częstochowa	13 928 684,64	11 319 966,49
12	Adaptacja do zmian klimatu – gospodarowanie wodami opadowymi na terenie Miasta Zabrze	Miasto Zabrze	9 833 345,20	8 358 343,42
13	Uporządkowanie systemu gospodarowania wodami opadowymi w Katowicach – Etap I	Katowicka Infrastruktura Wodociągowo-Kanalizacyjna sp. z o.o.	63 911 077,56	32 657 078,51
14	Systemy gospodarowania wodami opadowymi na terenie miasta Elbląg	Elbląskie Przedsiębiorstwo Wodociągów i Kanalizacji sp. z o.o.	7 913 175,88	4 102 958,22
15	Systemy gospodarowania wodami opadowymi na terenie Miasta Olsztyna	Gmina Olsztyn	30 613 124,07	24 105 546,32
16	Rozwój systemu gospodarowania wodami opadowymi na terenie Rumi	Gmina Miasta Rumia	5 924 891,49	5 036 157,76
17	Rozbudowa systemu oczyszczania i odprowadzania wód deszczowych w Gminie Miejskiej Świdnik	Gmina Miejska Świdnik	34 307 202,75	29 161 122,33
18	Rozbudowa systemu kanalizacji deszczowej na terenie Miasta Ząbki	Miasto Ząbki	43 035 329,63	36 580 030,18
19	Rozbudowa systemu gospodarowania wodami opadowymi w Mińsku Mazowieckim – i etap	Miasto Mińsk Mazowiecki	7 980 647,55	6 783 550,41
20	Odwodnienie miasta Łodzi	Miasto Łódź	43 758 003,64	29 188 737,38
21	Zagospodarowanie wód opadowych wraz z monitoringiem środowiskowym w mieście Ruda Śląska – Chronimy Krople Deszczu – Etap I	Miasto Ruda Śląska	18 298 901,79	12 292 666,53
22	Systemy gospodarowania wodami opadowymi na terenach miejskich Chorzowa	Miasto Chorzów –miasto na prawach powiatu	3 638 978,78	2 504 286,43
23	Gospodarowanie wodami opadowymi w zlewni potoku Stary Wątok w Tarnowie	Gmina Miasta Tarnowa	9 487 851,73	6 603 851,60
24	Rozbudowa systemu odprowadzania wód opadowych i roztopowych z terenu miasta Leszno	Miasto Leszno	30 326 900,42	20 960 792,97
25	Rozwój systemów gospodarowania wodami opadowymi na terenie miasta Sochaczew	Gmina Miasto Sochaczew	14 262 542,41	9 856 228,49

26	Rozwój systemu gospodarowania wodami opadowymi na terenie Gdyni - część III	Gmina Miasta Gdyni	50 852 242,99	35 308 549,07
27	Uporządkowanie gospodarki wodami opadowymi na obszarze Aglomeracji Zielona Góra – etap I	Zielonogórskie Wodociągi i Kanalizacja Spółka z o.o.	63 750 089,20	44 266 334,00
28	Zagospodarowanie wód opadowych i roztopowych wraz z retencjonowaniem wody na terenie Gminy Miejskiej Starogard Gdański	Gmina Miejska Starogard Gdański	17 940 239,46	8 073 381,39
29	Zagospodarowanie wód opadowych wraz z monitoringiem środowiskowym w mieście Ruda Śląska – Chronimy Krople Deszczu – Etap II	Miasto Ruda Śląska	45 263 412,34	31 282 872,45
30	Rozbudowa systemu gospodarowania wodami opadowymi na terenie Miasta Olsztyna	Gmina Olsztyn	46 326 473,61	31 981 024,97
31	Rozwój systemu gospodarowania wodami opadowymi na terenie Gdyni - część II	Gmina Miasta Gdyni	39 821 955,17	27 633 427,34
32	Odwodnienie dzielnicy Północ w Częstochowie	Gmina Miasto Częstochowa	21 575 116,39	9 611 944,83
33	Budowa i przebudowa głównych kolektorów deszczowych na terenie Miasta Mrągowo	Gmina Miasto Mrągowo	24 165 222,15	16 616 243,76
34	Poprawa systemu gospodarowania wodami opadowymi w Gminie Rawicz	Gmina Rawicz	2 380 463,30	1 645 035,60
35	Budowa układów retencji wód opadowych i roztopowych na terenie Gminy Miejskiej Mielec	Gmina Miejska Mielec	29 192 865,52	20 173 506,45
36	Zagospodarowanie wód deszczowych poprzez budowę kanalizacji deszczowej i zbiorników retencyjnych w Białymstoku	Miasto Białystok	17 487 115,06	12 084 591,69
37	Budowa kanalizacji deszczowej wraz z niezbędną przebudową układu drogowego dla osiedla Kiekrz – odwodnienie terenów osiedla Kiekrz	Miasto Poznań	4 702 735,95	3 249 858,16
38	Modernizacja kanalizacji deszczowej wraz z budową systemu małej retencji na terenie miasta Siemianowice Śląskie	Gmina Siemianowice Śląskie	27 969 676,20	19 465 011,20
39	Poprawa systemu gospodarowania wodami opadowymi na terenie miasta Ławy	Gmina Miejska Ława	10 013 799,67	6 529 811,91
40	Zagospodarowanie wód opadowych na terenie miasta Wrocławia – Etap I	Miejskie Przedsiębiorstwo Wodociągów i Kanalizacji S.A.	31 207 101,98	21 883 577,25

41	Systemy gospodarowania wodami opadowymi na terenach miejskich – Miasto Gdańsk – II etap	Gmina Miasta Gdańska	10 420 125,19	6 203 182,14
42	Zagospodarowanie wód opadowych w zlewniach cieków i kanałów zlokalizowanych na terenie miasta Sopotu uchodzących do Zatoki Gdańskiej. Etap II	Gmina Miasta Sopotu	8 911 831,19	5 075 205,24

Do największych inwestycji, realizowanych dzięki działaniu 2.1.5. Systemy gospodarowania wodami opadowymi na terenach miejskich należą m.in.:

- budowa i przebudowa kanalizacji deszczowej i dostosowanie sieci kanalizacji deszczowej do zmian klimatycznych na terenie miasta Bydgoszczy – wartość projektu 316 456 889,57 zł,
- systemy gospodarowania wodami opadowymi na terenach miejskich – Miasto Gdańsk – wartość projektu 131 315 005,59 zł,
- odwodnienie miasta Łodzi – wartość projektu 42 301 143,01 zł.

Są to przykłady inwestycji, które polegają na wykorzystaniu wody deszczowej i traktowaniu jej, jako zasób do retencjonowania, podlewania zieleni, ponownego wykorzystania na potrzeby pożarowe, rekreacyjne i inne. Odprowadzanie wody deszczowej kanalizacją deszczową poza zlewnię nie jest punktowana.

Szansa pozyskania środków na łagodzenie zmian klimatu będzie możliwa również z programu operacyjnego Środowisko, Energia i Zmiany Klimatu (2014-2021) Mechanizm Finansowy EOG i Norweski Mechanizm Finansowy. Nabór wniosków planowany jest na rok 2019, a kwota dofinansowania programu to 164 704 882 euro. Wsparcie będzie udzielane również na działania związane z energią odnawialną, efektywnością energetyczną i bezpieczeństwem energetycznym, a także na obszar Środowisko i Ekosystemy.

Oprócz wsparcia finansowego, proponowanego w ramach programów priorytetowych, NFOSiGW jest aktywnie zaangażowany w działalność na rzecz klimatu.

Narodowy Fundusz jest jednym z dwóch krajowych koordynatorów Porozumienia Burmistrzów – inicjatywy skupiającej przedstawicieli władz samorządowych chcących podjąć zobowiązania dotyczące realizacji unijnych celów w zakresie zmian klimatu i energii. Sygnatariuszom porozumienia zapewniana jest pomoc techniczna, strategiczna oraz wsparcie w wymianie doświadczeń wiedzy. w Polsce 74 miasta mają statut aktywnego sygnatariusza Porozumienia.

Przykłady realizowanych projektów

1. Budowa i przebudowa kanalizacji deszczowej i dostosowanie sieci kanalizacji deszczowej do zmian klimatycznych, na terenie miasta Bydgoszczy

Największy jak dotąd projektem finansowanym ze środków POIiŚ 2014–2020 w ramach Działania 2.1 Adaptacja do zmian klimatu wraz z zabezpieczeniem i zwiększeniem odporności na klęski żywiołowe, w szczególności katastrofy naturalne oraz monitoring środowiska, Typ projektów 5. Systemy gospodarowania wodami opadowym tego typu projektów.

Inwestorem jest Miejskie Wodociągi i Kanalizacja w Bydgoszczy spółka z o.o., a koszt całkowity brutto projektu wynosi 316 456 889,57 zł przy dofinansowaniu w formie dotacji w wysokości 154 795 269,71 zł.

Celem projektu jest zatrzymanie i maksymalne wykorzystanie wód opadowych, m.in. do podlewania zieleni miejskiej, wprowadzenia (po podczyszczeniu) do stawów lub oczek wodnych. Projekt przyczyni się do minimalizacji podtopień budynków oraz zalewania ulic, a także zmniejszy zużycie wody z sieci miejskiej związane z podlewaniem zieleni.

Realizacja projektu spowoduje osiągnięcie następujących niemierzalnych celów jakościowych:

- ograniczenie skutków występowania ekstremalnych zjawisk meteorologicznych,
- minimalizacja podtopień budynków oraz zalewania ulic,
- retencjonowanie wód opadowych poprzez budowę zbiorników retencyjnych,
- wykorzystanie wód opadowych do nawadniania terenów zielonych w okresach suchych,
- wykonanie na terenach zagospodarowanych sieci kanalizacji deszczowej, w tym głównych kolektorów,
- usprawnienie sieci kanalizacji deszczowej poprzez: przebudowę istniejącej sieci kanalizacji deszczowej o złym stanie technicznym uwzględniając zmiany klimatyczne – deszcze nawalne,
- zwiększenie żywotności istniejącej sieci kanalizacji deszczowej poprzez jej wyczyszczenie i przeprowadzenie renowacji,
- wykorzystanie w systemie sieci kanalizacji deszczowej naturalnych zbiorników wodnych,
- ochronę wód rzek poprzez ograniczenie negatywnego, niekontrolowanego spływu wód deszczowych do rzek Brdy i Wisły.

Zakres rzeczowy przedsięwzięcia obejmuje:

- budowę 14 km sieci kanalizacji deszczowej,
- przebudowę 90 km sieci kanalizacji deszczowej,
- budowę 81 urządzeń służących gospodarowaniu wodami opadowymi (zbiorniki retencyjne, podczyszczalnie ścieków deszczowych, instalacje do nawadniania terenów zielonych).

Zbiorniki i retencje liniowe będą zatrzymywały wody deszczowe w ilości 36,9 tys. m³. Część wody będzie wykorzystana do podlewania zieleni miejskiej znajdującej się w pobliżu zbiorników, część będzie wprowadzana po stosownym jej oczyszczeniu do istniejących oczek/zbiorników wodnych bądź do zbiorników otwartych/infiltracyjnych, część będzie odprowadzana do gruntu poprzez zbiorniki ze skrzynek rozsączających.

Na etapie tworzenia koncepcji ostatecznego zakresu rzeczowego przedsięwzięcia w sposób ciągły brano pod uwagę aspekt środowiskowy. Każdą zlewnię przeanalizowano pod względem możliwości retencjonowania wody oraz wykorzystania naturalnych metod zagospodarowania wód opadowych (zbiorniki naturalne, rozsączanie). Wybrane dla poszczególnych zlewni warianty, zostały dobrane pod kątem najbardziej optymalnego wykorzystania środków, w celu zarówno renowacji zużytych odcinków istniejącej sieci, jak i budowy nowych jej elementów, np. zbiorników infiltracyjnych. Zadaniem projektanta było zlokalizowanie przewodów i zbiorników w sposób, aby podczas wykonywanych prac minimalizować uciążliwość dla mieszkańców miasta oraz tak, aby nie naruszać objętych gwarancją dróg, nie niszczyć pomników przyrody i nie dewastować terenów zielonych.

Przedsięwzięcie przyczyni się do zminimalizowania skutków zmian klimatu w zakresie problemów z odprowadzeniem wód opadowych z miasta oraz podtopień, w mniejszym stopniu, powodzi, wynikających z podniesienia poziomu wód w rzekach. Obecnie obserwuje się spadek wilgotności gleby i obniżanie warstw wodonosnych, co prowadzi do przesuszania zieleni miejskiej i ogranicza możliwości terenów biologicznie czynnych

w łagodzeniu wpływu wysokich temperatur podczas fal upałów. Wprowadzanie wód do gruntu poprzez infiltrację i ich nawodnienie będzie skutecznie przeciwdziałać temu zjawisku.

Działania związane z uporządkowaniem gospodarki wodami opadowymi i roztopowymi będą stanowiły istotne ograniczenia spływu substancji biogenych do wód powierzchniowych z terenów zanieczyszczonych, w tym terenów miejskich, składowych, czy też przemysłowych. Ich spływ do odbiorników może powodować przyspieszony proces eutrofizacji. Uporządkowanie gospodarki wodami opadowymi i roztopowymi zmniejszy ich spływ powierzchniowy, co będzie miało bezpośredni, pozytywny wpływ na stan wód powierzchniowych. Jest to zgodne z celami Ramowej Dyrektywy Wodnej. Przedsięwzięcie ma również na celu zmniejszenie ilości odprowadzanych wód do odbiorników, co przekłada się na opłaty środowiskowe za korzystanie z wód w kontekście nowego projektu Prawa Wodnego.

2. Systemy gospodarowania wodami opadowymi na terenach miejskich - Miasto Gdańsk

Beneficjentem jest Gmina Miasta Gdańsk. Za realizację projektu odpowiedzialna jest Jednostka Realizująca Projekt, będąca w strukturach Gminy, tj. Dyrekcja Rozbudowy Miasta Gdańska.

Po zakończeniu realizacji projektu infrastrukturą powstałą w wyniku realizacji projektu będzie zarządzać spółka, w której Gmina Miasta Gdańska ma 100% udziałów: Gdańskie Melioracje Sp. z o.o. w zakresie infrastruktury drogowej odpowiedzialny będzie podmiot Zarząd Dróg i Zieleni w Gdańsku.

Koszt całkowity brutto projektu wynosi 131 315 005,59 zł, wartość wydatków kwalifikowanych to 95 033 074,92 zł, przy dofinansowaniu w formie dotacji w wysokości 80 778 113,68 zł.

Zagospodarowanie wód opadowych w zlewniach cieków i kanałów uchodzących do Zatoki Gdańskiej jest przedsięwzięciem, mającym na celu wzmocnienie odporności na zagrożenia związane ze zmianami klimatu w miastach aglomeracji Trójmiasta oraz na obszarze powiązanych funkcjonalnie.

Główne problemy, które projekt ma na celu rozwiązać/zminimalizować to podtopienia i powódzie, z drugiej strony zabezpieczenie wody w okresie suszy, poprawa jakości odprowadzanej wody opadowej – poprawa stanu czystości wód powierzchniowych, rzek i Morza Bałtyckiego, wód gruntowych oraz ochrona wód podziemnych, a tym samym poprawa jakości środowiska oraz warunków życia mieszkańców Gdańska.

W odpowiedzi na zapotrzebowanie poszczególnych lokalizacji zaplanowano następujący zakres inwestycji:

- wyposażenie terenów miejskich w kanalizacje deszczowe,
- budowa oraz przebudowa istniejących układów kanalizacji deszczowych,
- rozbudowa systemu odprowadzania wód opadowych z instalacją urządzeń podczyszczających,
- budowa zbiorników retencyjnych – regulacja przepływu tak, by był on nieszkodliwy dla terenów położonych poniżej zbiornika.

Poprawa gospodarki wodnej miasta Gdańsk, w tym odwodnienie terenu poprzez budowę kanalizacji deszczowej (dzielnica Strzyża, dzielnica Osowa) oraz zbiorników retencyjnych (dzielnica Kokoski, Jaśkowa Dolina, Osowa) zostanie osiągnięta w wyniku realizacji 7 zadań, wchodzących w zakres umowy o dofinansowanie:

1. Budowa układów drogowych wraz z kanalizacją deszczową oraz zbiornikiem retencyjnym Osowa II w Gdańsku - Osowej.
2. Regulacja rowu M4 na odcinku od rowu M do zbiornika retencyjnego Rębiechowo w Gdańsku w Rębiechowie.
3. Odwodnienie dzielnicy Kokoszki w Gdańsku polegające na budowie zbiornika retencyjnego Strzelniczka II wraz z regulacją Potoku Strzelniczka.
4. Budowa zbiornika retencyjnego Jaškowa Dolina w Gdańsku.
5. Budowa kanalizacji deszczowej w ulicach Hubala, Kmiecej, Gomółki, Ludowej, Lindego i Arciszewskiego - etap IV, Osiedle Strzyża.
6. Budowa kanalizacji deszczowej w rejonie ulic Grottgera, Bażyńskiego, Tetmajera i Kasprowicza - dzielnica Gdańsk Przymorze.
7. Zagospodarowanie wód opadowych z terenu Cmentarza św. Franciszka w rejonie ulicy Kartuskiej 240 w Gdańsku.

Kompleksowe rozwiązanie problemu zagospodarowania wód opadowych prowadzi do:

- zwiększenia ilości retencjonowanej wody,
- wzrostu efektywności pracy systemów odprowadzania i oczyszczania wód opadowych i roztopowych,
- zwiększenia wykorzystania wód opadowych w miejscach ich powstawania.

W wyniku realizacji projektu nastąpi zatrzymanie wód na pow. 508 ha z 724 ha objętych projektem.

Zakłada się, iż w efekcie realizacji projektu zostaną osiągnięte następujące wskaźniki rezultatu:

1. Objętość retencjonowanej wody – 64 234 m³.
2. Liczba miast, w których podjęto działania związane z zabezpieczeniem przed niekorzystnymi zjawiskami pogodowymi – 1.
3. Liczba osób objętych systemem zagospodarowania wód opadowych - 1 534.

3. Odwodnienie Miasta Łodzi

Projekt realizowany jest przez Miasto Łódź i skupia się na wykonaniu zadań budowlanych, zapewniających zwiększenie ilości retencjonowanej wody oraz poprawę jakości podczyszczonych wód. Całkowity koszt projektu wynosi 43 758 003,64 zł, z czego 29 188 737,38 zł jest dofinansowaniem w formie dotacji ze środków POIiŚ 2014-2020 w ramach Działania 2.1 Adaptacja do zmian klimatu wraz z zabezpieczeniem i zwiększeniem odporności na klęski żywiołowe, w szczególności katastrofy naturalne oraz monitoring środowiska, Typ projektów 5. Systemy gospodarowania wodami opadowym tego typu projektów.

Zwiększająca się ilość opadów oraz ich duża intensywność powoduje przeciążenie systemu kanalizacyjnego, co w konsekwencji sprzyja lokalnym podtopieniom oraz uszkodzeniom sieci. Wobec niekorzystnego zjawiska, jakim jest występujący coraz częściej krótkotrwały intensywny opad, konieczne jest podjęcia działań, które zapobiegają powstawaniu szkód.

Głównym celem projektu jest:

- zwiększenie ilości retencjonowanej wody poprawa efektywności zarządzania wodami opadowymi i roztopowymi oraz poprawa jakości podczyszczonych wód deszczowych,
- kompleksowe odwodnienie wybranych terenów,
- poprawa jakości podczyszczonych wód deszczowych,

- zapewnienie prawidłowego funkcjonowania systemu oczyszczania ścieków deszczowych,
- umożliwienie zagospodarowania podczyszczonych wód opadowych i roztopowych na cele komunalne, zastosowania metod naturalnych poprzez inwestycję w podczyszczalnie hydrofitowe,
- zwiększenie atrakcyjności terenów miejskich,
- zapewnienie bezpieczeństwa ekologicznego rzek na terenie miasta Łodzi,
- wzmocnienie odporności na zagrożenia związane ze zmianą klimatu oraz zwiększenie możliwości zapobiegania zagrożeniom naturalnym w szczególności podtopieniom poprzez spowolnianie odpływu wywołanego opadami nawałnymi, a tym samym zwiększenie bezpieczeństwa przejścia wód wielkich,
- zwiększenia zagospodarowania wód opadowych poprzez zwiększenie ilości wód trafiających do gruntu poprzez infiltrację odpływu wywołanego opadami nawałnymi.

Docelowo zakłada się wybudowanie sieci kanalizacji deszczowej o długości 3,28 km, wybudowanie 10 urządzeń służących gospodarowaniu wodami oraz przebudowę 1 urządzenia służącego powyższemu celowi. Powierzchnia objęta systemem zagospodarowania wód opadowych to 4,88 km², z której objętość retencjonowanej wody wyniesie 18 896,00 m³. Rzeczowy system obejmie swoim działaniem 11 488 osób.

Potrzeba dalszych działań

Niezbędne są pilne działania na rzecz adaptacji do zmian klimatu, szczególnie w na terenach miejskich, gdzie procesy i plany urbanizacyjne dalece nie nadążają za nasilającymi się zjawiskami i ekstremami pogodowymi. Fale ciepła, powodzie susze, huraganowe wiatry coraz silniejsze co do skali i coraz częstsze są jednak traktowane jako tymczasowy wybryk natury, a nie jako trend, który musimy zaakceptować i się z nim zmierzyć. Przewiduje się, że zmiany będą postępować, co stawia przed miastami nowe wielkie wyzwania. Podstawowe to racjonalne gospodarowanie wodą, która powinna być postrzegana jako zasób, a nie jako problem, którego należy się pozbyć.

Ważnym aspektem jest włączenie mieszkańców w inicjatywy związane ze zmianami klimatu. Zaangażowani mieszkańcy chętnie dzielą się pomysłami i przemyśleniami. Niejednokrotnie w ramach konsultacji społecznych ich pomysłowość i wsparcie pozwoliły na realizację nowatorskich działań. Wyżej opisana ankieta przeprowadzona w ramach projektu 44 MPA pokazuje, że mieszkańcy interesują się tematem adaptacji i widzą potrzebę wprowadzania zmian

Zachodzące zmiany pokazują, że w naszym interesie jest poszukiwanie rozwiązań o charakterze strategicznym i zintegrowanym, by działania te wspierały się wzajemnie. w dużej mierze za ich wdrożenie odpowiedzialność ponoszą jednostki samorządowe. Nie mogą one jednak być pozostawione same sobie. Potrzebne jest zaangażowanie praktyków oraz świata nauki. Wyznaczenie strategicznych kierunków wykorzystania wód opadowych powinno iść w parze z poszukiwaniem optymalnych technologii uzdatniania wód opadowych do różnych celów, w tym jako woda surowa w wodociągach miejskich.

Niezależnie od skali obecnie odczuwalnych zmian klimatu należy być przygotowanym na to, że będą one postępować. Niedostosowanie się do tych zmian będzie miało negatywne skutki dla wszystkich aspektów ludzkiego życia.

Literatura

1. Byczkowski A. 1999. Hydrologia. T.2. SGGW, Warszawa
2. Broszura „Plany adaptacji do zmian klimatu 44 miast Polski. Publikacja podsumowująca”, Warszawa 2018
3. Cambers G., Sibley S., 2015, Cambridge IGCSE Geography Coursebook. Cambridge University Press, II wydanie,
4. Ciepiewski A. 1999. Podstawy gospodarowania wodą. SGGW, Warszawa
5. Drzewiecki S., Cieściński J., Kosecki A., Jankowiak M., 2019. Bydgoskie standardy wód opadowych, Bydgoszcz.
6. Gutry-Korycka M., Nowicka B., Soczyńska U. 2003. Rola retencji zlewni w kształtowaniu wezbrań opadowych, Warszawa.
7. IOŚ-PIB, 2013, Opracowanie i wdrożenie Strategicznego Planu Adaptacji dla sektorów i obszarów wrażliwych na zmiany klimatu Etap III, Warszawa.

Komunikat Komisji Europejskiej do Parlamentu Europejskiego, Rady oraz Europejskiego Komitetu Ekonomiczno-Społecznego

Farmaceutyki w wodzie – podejście strategiczne Unii Europejskiej [1]

Joanna Kopczyńska

Zastępca Prezesa PGW Wody Polskie ds. Zarządzania Środowiskiem Wodnym

Dyrektor Wodny oraz Dyrektor Morski

Wstęp

Kwestia obecności farmaceutyków w środowisku jest podejmowana na forum światowym i europejskim już od dłuższego czasu. Zgodnie ze stanowiskiem WHO, obecne obserwacje sugerują, że jest bardzo mało prawdopodobne, aby narażenie na bardzo niskie poziomy farmaceutyków w wodzie pitnej powodowało znaczące niekorzystne zagrożenia dla zdrowia ludzkiego, ponieważ stężenia leków wykrytych w wodzie pitnej (zazwyczaj w zakresie nanogramów na litr) są kilka rzędów wielkości (zazwyczaj więcej, a często znacznie więcej niż 1000-krotnie) niższe niż minimalna dawka terapeutyczna. w związku z tym, zagrożenie, związane z obecnością farmaceutyków w środowisku, zostało sklasyfikowane jako bardzo niskie ryzyko (very low risk) [2] niemniej jednak z zaleceniem monitorowania tego ryzyka w populacjach wrażliwych, pogłębiania studiów nad efektami długoterminowej ekspozycji oraz konieczności dokonania priorytetyzacji ryzyka dla niektórych z substancji.

Dotychczas główne prace związane z rozpoznaniem ryzyka oraz jego ograniczeniem toczyły się w ramach regulacji dotyczących leków bądź substancji chemicznych (np. REACH [3]). w odniesieniu do Ramowej Dyrektywy Wodnej za działania związane z rozpoczęciem prac badawczych można uznać rewizję dyrektywy o substancjach priorytetowych w 2013 roku [4] i umieszczenie na listach obserwacyjnych antybiotyków oraz leków przeciwpalnych (diklofenak).

W 2019 roku, po wcześniejszym przeprowadzeniu konsultacji społecznych, Komisja Europejska opublikowała komunikat Farmaceutyki w wodzie – podejście strategiczne Unii Europejskiej dotyczący działań związanych z obecnością farmaceutyków w środowisku. Co istotne komunikat ten odnosi się nie tylko do działań związanych z oczyszczaniem ścieków, ale również do kwestii związanych ze źródłem pochodzenia zanieczyszczeń, możliwości zmian w produkcji, społecznej odpowiedzialności biznesu, lekooporności. Opracowanie tego komunikatu i realizacja jego postanowień może prowadzić w przyszłości do wypracowania w tym obszarze rozwiązań o charakterze legislacyjnym. Warto zatem śledzić

1 Bruksela, 11 marca 2019 r. COM (2019) 128 Final

2 https://www.who.int/water_sanitation_health/diseases-risks/risks/info_sheet_pharmaceuticals/en/

3 Rozporządzenie (WE) nr 1907/2006 Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 18 grudnia 2006 r. w sprawie rejestracji, oceny, udzielania zezwoleń i stosowanych ograniczeń w zakresie chemikaliów (REACH) i utworzenia Europejskiej Agencji Chemikaliów, Dz.U. L 396 z 30.12.2006, s. 1

4 Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2013/39/UE z dnia 12 sierpnia 2013 r. zmieniająca dyrektywy 2000/60/WE i 2008/105/WE w zakresie substancji priorytetowych w dziedzinie polityki wodnej Tekst mający znaczenie dla EOG; OJ L 226, 24.8.2013

ten proces i czynnie w nim uczestniczyć, w tym także w pracach badawczych prowadzonych w oparciu o zapisy Komunikatu.

Zgodnie z wymogami art. 8c dyrektywy o substancjach priorytetowych: (...) Komisja – w miarę możliwości w ciągu dwóch lat od dnia 13 września 2013 r. – opracuje strategiczne podejście do zanieczyszczenia wody substancjami farmaceutycznymi. To strategiczne podejście w odpowiednich przypadkach obejmuje wnioski umożliwiające – w koniecznym zakresie – skuteczniejsze uwzględnienie oddziaływania leków na środowisko w procedurze wprowadzania produktów leczniczych do obrotu. w ramach tego strategicznego podejścia Komisja – w stosownych przypadkach do dnia 14 września 2017 r. – proponuje odpowiednie działania, które należy podjąć na szczeblu Unii lub na szczeblu państw członkowskich, w celu rozwiązania problemu ewentualnego wpływu substancji farmaceutycznych na środowisko, w szczególności substancji, (...) z listy obserwacyjnej, z myślą o zmniejszeniu zrzutów, emisji, i strat takich substancji do środowiska wodnego, z uwzględnieniem potrzeb zdrowia publicznego oraz opłacalności proponowanych działań.

Kwestie te są analizowane, już od dłuższego czasu, w ramach legislacji dot. nadzoru nad bezpieczeństwem farmakoterapii [5] - gdzie wzywa się państwa członkowskie do następujących działań:

Zanieczyszczenie wód i gleb pozostałościami farmaceutycznymi stanowi coraz większy problem dla środowiska. Państwa członkowskie powinny rozważyć przyjęcie środków monitorowania i oceny skutków oddziaływania produktów leczniczych na środowisko naturalne, w tym skutków mogących oddziaływać na zdrowie publiczne. w oparciu, między innymi, o dane przekazane przez Europejską Agencję Leków, Europejską Agencję Środowiska i państwa członkowskie Komisja powinna przedstawić sprawozdanie na temat skali problemu, wraz z oceną, czy wymagane są zmiany w prawodawstwie Unii dotyczącym produktów leczniczych lub innych stosownych przepisach Unii. [6]

Nie ulega wątpliwości, że działania związane z oceną skali zagrożenia i jego skutków, wraz z zestawem działań, powinny być prowadzone nie tylko w ramach monitoringu substancji priorytetowych w wodzie, określania celów na potrzeby planistyki wodnej oraz ewentualnego rozszerzania listy substancji (na podstawie wcześniej prowadzonych badań dla europejskiej listy obserwacyjnej), ale również powinny obejmować działania związane z zapobieganiem zanieczyszczeniom u źródła, właściwym podejściem pracowników sektora zdrowia oraz zmianami w podejściu całego cyklu życia leków. w tym jednak przypadku należy pamiętać, że życie i zdrowie ludzkie będzie zawsze wartością nadrzędną i decydującą co do możliwości stosowania bądź zaprzestania stosowania określonej substancji.

Zgodnie z komunikatem KE, na podstawie badań monitoringowych prowadzonych przez państwa członkowskie, zostało stwierdzone, że wiele substancji farmaceutycznych jest już możliwa do wykrycia, zarówno w wodach powierzchniowych jak i podziemnych, w glebie oraz tkankach zwierzęcych, z koncentracją uzależnioną od odległości od miejsca w którym przedostają się one do środowiska. Do tych substancji należą niektóre środki przeciwbólowe, antybakteryjne, antydepresanty, hormonalne środki antykoncepcyjne, środki przeciwpasożytnicze.

5 DYREKTYWA PARLAMENTU EUROPEJSKIEGO I RADY 2010/84/UE z dnia 15 grudnia 2010 r. zmieniająca – w zakresie nadzoru nad bezpieczeństwem farmakoterapii – dyrektywę 2001/83/WE w sprawie wspólnotowego kodeksu odnoszącego się do produktów leczniczych stosowanych u ludzi

6 Ibidem, rec. 6

Źródłami przedostawania się do środowiska tych substancji są:

- ścieki odprowadzane z oczyszczalni ścieków komunalnych - zawierające wydalone środki farmaceutyczne, jak również niewykorzystane środki farmaceutyczne wyrzucane do zlewów i toalet, pomimo istnienia systemów zbierania;
- rozprzestrzenianie się obornika zwierzęcego;
- akwakultura, w której farmaceutyki są często dodawane do paszy dla zwierząt.

Inne źródła to:

- ścieki odprowadzane z zakładów produkcyjnych (zwłaszcza tych spoza UE);
- rozprzestrzenianie się osadów ściekowych, tj. osadów zawierających środki farmaceutyczne usunięte ze ścieków;
- wypas zwierząt gospodarskich;
- leczenie zwierząt domowych;
- niewłaściwa utylizacja na składowisku niewykorzystanych środków farmaceutycznych i skażonych odpadów. W opinii KE, największym źródłem środków farmaceutycznych wprowadzanych do środowiska w Europie, jest ich stosowanie, należy jednak pamiętać, że wiele z substancji czynnych jest produkowanych poza Europą (Chiny, Indie) gdzie lokalnie mogą powodować znaczne koncentracje w ciekach i wpływać na wykształcanie się lekooporności.

Sposób przenikania do środowiska substancji leczniczych będzie się różnić w zależności od tego, czy dotyczy to ludzi czy zwierząt. Stabilność chemiczna i/ lub metaboliczna niektórych środków farmaceutycznych oznacza, że do 90% składnika aktywnego jest wydalane (lub wymywane) w jego oryginalnej postaci. Uwalnianie leków weterynaryjnych do środowiska zazwyczaj pochodzi ze źródeł rozproszonych, takich jak obornik, co w zasadzie uniemożliwia kontrolę tego procesu na jego końcowym etapie. w przypadku zanieczyszczeń pochodzących ze ścieków komunalnych i przemysłowych istnieje możliwość eliminacji tych substancji, ale w opinii KE oczyszczanie ścieków różni się pod względem zdolności do usuwania pozostałości farmaceutycznych, w zależności od substancji i poziomu leczenia; w niektórych przypadkach znaczne ilości są usuwane, w innych tylko niewielki procent; ale nawet najlepsze, najdroższe, aktualne technologie nie są w 100% skuteczne.

Warto wrócić do komunikatu WHO, zgodnie z którym, najbardziej odpowiednim podejściem do zminimalizowania ich obecności w wodzie pitnej i zmniejszenia narażenia na nie ludzi, jest zapobieganie lub ograniczanie przedostawania się ich do środowiska wodnego, o ile jest to wykonalne. Można to osiągnąć dzięki połączeniu środków zapobiegawczych, w tym lepszej komunikacji ze społeczeństwem w zakresie racjonalnego zażywania farmaceutyków i usuwania leków (np. poprzez unikanie splukiwania nieużywanych leków w toalecie), edukacji lekarzy przepisujących leki i systematycznych programów odnoszących się do przyjmowania leków. Pomimo określenia przez WHO ryzyka, związanego z obecnością leków w wodzie pitnej, jako niskiego, pamiętajmy, że organizacja ta zaleca zbadanie możliwości w polepszeniu technologii oczyszczania ścieków w celu usunięcia z nich farmaceutyków i innych potencjalnych substancji zanieczyszczających, ze względu na fakt, że jest to ich główna droga przenikania do środowiska wodnego. [7]

Efekty uwalniania się farmaceutyków do środowiska:

Zgodnie z komunikatem KE większość środków farmaceutycznych zaprojektowano tak, aby:

- działały w niskich stężeniach;
- mogły być tolerowane przez organizm ludzki lub zwierzęcy;
- utrzymywały się wystarczająco długo, aby osiągnąć zamierzony efekt.

Farmaceutyki, które utrzymują się w środowisku, tj. substancje, które przenikają do niego wraz z wodą lub poprzez glebę, jak również farmaceutyki, których stężenia środowiskowe są stabilne z powodu stałego uwalniania, mogą stwarzać ryzyko ze względu na ich toksyczność lub podobne właściwości (np. związki zaburzające gospodarkę hormonalną). Badania, prowadzone w wielu krajach, wykazały bezpośredni wpływ na dziką faunę i florę niektórych substancji występujących nawet w niskich stężeniach w wodzie i glebie. w przypadku ryb, osobniki płci męskiej narażone na nawet niewielkie stężenia głównego składnika pigułki antykoncepcyjnej (estrogen) mogą zostać sfeminizowane ze względu na wpływ tej substancji na układ hormonalny, co bezpośrednio wpływa na zdolności reprodukcyjne populacji. w innych badaniach stwierdzono, że ryby narażone na niskie stężenia niektórych leków przeciwdepresyjnych zmieniają swoje zachowanie, a co za tym idzie może to wpływać na ich zdolność przeżycia. Diklofenak został znaleziony w tkankach ryb i wydr. Kilka lat temu stwierdzono także śmiertelne działanie tego leku na sępy w Azji, które były narażone na jego działanie ze względu na spożycie mięsa bydła, które było nim leczone [8]. Uważa się także, że spadek populacji chrząszczy gnilnych/gnojowych, przynajmniej częściowo, można przypisać stosowaniu leków przeciw pasożytniczych, w tym iwermektyny [9] u zwierząt gospodarskich. Ma to konsekwencje dla obiegu składników odżywczych, a także inne, pośrednie skutki dla ekosystemów, w tym rzadkich gatunków nietoperzy i ptaków, dla których skutki te mogą być znaczące. [10]

Dotychczas, zgodnie z Komunikatem KE oraz stanowiskiem WHO, nie mamy jednoznacznych dowodów na istnienie bezpośredniego wpływu obecności tych substancji w środowisku na stan zdrowia ludzi, niemniej jednak nie może to oznaczać ignorowania tego problemu w dłuższej perspektywie czasowej. Światowa Organizacja Zdrowia zwraca również uwagę, że nawet jeśli mamy do czynienia z małą koncentracją środków, ale występującą w wodzie pitnej, to ze względu na długotrwałą ekspozycję na działanie tych substancji, może ona powodować problemy u populacji wrażliwych. w konsekwencji podejścia WHO, przyjmując podejście ostrożnościowe, Komisja, w propozycji wniosku legislacyjnego dotyczącego dyrektywy w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi [11], zaproponowała nowe parametry oceny stanu jakościowego wody pitnej. Nowymi parametrami, wraz z wartościami rekomendowanymi przez WHO, są związki zaburzające funkcjonowanie układu hormonalnego tj. beta-estradiol; nonylfenol, bisfenol A.

8 Zgodnie odwołaniem w komunikacie KE: Verdu JR et al. 2015. Scientific reports 5:13912

9 Popularny lek na odrobaczanie zwierząt, a także stosowany miejscowo w leczeniu m.in. świerzb, trądziku różowatego;

10 Informacja za wynikami projektu LIFE NAT/BE/00160

11 Wniosek ws. dyrektywy Parlamentu Europejskiego i Rady w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi Bruksela, dnia 1.2.2018 COM(2017) 753 final 2017/0332(COD) <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/PL/TXT/DOC/?uri=CELEX:52017PC0753&from=EN>

W tym miejscu warto również wspomnieć, że od kilku lat prowadzone są w Europie i na świecie badania związane z występującą antybiotykoopornością. Obecność w wodzie i glebie niektórych substancji, stosowanych w leczeniu ludzi i zwierząt [12], może odgrywać istotną rolę w przyspieszeniu procesu rozwoju, utrzymywania i rozprzestrzeniania się lekoopornych bakterii oraz grzybic. Kwestie te zostały podjęte w ramach opracowanego przez KE w 2011 roku „Planu działania przeciwko rosnącym zagrożeniom związanym z opornością na środki przeciwdrobnoustrojowe” [13] a następnie zostały zrewidowane w 2017 roku, w ramach publikacji nowego planu działania. w 2018 roku (13 września) Parlament Europejski przyjął rezolucję „W sprawie europejskiego planu działania w dziedzinie zdrowia przeciwko oporności na środki przeciwdrobnoustrojowe”, wraz z kilkoma innymi rezolucjami w sprawie odporności na środki przeciwdrobnoustrojowe.

Braki w wiedzy

KE podkreśla, że nadal mamy braki w wiedzy odnośnie do farmaceutyków uwalnianych do środowiska – trzeba pamiętać, że większość z nich nie była poddana badaniom pod kątem ryzyka środowiskowego oraz wynikającego z tego ryzyka dla ludzi i zwierząt. w ramach prowadzonego monitoringu wód, zgodnie z Ramową Dyrektywą Wodną, kontrolowana jest tylko niewielka liczba tych substancji.

W komunikacie wskazano m.in, że:

- istnieje bardzo wąski monitoring w lokalizacji tzw. hot spot-ów czyli miejsc w których następuje zrzut ścieków np. ze szpitali;
- niewiele wiadomo o stężeniach w glebie/wodzie oraz o obecności mikroorganizmów odpornych na środki przeciwdrobnoustrojowe i genów odporności na środki przeciwdrobnoustrojowe;
- nieznanne są bliżej możliwe efekty skumulowane wynikające z połączonej obecności wielu środków farmaceutycznych i innych substancji chemicznych w środowisku – tzw. efekty „koktajlu”.

W tej sytuacji zostało zarekomendowane, aby w pierwszej kolejności zidentyfikować środki farmaceutyczne, które stwarzają ryzyko poprzez ich indywidualną obecność w środowisku, tak aby można było ukierunkować wysiłki związane z zarządzaniem ryzykiem. w przypadku farmaceutyków już dostępnych na rynku, dla których nie wykonano oceny ryzyka środowiskowego powinny zostać podjęte próby działań, w celu wskazania, które z nich powinny być ocenione w pierwszej kolejności.

Sytuacja w Polsce

W latach 2016–2017 [14] wykonano monitoring substancji z pierwszej listy obserwacyjnej (decyzja wykonawcza Komisji (UE) 2015/495), w tym: hormonów – 17- α -etynyloestradiolu, 17- β -estradiolu i estronu; antybiotyków makrolidowych [15] – erytromycyny, klarytromycyny i azytromycyny; diklofenaku. Badania przeprowadzono

12 antybiotyki oraz środki przeciwgrzybiczne

13 16939/11 [COM(2011) 748

14 Na podstawie danych roboczych przekazanych przez GIOS

15 Makrolidy to antybiotyki bakteriostatyczne o szerokim zakresie działania i wysokim bezpieczeństwie użytkowania. Stosowane są w leczeniu wielu przypadłości – od zapaleń górnych i dolnych dróg oddechowych, przez zapalenia dróg moczowych, aż do chorób wenerycznych.)

w 15 rzecznych punktach pomiarowo-kontrolnych. Wszystkie spośród podanych wyżej substancji odnotowano w stężeniach powyżej granicy oznaczalności w określonej części próbek pobranych w skali całego kraju, przy czym najwyższymi zawartościami w wodzie cechował się diklofenak (maks. zmierzone stężenie około 0,7 µg/l) i klarytromycyna (maks. zmierzone stężenie około 0,14 µg/l).

W latach 2018–2019, w 20 punktach pomiarowo-kontrolnych zlokalizowanych na rzekach prowadzony jest monitoring substancji z drugiej listy obserwacyjnej (decyzja wykonawcza Komisji (UE) 2018/840), w tym: hormonów – 17- α -etynyloestradolu [16], 17- β -estradolu i estronu; antybiotyków makrolidowych – erytromycyny, klarytromycyny i azytromycyny; innych antybiotyków – amoksycyliny i cyprofloksacyny [17]. Spośród wymienionych związków, w 2018 r. w wodach rzecznych stwierdzono występowanie w stężeniach powyżej granicy oznaczalności: 17- β -estradolu (maks. zmierzone stężenie około 0,002 µg/l) oraz estronu (maks. zmierzone stężenie około 0,01 µg/l). z uwagi na krótki dotychczasowy okres monitoringu (IV kwartał 2018 r.), pełen obraz występowania substancji z drugiej listy obserwacyjnej w rzekach Polski powinna dać kontynuacja badań w 2019 r.

Warto wspomnieć, że monitoring farmaceutyków jest również prowadzony w ramach Programu Monitoringu Wód Morskich, realizowanego w tym zakresie na zlecenie Głównego Inspektora Ochrony Środowiska.

W latach 2014–2017 na 9 stacjach monitoringu strefy głębokowodnej badano stężenia dwóch farmaceutyków w wodzie morskiej: diklofenaku i 17 α -etynyloestradolu.

W latach 2018–2021 badania stężenia dwóch farmaceutyków w wodzie morskiej: diklofenak i 17 α -etynyloestradol, zaplanowano na 11 stacjach.

Warto również podkreślić, że diklofenak został wykorzystany jako jeden ze wskaźników w ocenie stanu środowiska Bałtyku (*Stężenie substancji zanieczyszczających utrzymuje się na poziomie, który nie wywołuje skutków charakterystycznych dla zanieczyszczenia*) w krajowej aktualizacji wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich, przeprowadzonej zgodnie z art. 17 RDSM [18].

Wskaźnik oceniono w trzech głębokowodnych akwenach: Basenu Bornholmskiego, Basenu Gdańskiego oraz Basenu Gotlandzkiego. Średnie stężenie w każdym z akwenów wynosiło 0,08 ng/dm³ (przy wartości granicznej 10 ng/dm³), co oznacza, że biorąc pod uwagę diklofenak i jego stężenia został osiągnięty dobry stan środowiska (GES [19]).

Ponadto diklofenak, jako wskaźnik testowy, został wykorzystany w przygotowanym przez HELCOM w ocenie stanu środowiska Morza Bałtyckiego *State of the Baltic Sea Report 2018* [20].

16 Etynyloestradol (łac. Ethinylestradiolum) – syntetyczny estrogen, składnik większości współczesnych dwuskładnikowych środków antykoncepcyjnych. Zastępuje fizjologiczne estrogeny, których powstawanie jest zahamowane w czasie przyjmowania leków tego typu. Etynyloestradol jest pochodną naturalnego estradiolu, która nie ulega strawieniu w przewodzie pokarmowym po podaniu doustnym.

17 Cyprofloksacyna – organiczny związek chemiczny, chemioterapeutyk. Wydalany głównie w postaci niezmięnionej z moczem i częściowo z kałem, osiągając w nich duże stężenia.

18 Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2008/56/WE z dnia 17 czerwca 2008 r. ustanawiająca ramy działań Wspólnoty w dziedzinie polityki środowiska morskiego (dyrektywa ramowa w sprawie strategii morskiej)

19 Good Environmental Status – DECYZJA KOMISJI (UE) 2017/848 z dnia 17 maja 2017 r. ustanawiająca kryteria i standardy metodologiczne dotyczące dobrego stanu środowiska wód morskich oraz specyfikacje i ujednolicone metody monitorowania i oceny, oraz uchylająca decyzję 2010/477/UE

20 <http://www.helcom.fi/baltic-sea-trends/holistic-assessments/state-of-the-baltic-sea-2018>

Działania planowane na najbliższe lata przez KE w ramach podejścia strategicznego

- określenie działań, które należy podjąć lub zbadać w celu rozwiązania potencjalnego ryzyka związanego z pozostałościami farmaceutycznymi w środowisku, a także przyczynienie się do działań Unii w zakresie zwalczania oporności na środki przeciwdrobnoustrojowe;
- zachęcanie do innowacji tam, gdzie może to pomóc w przeciwdziałaniu zagrożeniom oraz promowanie gospodarki w obiegu zamkniętym poprzez ułatwianie recyklingu zasobów, takich jak woda, osady ściekowe i obornik;
- zidentyfikowanie luk w wiedzy i przedstawienie możliwych rozwiązań celem ich wypełnienia;
- zagwarantowanie, że działania, mające na celu przeciwdziałanie ryzyku, nie zagrażają dostępowi do bezpiecznych i skutecznych terapii farmaceutycznych dla pacjentów i zwierząt.

Polityka UE

Przede wszystkim za najistotniejsze uważane są regulacje dotyczące produktów medycznych, które są podstawowym instrumentem zapewniającym jakość, bezpieczeństwo oraz skuteczność farmaceutyków stosowanych u ludzi i zwierząt, a także zapewniających ich bezpieczeństwo dla środowiska. Obecnie środowiskowa ocena ryzyka jest obowiązkowa dla autoryzacji rynkowej produktów farmaceutycznych przeznaczonych do użytku weterynaryjnego oraz dla ludzi. w przypadku produktów weterynaryjnych jest to brane pod uwagę przy ocenie korzyści i ryzyka. Podejście to zostało wzmocnione w ramach nowej legislacji w tym zakresie (2019 r.) [21]. Pomimo to, nadal wiele farmaceutyków to produkty, które są wyłączone z większości zapisów dotyczących unijnych regulacji w zakresie substancji chemicznych. Zgodnie z zapisami w dyrektywie REACH [22] rec. 70 „(...) w przypadku każdej substancji, dla której udzielono zezwolenia, oraz każdej innej substancji, dla której nie jest możliwe ustalenie bezpiecznego poziomu narażenia, należy zawsze podjąć środki w celu zminimalizowania – w miarę technicznych i praktycznych możliwości – narażenia i emisji, tak aby zminimalizować prawdopodobieństwo wystąpienia niekorzystnych skutków.” Zapisy te jednak zostały uznane przez KE w komunikacie za niewystarczające do kontroli farmaceutyków.

Podejście strategiczne KE polega również na tym, że działania podejmowane przez DG Środowisko stanowią uzupełnienie innych działań, w tym niedawno przyjętej strategii dotyczącej substancji zaburzających gospodarkę hormonalną [23] (wypracowaną przez DG SANTE Zdrowie i Bezpieczeństwo Żywności), wiąże się ono także z szeregiem innych aktualnych i najnowszych inicjatyw Komisji, w tym oceną dyrektywy dotyczącej

21 Rozporządzenie Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) 2019/6 z dnia 11 grudnia 2018 r. w sprawie weterynaryjnych produktów leczniczych i uchylające dyrektywę 2001/82/WE; (L 4/43);

22 ROZPORZĄDZENIE (WE) NR 1907/2006 PARLAMENTU EUROPEJSKIEGO I RADY z dnia 18 grudnia 2006 r. w sprawie rejestracji, oceny, udzielania zezwoleń i stosowanych ograniczeń w zakresie chemikaliów (REACH) i utworzenia Europejskiej Agencji Chemikaliów, zmieniające dyrektywę 1999/45/WE oraz uchylające rozporządzenie Rady (EWG) nr 793/93 i rozporządzenie Komisji (WE) nr 1488/94, jak również dyrektywę Rady 76/769/EWG i dyrektywy Komisji 1/155/EWG, 93/67/EWG, 93/105/WE i 2000/21/WE

23 Komunikat Komisji Do Parlamentu Europejskiego, Rady, Europejskiego Komitetu Ekonomiczno-Społecznego i Komitetu Regionów: Bardziej kompleksowe ramy Unii Europejskiej w obszarze substancji zaburzających funkcjonowanie układu hormonalnego Bruksela, dnia 7.11.2018 r. COM(2018) 734 final

oczyszczania ścieków komunalnych i innych kluczowych elementów unijnego prawa wodnego, wniosków legislacyjnych dotyczących rozporządzenia w sprawie ponownego wykorzystania wody i rewizji dyrektywy w sprawie wody pitnej oraz oceny przepisów dotyczących chemikaliów.

Działania proponowane przez KE

Jako niezbędne do podjęcia kroki, mając na względzie potrzeby zdrowia publicznego oraz relacji kosztów i efektywności zaproponowanych rozwiązań, KE wskazuje na konieczność:

- stworzenia propozycji środków, niezbędnych do podjęcia na poziomie UE oraz państw członkowskich, w celu zbadania problemu możliwych oddziaływań środowiskowych substancji leczniczych,
- wypracowania właściwego podejścia związanego z redukcją zrzutów, emisji oraz strat takich substancji w środowisku wodnym.

Działania te będą wdrażane przez KE m.in. poprzez:

- **realizację działań, zaadresowanych do sektora opieki zdrowotnej i weterynaryjnej**, zwiększających świadomość (w tym sektorze) co do wpływu na środowisko leków oraz promujących ostrożność w ich stosowaniu; organizację szkoleń oraz wymiany wiedzy i dobrych praktyk pomiędzy państwami członkowskimi, zacieśnienie współpracy z WHO;
- **wspieranie rozwoju farmaceutyków mniej szkodliwych dla środowiska** oraz promocję „zielonej” produkcji, tj. wspieranie produkcji leków, które są bardziej podatne na rozkładanie się do substancji nieszkodliwych dla środowiska, także w **ramach procesu oczyszczania ścieków**. KE będzie również starać się stworzyć możliwości finansowania tych działań ze środków wieloletnich ram finansowych 2021-2027 (budżet UE); zaangażowanie sektora farmaceutycznego w realizację celów komunikatu oraz zbadanie możliwości w jaki sposób rozszerzona odpowiedzialność producenta mogłaby wspierać działania związane z **poprawą efektywności oczyszczania ścieków**;
- **doskonalenie oceny i przeglądu ryzyka środowiskowego** (we współpracy z Europejską Agencją Medyczną oraz państwami członkowskimi) - w tym także rozważenie wypracowania wytycznych do oceny ryzyka produktów medycznych stosowanych w akwakulturze, wraz z wypracowaniem rekomendacji dla zarządzania tym ryzykiem;
- **redukcja marnotrawstwa oraz poprawa zarządzania odpadami** (we współpracy z Europejską Agencją Medyczną oraz państwami członkowskimi) poza działaniami zmierzającymi do optymalizacji wielkości opakowań (jedynie wielkość w niezbędnej dla leczenia dawce), także wymianę dobrych praktyk (pomiędzy specjalistami pracującymi w sektorze ochrony zdrowia) dotyczących bezpiecznego (środowiskowo) przechowywania leków oraz odpadów medycznych; poprawę systemów zbierania niewykorzystanych farmaceutyków. Kolejnymi działaniami rekomendowanymi w odniesieniu do **oczyszczania ścieków komunalnych**, w ramach badania skuteczności obowiązującej w tym obszarze legislacji wskazano **przygotowanie oceny pod kątem tego, czy emisje farmaceutyków są obecnie właściwie kontrolowane oraz zbadanie możliwości wprowadzenia, na selektywnie wybranych oczyszczalniach ścieków, bardziej zaawansowanych technologicznie metod ich oczyszczania**. KE rozważa również pracę nad ulepszeniem Kodeksu Dobrych Praktyk

Rolniczych, w odniesieniu do zarządzania zanieczyszczeniami, włączając w to kwestie farmaceutyków obecnych w oborniku;

- **rozszerzenie monitoringu środowiskowego – w tym wspieranie badań dotyczących monitorowania substancji indywidualnie oraz mieszanin tych substancji w wodach morskich oraz słodkich**, glebie, osadach, faunie i florze; zbadanie, wraz ze wszystkimi interesariuszami, włączając w to **władze oraz podmioty zajmujące się oczyszczaniem ścieków**, możliwości **zgromadzenia danych dotyczących zrzutów z potencjalnych hot spotów** oraz możliwości rozwoju monitoringu on-line i udostępniania danych (Platforma Informacyjna dla monitoringu chemicznego) dotyczących źródeł oraz potencjalnej ekspozycji;
- **uzupełnienie luk w wiedzy** – ekotoksyczność i cykl życia środków farmaceutycznych, w szczególności tych, które nie podlegają jeszcze ocenie ryzyka środowiskowego; powiązania między obecnością środków przeciwdrobnoustrojowych w środowisku (jeśli to możliwe, także drogi ich przenikania i naturalna obecność genów odporności na środki przeciwdrobnoustrojowe) i rozwój oraz rozpowszechnianie się odporności na środki przeciwdrobnoustrojowe; efektywne kosztowo metody ograniczania obecności środków farmaceutycznych, w ramach paradygmatu gospodarki o obiegu zamkniętym: środków przeciwdrobnoustrojowych w gnojowicy, oborniku i osadach ściekowych.

Warto wspomnieć, że Komisja zorganizowała w maju 2019 roku [24] specjalne spotkanie z państwami członkowskimi (dyrektorzy wodni), przedstawicielami organizacji branżowych, w tym EurEau, Europejskiej Federacji Przemysłu Farmaceutycznego (EFPIA); OECD, komisji rzecznych. w zgodnej opinii uczestników, w przypadku ścieków komunalnych, największa emisja pochodzi z gospodarstw domowych (90%), a około 10% pochodzi ze szpitali i ośrodków opieki.

Podejścia do rozwiązywania problemu są bardzo podobne w różnych państwach członkowskich, obejmując wszystkie łańcuchy od produkcji i dostaw do konsumpcji. Obejmują one „koktajl” środków, przy czym bardziej efektywne oczyszczanie ścieków (np. technologia ozonu i węgla aktywnego – czyli oczyszczanie) stanowi centralny aspekt wszystkich podejść. Selektywna modernizacja oczyszczalni ścieków w celu radzenia sobie z substancjami jest skuteczna tam, gdzie zidentyfikowano znaczące presje (poziom środków farmaceutycznych w zrzucie oczyszczonych ścieków). Inne działania obejmują zaangażowanie zainteresowanych stron, kampanie komunikacyjne i informacyjne stanowią również ważną część strategii krajowych w ograniczeniu uwalniania się farmaceutyków do środowiska.

W zakresie antybiotykoodporności, zgodnie z danymi DG SANTE, 33 000 pacjentów umiera rocznie w wyniku zakażeń wywołanych przez odporne bakterie, z 667 000 rocznie zakażeń w UE. Przewiduje się 10 milionów zgonów rocznie z powodu oporności na środki przeciwdrobnoustrojowe w latach 2015–2050 na całym świecie. w 2017 r. (29 czerwca) przyjęto nowy, unijny plan działania w zakresie jednego zdrowia w zakresie AMR (ang. antimicrobial resistance przeciwko zagrożeniom AMR, plan działania obejmujący 75 działań. Ponadto firmy muszą opracować ocenę ryzyka środowiskowego (ERA – Environmental Risk Assessment) podczas opracowywania nowych leków. Wytyczne dotyczące ERA [25] są obecnie poddawane przeglądowi, a termin konsultacji publicznych upływa 30 czerwca 2019 r.

24 1st Workshop on Pharmaceuticals in the Environment, Bruksela 13 maja 2019 r.

25 https://www.ema.europa.eu/en/documents/scientific-guideline/draft-guideline-environmental-risk-assessment-medicinal-products-human-use-revision-1_en.pdf

Ciekawe podejście do problemu przedstawiła Holandia, w ramach krajowej strategii mającej na celu przeciwdziałanie odporności na środki przeciwdrobnoustrojowe i ocenę stosowania, usuwania. Wprowadzono program odpowiedniego stosowania leków, zalecający ich skuteczne stosowanie. Celem programu jest także zmniejszenie liczby osób cierpiących na choroby przewlekłe. w opinii administracji holenderskiej podejście ma doprowadzić do zmniejszenia uwalniania się farmaceutyków do wody, ze względu na zaadresowanie jego działań do głównego źródła (spożycia przez ludzi). w ramach tych działań istnieje również program dot. recept, który pozwala na początkowy okres 15-dniowego przepisywania leków, tak aby uniknąć ich marnotrawstwa. Istnieje również możliwość, aby pacjenci przynosili leki do szpitali, aby uniknąć przepisywania ich dodatkowo w szpitalu (redukcja odpadów). Obecnie Holandia jest światowym liderem w selektywnym przepisywaniu antybiotyków.

Szwajcaria kwestie zanieczyszczeń farmaceutykami rozwiązuje wraz z mikrozanieczyszczeniami w ramach planu działania obejmującego: stosowanie pestycydów, przyjęcia środków na poziomie przemysłu i handlu (analiza sytuacji jest nadal w toku), działania na oczyszczalni ścieków oraz oczyszczanie wód opadowych i rekultywacja terenów zanieczyszczonych. Przyjęto mieszany model rozwiązywania problemu, wybrano 12 substancji reprezentujących szeroki zakres zanieczyszczeń organicznych i są one stosowane się do oceny jakości ich usuwania, przy czym cel eliminacji wynosi 80%. Środki zapobiegawcze obejmują modernizację wybranej oczyszczalni ścieków za pomocą odpowiednich technologii (technologia ozonu i węgla aktywnego) z podziałem na dwie technologie. Dotychczas 130 z około 800 oczyszczalni zostało zmodernizowanych. Zostały one wyselekcjonowane pod kątem najwyższej skuteczności. Administracja szwajcarska przewiduje, że modernizacja oczyszczalni ścieków będzie kosztować 60 mln CHF rocznie do 2040 r. Modernizacja jest finansowana z opłaty podatkowej, na mocy porozumienia z operatorami oczyszczalni ścieków. Opłata ta wynosi około 8 euro rocznie. Co ciekawe, biorąc pod uwagę działania podjęte w oczyszczalniach ścieków, Szwajcaria zdecydowała się nie wprowadzać dodatkowego oczyszczania w szpitalach, ze względu na brak efektywności kosztowej takich działań.

Podsumowanie

KE zakłada, że część działań będzie prowadzona do 2020, ale za kluczowe uważa także zakończenie, trwającego od 2017 roku, procesu przeglądu skuteczności (tzw. fitness check) Ramowej Dyrektywy Wodnej oraz pozostałej legislacji w obszarze gospodarki wodnej. KE podkreśla, że niezbędne jest zaangażowanie w ten proces wszystkich interesariuszy, związanych z całym cyklem życia farmaceutyków, począwszy od instytucji odpowiedzialnych za te kwestie w państwach członkowskich, przemysł farmaceutyczny, specjalistów medycznych oraz weterynaryjnych, pacjentów, rolników, sektora gospodarki wodnej celem wypracowania bardziej zrównoważonego, zasobooszczędnego korzystania z farmaceutyków. Decyzja co do dalszych działań będzie już należeć do nowej Komisji. Niewątpliwie jednak, biorąc pod uwagę fakt starzenia się społeczeństwa oraz szerokiego dostępu do leków, w tym leków typu OTC [26] zawierających diklofenak, niezbędne jest włączenie się polskiej nauki w działania zaplanowane przez Komisję Europejską.

26 OTC (ang. over-the-counter drug) – leki wydawane bez recepty lekarskiej.

Zanieczyszczenia mikrobiologiczne wód w Polsce

Małgorzata Kacprzak

Instytut Inżynierii Środowiska, Wydział Infrastruktury i Środowiska Politechnika Częstochowska, Częstochowa

Wstęp

Światowa Organizacja Zdrowia (WHO) w swoich wytycznych zwraca uwagę, że najważniejsze jest zapewnienie mikrobiologicznie bezpiecznej wody do picia, ponieważ to mikroorganizmy chorobotwórcze stanowią największe zagrożenie jakości wody, zarówno w krajach rozwiniętych, jak i rozwijających się. Bezpieczeństwo zdrowotne wody w Polsce odnosi się nie tylko do monitoringu jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi. Państwowa Inspekcja Sanitarna monitoruje stan mikrobiologiczny wód w kąpieliskach, badana jest jakość rzek oraz wód podziemnych jako rezerwuarów wody pitnej. Już samo określenie ogólnej liczby mikroorganizmów jest przydatne do oceny jakości zarówno wody ujmowanej, jak i do monitorowania procesów uzdatniania wody, w tym wtórnego zanieczyszczenia systemów dystrybucji wody (GIS, 2018). Postępująca globalizacja, zmiany klimatyczne i powszechność przemieszczania się populacji ludzkiej czy to w celach zarobkowych, turystycznych czy z powodów politycznych przyczyniają się do migracji i dostosowywania się mikroorganizmów do nowych warunków. Temperatura wody w akwenach wodnych zależy od wielkości napromieniowania słonecznego, temperatury powietrza, głębokości akwenu, powierzchni i ukształtowania dna przy brzegu oraz jego zalesienia, a także od przepływu wód rzecznych i prędkości wiatru. Porównując średnią roczną temperaturę wody w dwóch jeziorach (Sławskie i Raduńskie Górne) dla kolejnych 5-let: 2006–2010 i 2011–2015, potwierdzono wzrost temperatury w stosunku do okresu 2001–2005: Jezioro Sławskie z 11,3° do 11,6°C i 11,9°C, Raduńskie Górne z 9,8° do 10,0° i 10,1°C (Kozłowski i Michalska 2016). Choć podwyższenie temperatury sprzyja niewątpliwie procesom namnażania mikroorganizmów czy pojawianiu się w polskich wodach mikroorganizmów „ciepłolubnych”, nie zawsze jest korzystne dla wydłużenia czasu ich przeżywalności.

W ostatnich latach, coraz częściej w wielu krajach wykrywane są nieobecne dotąd drobnoustroje wodne. w Polsce pod koniec maja 2009 r. w wodach warszawskiego Jeziorka Czerniakowskiego odnotowano obecność przecinkowca cholery; w wodzie tego popularnego akwenu znaleziono także bakterie salmonelli, paciorkowce i gronkowce. Nie oznacza to jednak, że w Polsce rośnie zagrożenie mikrobiologiczne wód. Szybki rozwój metod detekcji drobnoustrojów oraz rozszerzanie zakresu badań monitoringowych poprzez zapisy prawne, a także dostępność danych pozwala na przeprowadzenie aktualnej analizy stanu sanitarnego środowiska wodnego w Polsce.

Prawodawstwo

Jakość mikrobiologiczną wód w Polsce reguluje szereg rozporządzeń zarówno Ministra Środowiska jak i Ministra Zdrowia:

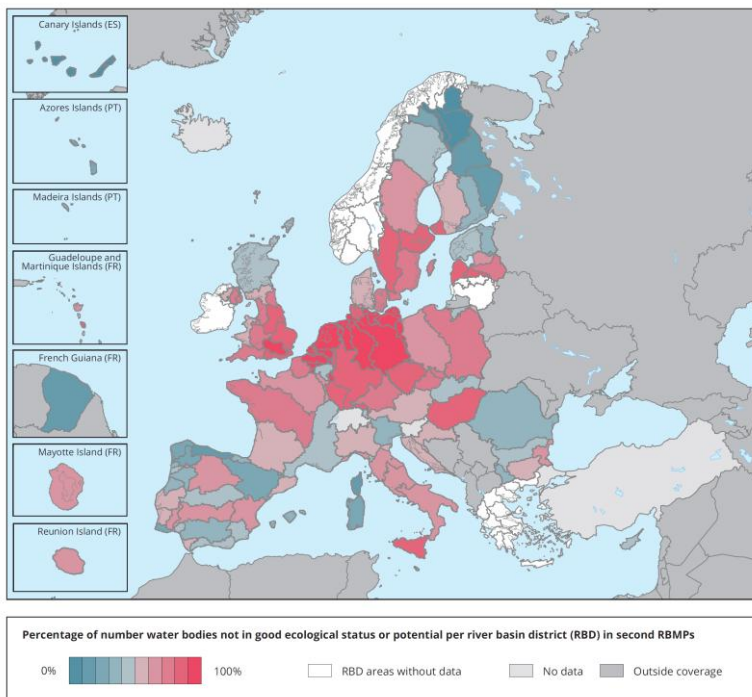
- Rozporządzenie Ministra Zdrowia z dnia 7.12.2017 r. w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi. (Dz.U. poz. 2294);

- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 27.11.2002 r. w sprawie wymagań, jakim powinny odpowiadać wody powierzchniowe wykorzystywane do zaopatrzenia ludności w wodę przeznaczoną do spożycia. (Dz.U. Nr 204, poz. 1728);
- Rozporządzenie Ministra Zdrowia z dnia 17.01.2019r. w sprawie nadzoru nad jakością wody w kąpielisku i miejscu okazjonalnie wykorzystywanym do kąpeli. (Dz. U. z 2019 r. poz. 255);
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 2.02.2011 r. w sprawie profilu wody w kąpielisku. (Dz.U. Nr 36 poz. 191);
- Rozporządzenie Ministra Zdrowia z dnia 21.12.2018r. w sprawie ewidencji kąpielisk oraz sposobu oznakowania kąpielisk i miejsc okazjonalnie wykorzystywanych do kąpeli. (Dz. U. z 2018 poz. 2476);
- Rozporządzenie Ministra Zdrowia z dnia 9.11.2015 r. w sprawie wymagań, jakim powinna odpowiadać woda na pływalniach (Dz. U. poz. 2016).

Najbardziej rygorystyczne prawo odnosi się do jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi, gdzie obowiązkiem badań objęte są: i) *Escherichia coli*, bakterie grupy coli, ogólna liczba mikroorganizmów występująca w temp. 22°C zgodnie z załącznikiem A Rozporządzenia MZ; ii) *Escherichia coli*, bakterie grupy coli, ogólna liczba mikroorganizmów występująca w temp. 22°C, Enterokoki, *Clostridium perfringens* (łącznie ze sporami) zgodnie z załącznikiem B Rozporządzenia MZ. Występowanie *C. perfringens* należy badać w wodzie z ujęć powierzchniowych i mieszanych zgodnie z załącznikiem C, Rozporządzenia MZ. Natomiast w załączniku nr 1D wprowadzono obowiązek badania „cieplej” wody w kierunku występowania bakterii z rodzaju *Legionella* sp. w budynkach zamieszkania zbiorowego oraz w zamkniętych zakładach opieki zdrowotnej co wynika z zagrożeń, jakie niesie za sobą występowanie bakterii z rodzaju *Legionella* w wodzie przeznaczonej do spożycia przez ludzi.

Jakość ekologiczna wód Europy

W 2018 roku, Agencja Ochrony Środowiska (European Environment Agency-EEA) wydała raport odzwierciedlający jakość wód w Europie (rys. 1). Oczywiście do oceny stanu ekologicznego brano pod uwagę nie tylko wskaźniki biologiczne wód, ale także szereg parametrów chemicznych, jednak widać wyraźnie, że jakość wód w Polsce nie jest dobra w porównaniu do krajów skandynawskich czy południa Europy, jest jednak wyraźnie lepsza niż np. w Niemczech, a porównywalna do Francji czy Włoch.



Rys. 1. Udział wód o złym stanie ekologicznym w obszarach dorzeczy zgodnie z Planami Gospodarowania Wodami (EEA, 2018).

Rodzaje zanieczyszczeń mikrobiologicznych

W wodach występuje szereg drobnoustrojów: wirusów, bakterii, grzybów, glonów, pierwotniaków oraz produktów ich przemiany materii. Liczebność, skład gatunkowy biocenozy ale także aktywność mikroorganizmów zależy przede wszystkim od warunków klimatycznych (temperatura, dostępność tlenu) oraz troficznych (ilość łatwo przyswajalnego węgla). Trofia zbiornika decyduje bowiem o produkcji pierwotnej i biomasy. Wskaźnikami troficzności są koncentracja fosforu i azotu, koncentracja chlorofilu i przezroczystość wody oraz warunki tlenowe w warstwach przydennych. Najliczniejsze populacje drobnoustrojów zamieszkują okresowo zbiorniki eutroficzne o dużej zawartości pierwiastków biogenych (azot, fosfor), która sprzyja procesom życiowym mikroorganizmów. Najmniej liczbowe populacje występują w oligotroficznych, ubogich w pierwiastki biogenne, choć różnicowanie jakościowe zbiorników może nie być w takich zbiornikach niższe. Badania ilościowe zbiorników mikroorganizmów psychrofilnych i mezofilnych w próbkach pobranych z rzeki Wisły w okolicach Warszawy wskazały na silną dodatnią zależność statystyczną między liczbą bakterii psychrofilnych i mezofilnych a temperaturą wody w rzece Wiśle (Augustynowicz i wsp. 2017). Autorzy wykazali także, że wraz ze wzrostem wartości biochemicznego zapotrzebowania na tlen (BZT_5) w wodzie zwiększa się liczba bakterii psychrofilnych i mezofilnych. Jednak spadek zawartości tlenu rozpuszczonego (a tym samym pogarszające się warunki tlenowe) powodował zmniejszenie liczby badanych drobnoustrojów.

Uważa się, że to mikrowarstwa przypowierzchniowa (tworząca się na styku atmosfery i hydrosfery) posiada dużą zdolność do gromadzenia zwiększonych ilości mikroorganizmów i substancji chemicznych. Bakteriologiczne badania Zbiornika Mietkowskiego (znajdującego się w granicach Parku Krajobrazowego Dolina Bystrzycy) wskazały na wysoką zawartość bakterii psychrofilnych i mezofilnych w tej warstwie zbiornika wodnego (Kubicz 2014).

Drobnoustroje występujące w wodzie można podzielić na trzy grupy:

- autochtoniczne mikroorganizmy wodne – na ogół nieszkodliwe dla człowieka,
- allochtoniczne mikroorganizmy glebowe – splukiwane do wody wraz z opadami, nieszkodliwe dla człowieka,
- allochtoniczne drobnoustroje ściekowe – w tym chorobotwórcze dla człowieka.

Wodne mikroorganizmy autochtoniczne to w przewadze psychotrofy i psychofile (ich wzrost jest możliwy poniżej 10°C, a optymalna temperatura nie przekracza 20°C). Ze względu na niskie temperatury rozwoju grupa ta nie powinna stanowić zagrożenia dla zdrowia człowieka oraz innych organizmów stałocieplnych. Psychofile należą do hetero-, chemo- i fotoautotrofów. Są w większości względnie beztlenowcami i tlenowcami. Do typowych wodnych autochtonicznych bakterii heterotroficznych należą m.in. gatunki należące do rodzajów: *Pseudomonas*, *Vibrio*, *Aeromonas*, *Spirillum*, *Achromobacter*, *Micrococcus*, *Flavobacterium*, *Serratia*, *Chromobacterium* oraz *Sphaerotilus*, *Beggiatoa*, *Thiothrix*. w osadach dennych ze względu na warunki anoksydacyjne i obecność polisacharydów liczne są bakterie celulołityczne, bakterie wodorowe, metanowe oraz bakterie z rodzaju *Desulfovibrio*.

Natomiast mikroflora allochtoniczna zwykle występuje okresowo w naturalnym środowisku wodnym. Związane to jest z tym, że duża grupa gatunków mikroorganizmów allochtonicznych (przede wszystkim heterotroficznych bakterii mezofilnych związanych z organizmami stałocieplnymi) z optimum wzrostu 30 do 40 °C nie ma zdolności do prowadzenia procesów namnażania w środowisku wodnym, ale mogą w nim przeżywać.

Z kolei bakterie pochodzące z gleby są splukiwane do wody wraz z opadami. w wodach silnie zanieczyszczonych, o dużej zawartości materii organicznej mogą przeżyć przez długi czas. Obok form wegetatywnych bakterii heterotroficznych, występują też bakterie sporujące, należące głównie do tlenowych laseczek przetrwalnikujących rodzaju *Bacillus* lub do beztlenowców *Clostridium*.

Dużą część mikroorganizmów żyjących w wodzie to organizmy patogeniczne – Amerykańska Agencja Ochrony Środowiska (EPA) zidentyfikowała ponad 500 patogenów, które mogą stanowić potencjalny problem chorobotwórczy dla ludzi w wodzie pitnej; (tablica 1, Ashbolt 2015). Oprócz typowych patogenów jelitowych, które dostają się do organizmu człowieka drogą pokarmową, coraz większego znaczenia nabierają tzw. mikroorganizmy oportunistyczne, które mogą infekować również innymi drogami (najczęściej wziewną), (Kacprzak i Kupich 2019).

Tablica 1. Uznane i potencjalne patogeny w wodzie pitnej, (Ashbolt 2015).

Grupy mikroorganizmów	jelitowe		oportunistyczne	
	uznane	potencjalne	uznane	potencjalne
Wirusy	<i>Adenovirus</i> 40 i 41 <i>Avipolyomavirus</i> ^a <i>Enterovirus</i> A–D <i>Hepatitis</i> a i E <i>Norovirus</i> G1 i G2 <i>Rotavirus</i> A <i>Sapovirus</i> G1	<i>Mamastrovirus</i> 1 <i>Orthoreovirus</i> C	brak	<i>Mimivirus</i> ^b <i>Mamavirus</i> ^b
Bakterie	<i>Aeromonas hydrophila</i> ^c <i>Campylobacter coli</i> <i>C. jejuni</i> <i>Salmonella enterica</i> <i>Shigella sonnei</i> <i>Vibrio cholerae</i> ^e	<i>Acinetobacter baumannii</i> ^c <i>Arcobacter butzleri</i> <i>Helicobacter pylori</i> <i>Clostridium difficile</i> ^c <i>Listeria monocytogenes</i> <i>Pseudomonas aeruginosa</i> ^c <i>Staphylococcus aureus</i> ^c <i>Yersinia enterocolitica</i>	<i>Legionella longbeachae</i> ^d <i>Legionella micdadei</i> ^d <i>Legionella pneumophila</i> ^d <i>Escherichia coli</i> O157:H7 ^f NTM ^{c,d,g} <i>Pseudomonas aeruginosa</i> ^c	<i>Acinetobacter baumannii</i> ^c <i>Aeromonas hydrophila</i> ^c ARB (Afipia, Bosea, Parachlamydia spp., <i>Coxiella burnetii</i>) ^d <i>E. coli</i> <i>Listeria monocytogenes</i> ^d <i>Staphylococcus aureus</i> ^c <i>Stenotrophomonas maltophilia</i> ^{c,d}
Pierwotniaki	<i>Cryptosporidium hominis</i> i <i>parvum</i> <i>Cyclospora cayetanensis</i> <i>Giardia intestinalis</i> A i B <i>Toxoplasma gondii</i>	<i>Blastocystis hominis</i>	<i>Acanthamoeba</i> T4 <i>Balamuthia mandrillaris</i> <i>Naegleria fowleri</i>	<i>Acanthamoeba</i> spp. ^d <i>Vahlkampfia</i> spp. ^d <i>Vannella</i> spp. ^d <i>Vermamoeba vermiformis</i> ^d
Grzyby	<i>Microsporidia</i> (e.g. <i>Encephalitozoon bienersi</i> , <i>E. intestinalis</i>)	<i>Candida albicans</i>	brak	<i>Aspergillus fumigatus</i> <i>Aspergillus terreus</i> <i>Candida albicans</i> <i>Candida parapsilosis</i> <i>Exophiala dermatitidis</i>

NTM – prątki niegruźlicze, ARB – bakterie odporne na ameby

^a głównym gatunkiem jest JC polyomavirus, który jest w dużej mierze wydalany z moczem, ponieważ infekuje nerki wraz z układem oddechowym lub mózg;

^b *Acanthamoeba polyphaga mimivirus* (APMV) może powodować choroby układu oddechowego i nieznane skutki zdrowotne wywołane przez Mamavirus;

^c większość szczepów ze środowiska może być niepatogenna, jednak w przyszłości istnieje potencjał do lekooporności;

^d głównie niepatogenne organizmy zawierające ARB;

^e duży potencjał do powtórnego pojawienia się;

^f *E. coli* wytwarzające werotoksynę (także różne wewnątrzkomórkowe szczepy *Salmonella* i *Listeria*) oraz niepatogenne bakterie *E. coli* w biofilmach;

^g Różne NTM, w tym kompleks *Mycobacterium avium* (*M. intracellulare*), *M. chelonae*, *M. fortuitum*, *M. goodii* i *M. kansasii*.

Źródła zanieczyszczeń

Najbardziej istotnym źródłem zanieczyszczeń mikrobiologicznych wód są fekalia. Co ciekawe nie muszą one pochodzić tylko ze źródeł antropogenicznych, czy hodowli zwierząt, ale także od dzikich zwierząt np. dużych kolonii ptaków. Może to wpływać na problem jakości wody w całej zlewni. Badania wód Górnej Narwi, od Zbiornika Siemianówka po profil Strękowa Góra wykonane przez Frąk i Jankiewicz (2013) wykazały stałą obecność bakterii *Escherichia coli*. Autorki zwróciły szczególną uwagę na problem zrzutów ścieków komunalnych oraz nieprawidłową gospodarkę wodną w pobliżu gospodarstw rolnych i zabudowań rekreacyjnych użytkowanych okresowo. Liczba bakterii zwiększała się w okresie letnim. Ścieki oczyszczone wciąż mogą być źródłem zanieczyszczeń mikrobiologicznych. w badaniach Fijałkowskiego i wsp. (2014) wykazano obecność *Escherichia coli* (w tym serotypu 0157: H7) w ściekach oczyszczonych niezależnie od pory roku. Badania Frączka i wsp. (2015) przeprowadzone na terenie oraz w otoczeniu składowiska odpadów komunalnych Barycz w Krakowie wykazały, że składowiska odpadów (a przede wszystkim odcieki z takich instalacji) mogą być źródłem znacznego skażenia mikrobiologicznego okolicznych wód powierzchniowych (w tym przypadku był to potok Malinka). Drobnoustroje dostają się do wód powierzchniowych nie tylko w sposób niejako naturalny (np. fekalia dzikich zwierząt, z opadami, odciekami czy w wyniku wprowadzania ścieków oczyszczonych do odbiornika), ale także w wyniku działania gwałtownych zjawisk atmosferycznych – przede wszystkim powodzi. Badania Prędeckiej i wsp. (2019) wykazały, że stan sanitarny rzeki Wisły po opadnięciu fali powodziowej w 2010 r. charakteryzował się dużą zmiennością wraz z nurtem biegu rzeki i czasem przejścia fali powodziowej. Odnotowano przekroczenie wartości normatywnych w przypadku wartości indeksów bakterii grupy coli oraz bakterii grupy coli typu kałowego. z kolei Ślusarczyk i Czaplicka-Kotas (2012) w badaniach prowadzonych na próbkach wody ze Zbiornika Goczałkowickiego obserwowali największy wzrost liczby bakterii potencjalnie patogenicznych (typu coli i *Escherichia coli*) w czasie pierwszej fali powodziowej. Istotnym źródłem zanieczyszczenia wód może być też rolnicze wykorzystanie odchodów zwierzęcych, przede wszystkim gnojowicy. Jak podaje Skowron i wsp. (2015) w gnojowicy bytują m.in.: *Brucella* spp., *Chlamydia* spp., *E.coli* (w tym enteropatogenne szczepy odporne na antybiotyki), *Leptospira* spp., *Rickettsia* spp., *Salmonella* spp., *Treponema hyodysenteriae*, *Bacillus anthracis*, *Erysipelothrix rhusiopathiae*, *Mycobacterium* spp. (m.in. *M. tuberculosis*, *M. bovis*, *M. avium* complex), *Listeria monocytogenes*, *Yersinia*

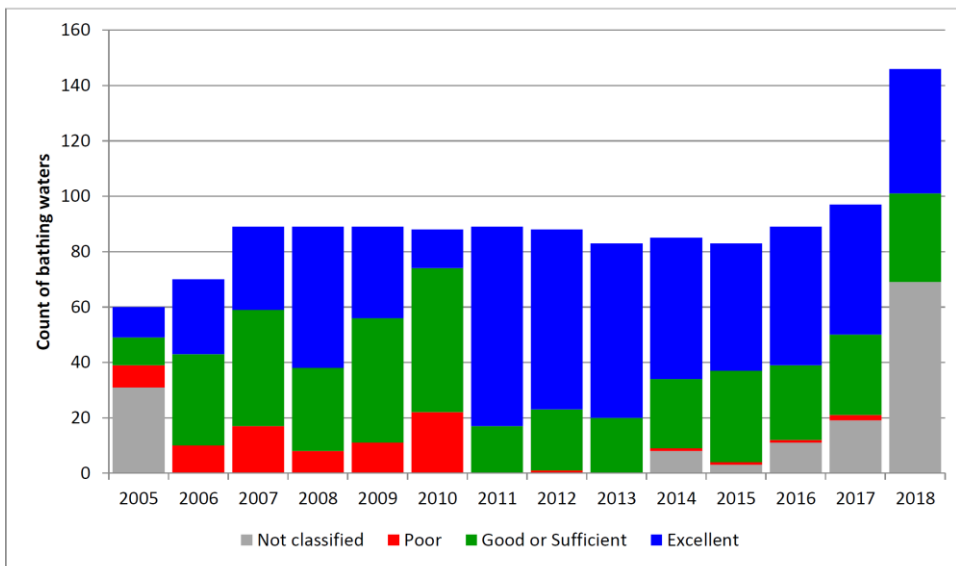
enterocolitica oraz bakterie z rodzaju *Campylobacter*. Według autorów główną rolę ma *E. coli* występująca w liczbie 10^5 – 10^6 j.t.k. \times cm⁻³ oraz pałeczki z rodzaju *Salmonella*, obecne w liczbie 10^2 j.t.k. \times cm⁻³. Przy czym pałeczki *Y. enterocolitica* są izolowane z gnojowicy przez około 10 dni, a bakterie z rodzaju *Campylobacter* przez 3 dni. Punktowym (choć znacznym) źródłem zanieczyszczeń mogą być także zakłady przetwórstwa spożywczego, np. zakłady mięsne położone w pobliżu akwenów wodnych, które pomimo posiadania własnych oczyszczalni mogą przyczyniać się do pogorszenia stanu mikrobiologicznego wód powierzchniowych.

Jakość wód w Polsce

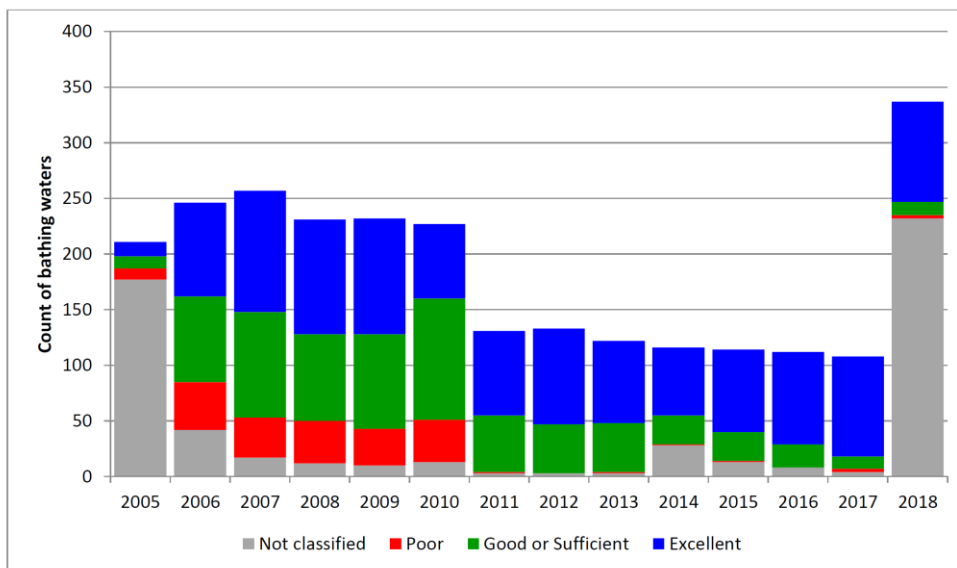
W Polsce za monitoring jakości wód odpowiada Państwowa Inspekcja Sanitarna. Badania jakości czy to wód powierzchniowych czy podziemnych, są działaniami zaplanowanymi i stale rozszerzanymi. Obowiązek badania i oceny jakości wód powierzchniowych w ramach PMŚ wynika z art. 155a ust. 2 ustawy z dnia 18 lipca 2001 r. - Prawo wodne (Dz. U. z 2005 r. Nr 239, poz. 2019 z późn. zm.) - Prawo wodne, przy czym zgodnie z ust. 3 tego artykułu badania jakości wód powierzchniowych w zakresie elementów fizykochemicznych, chemicznych i biologicznych, do roku 2019, należały do kompetencji wojewódzkiego inspektora ochrony środowiska. Główny Inspektor Sanitarny w ostatnich latach sporządził szereg raportów odzwierciedlających stan sanitarny kraju, jakość wody w kąpieliskach, na pływalniach (uwzględniając obecność *Legionella* sp.) czy liczebność mikroorganizmów w 22°C a także występowanie bakterii grupy coli a tym samym pokazanie możliwego zagrożenia sanitarnego w przypadku podwyższonych stężeń.

Jakość mikrobiologiczna wody w kąpieliskach

Wody w kąpieliskach są klasyfikowane jakościowo przez Państwową Inspekcję Sanitarną zgodnie z dwoma parametrami mikrobiologicznymi (*Escherichia coli* i enterokoki jelitowe) zgodnie z przepisami zawartymi w Rozporządzeniu Ministra Zdrowia w sprawie nadzoru nad jakością wody w kąpielisku i miejscu okazjonalnie wykorzystywanym do kąpiel. Zgodnie z ustawą Prawo wodne, Główny Inspektor Sanitarny sporządza po sezonie kąpielowym sprawozdanie o jakości wody w kąpieliskach i przekazuje je corocznie do dnia 31 grudnia KE. w sezonie 2018, w Polsce sklasyfikowano 483 wody w kąpieliskach (z tego 146 na wybrzeżu Bałtyku), co stanowi 2,2% wszystkich kąpielisk w Europie. 212 kąpielisk w Polsce zostało zidentyfikowanych po raz pierwszy w sezonie 2018, a więc ze względu na niewystarczające dane nie podlegały klasyfikacji. Zgodnie z raportem EEA (2019) - 37,1% wód w kąpieliskach jest zgodne z minimalnymi standardami jakości, a zatem sklasyfikowane jako „wystarczające” lub lepsze. Trzy kąpieliska wody są „złej” jakości (rys.2 i 3).



Rys. 2. Zmiany jakości sanitarnej wód w kąpieliskach morskich w Polsce w latach 2005–2018 zgodnie z Raportem EEA (2019)



Rys. 3. Zmiany jakości sanitarnej wód w kąpieliskach śródlądowych w Polsce w latach 2005–2018 zgodnie z Raportem EEA (2019).

W próbkach wody pobieranych z trzech kąpielisk Zalewu Koronowskiego: Samociążek (kąpielisko I), Pieczyńska (kąpielisko II), Kręgiel (kąpielisko III) trzykrotnie w miesiącach lipcu, sierpniu oraz we wrześniu oznaczono liczbę bakterii wskaźnikowych *E. coli* i enterokoków (Budzińska i wsp. 2018). Badana woda charakteryzowała się znacznym

zanieczyszczeniem mikrobiologicznym: w lipcu liczebność bakterii *E. coli* kształtowała się średnio na poziomie od 3697 cfu/100 ml (kąpielisko I) do 4539 cfu/100 ml (kąpielisko II). Natomiast w sierpniu liczba tych bakterii zmniejszyła się i kształtowała się w zakresie od 2062 cfu/100 ml (kąpielisko I) do 3327 cfu/100 ml (kąpielisko III). Analizując liczebność *Enterococcus faecalis* najczęściej tych drobnoustrojów wyizolowano z próbek wody z kąpieliska i w lipcu (412 cfu/100 ml) oraz z III kąpieliska w sierpniu (404 cfu/100 ml). Natomiast we wrześniu woda ze wszystkich badanych kąpielisk spełniała wymagania mikrobiologiczne określone w aktach prawnych. Na podstawie równań regresji ustalono że bakterie *E. coli* i *E. faecalis* dłużej przeżywały w wodzie o temperaturze 4°C odpowiednio: 45 i 52 dni, natomiast w temperaturze 20°C czas ich przetrwania wynosił 52 i 26 dni. Wolny-Koładka (2016) przeanalizowała jakość wody w zbiorniku Nowohuckim (Kraków) używanym latem jako kąpielisko. Stwierdziła dodatni wynik dla wszystkich badanych wskaźników mikrobiologicznych tzn. bakterii mezofilnych, psychrofilnych, bakterii grupy *coli*, form kałowych *E. coli*, a także *E. faecalis*, *C. perfringens*, *Staphylococcus spp.* i *Salmonella spp.* Na wartość poszczególnych wskaźników miały wpływ temperatura wody, powietrza oraz nasilenie rekreacyjnego użytkowania kąpieliska.

Jakość wody w pływalniach

Zakres badań wody basenowej najczęściej obejmował następujące parametry: i) *Escherichia coli*, ii) *Pseudomonas aeruginosa*, iii) gronkowce koagulazo-dodatnie, iv) ogólna liczba mikroorganizmów w 36±2°C po 48 h. Dla funkcjonujących 1731 pływalni do 30 września 2018 r. organy Państwowej Inspekcji Sanitarnej wydały 1518 zbiorczych rocznych ocen jakości wody na pływalni, z czego 1087 było pozytywnych. Szczegółowe badania prowadzone w latach 2006-2008 na siedmiu krytych pływalniach pokazały, że woda jest siedliskiem bakterii (analiza ogólnej liczbę bakterii w 1 cm³, po 48-godzinnej inkubacji próbki w temp. 37°C). Jednostki tworzące kolonie bakterii w liczbie od 1 do 10 oznaczono w 60,1% badanych, jednostki tworzące kolonie bakterii w liczbie od 11 do 50 – w 8,3% próbek, a jednostki tworzące kolonie bakterii w liczbie od 51 do 100 – w 1,3% próbek. w żadnej próbce wody nie stwierdzono przekroczenia 100 JTK ogólnej liczby bakterii. Gronkowce koagulazododatnie występowały w 2,2% badanych próbek wody (Wyczarska-Kokot 2010).

Jakość wody w rzekach

Dwuletnie badania prowadzone na próbkach wody pobranych z rzeki Białki i jej wybranych dopływów w pobliżu największej stacji narciarskiej w Białce Tatrzańskiej wykazały (Lenart-Boroń i wsp. 2016). Analizy mikrobiologiczne wykazały obecność bakterii mezo- i psychrofilowych, bakterii grupy *coli*, *Staphylococcus spp.*, *Salmonella spp.*, *E. coli*, *E. faecalis*, *Clostridium perfringens* oraz grzybów. Stwierdzono, że tylko część rzeki znajdująca się na obszarze Tatrzańskiego Parku Narodowego nie wykazywała zanieczyszczeń ściekami. Augustyn i wsp. (2016) ocenili liczebność bakterii *coli*, termotolerancyjnych bakterii *coli*, enterokoków (*E. faecalis*) i *Salmonella* w wodach powierzchniowe rzeki Wisłoki ujmowanych w celu zaopatrzenia Mielca w wodę pitną. Analizowane parametry sanitarne wód powierzchniowych w rzece Wisłoka pobrane w punkcie poboru wody dla miasta Mielec wykazały dużą zmienność w zależności od pory roku i pH wody. Jak wynika z badań przeprowadzonych w latach 1999-2010, liczba bakterii grupy *coli* i termotolerancyjnych bakterii *coli* wykazała tendencję spadkową, podczas gdy w przypadku enterokoków kałowych odnotowano tendencję wzrostową. Nie stwierdzono w tym okresie obecności bakterii *Salmonella*.

W wodach mogą pojawić się także nowe gatunki. Pawlikowska-Warych i Deptuła (2019) po przebadaniu 100 próbek wody z rzeki Odry i jezior Rusalka i Goplana odnotowały obecność sekwencji OdraWCh30, która wykazuje bardzo duże podobieństwo do rodziny Simkaniaceae z rzędu Chlamydiales. To pierwszy przypadek wykrycia sekwencji bakterii z rodziny Simkaniaceae w środowisku wodnym w Polsce, co wskazuje na fakt, że bakterie te należy uznać za czynnik zakaźny dla ludzi w Polsce.

Jakość wody w jeziorach, stawach i zbiornikach miejskich

Jeziora, stawy czy zbiorniki miejskie nie są objęte systematycznym monitoringiem mikrobiologicznym. Integralną infrastrukturą miejską stały się rozmaite zbiorniki wodne w tym fontanny, pełniąc ważne funkcje estetyczne i rekreacyjne.

Specyficzne badania zostały wykonane na wodzie pochodzącej ze zbiornika Besko (Policht-Latawiec i wsp. 2017). Zbiornik Besko jest obiektem wielozadaniowym, który powstał 1978 r., spełniającym m.in. funkcję zaopatrzeniową ZUW „Wisłok”, który dostarcza wodę pitną do mieszkańców Krosna i odbiorców z gmin Rymanów, Iwnicz Zdrój, Besko, Zarszyn i Miejsce Piastowe. Obszar zbiornika znajduje się w strefie zamkniętej i zabronione jest jego rekreacyjne wykorzystywanie, jednak pojawiają się na nim tzw. dzikie plaże. Pomimo, że nie przekroczono nigdy wartości dopuszczalnych to na przestrzeni lat 2004–2014 w wodzie zbiornika ustalono tendencję rosnącą w odniesieniu do liczebności bakterii z grupy coli i istotny statystycznie trend rosnący liczebności bakterii rodzaju *Enterococcus* oraz tendencję malejącą w przypadku *E. coli*. w analizowanym okresie nie zaobserwowano w wodzie bakterii z rodzaju *Salmonella*. Uzyskane wyniki sygnalizują pogorszenie się jakości wody i mogą stanowić potencjalne ryzyko epidemiologiczne.

W pracy Kubery i Małeckiej-Adamowicz (2017) dokonano oceny stanu sanitarno-bakteriologicznego zbiornika wodnego „Balaton” położonego w centrum Bydgoszczy. Największą liczbę bakterii psychrofilnych, mezofilnych oraz enterokoków kałowych odnotowano latem, a najmniejszą jesienią. Natomiast bakterii z grupy coli oraz *E. coli*, najmniej licznie występowały w sezonie wiosennym. w badanych próbkach wody dominowały bakterie z rodziny *Enterobacteriaceae* reprezentowane przez *E. coli*, *Serratia plymuthica*, *Serratia fonticola* oraz *Leclercia adecarboxylata*. Wykazano również obecność bakterii z rodziny *Aeromonadaceae*, tj. *Aeromonas bestiarum*, *Aeromonas sobria* oraz *Acinetobacter baumannii* należące do rodziny *Moraxellaceae*. Przeważały więc pałeczki jelitowe. Stwierdzono, że bakterie oznaczane klasycznymi metodami hodowlanymi stanowiły jedynie niewielką część faktycznej liczebności tzw. bakterii wodnych.

Z kolei Wolny-Koładka (2018) wykonała ocenę stanu mikrobiologicznego wód pobranych z użytku ekologicznego „Staw przy Kaczeńcowej” w Nowej Hucie (Kraków) z wód izolowano bakterie mezofilne, psychrofilne, bakterii z grupy coli, formy kałowe *E. coli*, oraz *E. faecalis*, *C. perfringens*, *Staphylococcus* spp. i *Salmonella* spp., które stanowią potencjalne zagrożenie epidemiologiczne. Ponadto wyizolowano 60 szczepów zidentyfikowanych jako *E. coli*, które wykazywały oporność na tetracyclinę i ampicylinę. Mimo, że stwierdzono obecność szczepów wielolekoopornych, mechanizmu ESBL (β -laktamazy o rozszerzonym spektrum substratowym) nie wykryto.

W pracy Budzińskiej i wsp. (2017) podjęto się analiz mikrobiologicznych wody z fontann w Ciechocinku, uzdrowisku znanym ze swych wód solankowych. Próbkę wody pobrano ze słynnych: „Jaś i Małgosia”, „Żaba”, „Grzybek” i najmłodszej – „Windsor 600” usytuowanej na Promenadzie. w próbkach wody występowały komórki *E. coli*, paciorkowce kałowe oraz gronkowce, choć ich liczba i czas występowania były różna w poszczególnych

fontannach. Średnia liczba bakterii *E. coli* w próbkach wody pobranej z obiektu „Windsor 600” wynosiła 5,76·100 jtk/100 ml i była ponad 40-krotnie wyższa od średniej liczebności tych drobnoustrojów izolowanych z wody pochodzącej z wody „Grzybek” (0,14·100 jtk/100 ml), w którym wykorzystywano wodę solankową o zasoleniu 4,51%. Fakt, że woda w fontannach może stanowić dobrą niszę ekologiczną dla bakterii potwierdzili Burkowska-But i wsp. (2013) po przebadaniu próbek wody z czterech fontann w Toruniu. Najczystsza pod względem sanitarnym wodę posiadała fontanna „Pomnik Flisaka” na Rynku Staromiejskim zasilana wodą wodociągową. z wody w fontannach izolowano także grzyby. Biedunkiewicz (2009) w swych badaniach mykologicznych wody z pięciu fontann miejskich Olsztyna potwierdził występowanie takich gatunków jak: *Aspergillus fumigatus*, *Aspergillus niger*, *Syncephalastrum racemosum*, *Trichoderma viridae* oraz 23 drożdżaków z dominującym rodzajem *Candida* (34.78%).

Charakterystyka wybranych patogenów „wodnych”

Wirusy. Szacuje się, że ponad 100 typów wirusów chorobotwórczych jest wydalane wraz z wydzielinami ludzi i zwierząt. Tzw. Wirusy wodorozcieńczalne to: wirusy polio, Coxsackie, enterowirusy, adenowirusy, reowirusy, rotawirusy, WZW typu A oraz kalciwirusy. Ze względu na swoją strukturę komórkowa są odporne na szeroki zakres pH (od 3 do 10), a tym samym odporniejsze na procesy uzdatniania wody niż bakterie (Wolf 2015). Są także odporne na chlor/kwas podchlorawy (z wyjątkiem szkodliwego dla ludzi, ze względu na tworzące się chlorany i chloryny, dwutlenek chloru). Wykrywanie i identyfikacja wirusów obejmuje kosztowne metody jak hodowle komórkowe czy testy molekularne, stąd w 2017 r. opracowano dokument CWA 17102:2017 zawierający uzgodnienia techniczne jako efekt CEN Workshop WS 82 „Virus sensor system for monitoring rotavirus, norovirus and hepatitis A virus in various types of water intended for human use (AquaVir)” dotyczący efektywnego systemu monitorowania rotawirusów, norowirusów i wirusa zapalenia wątroby typu A w różnych rodzajach wód, takich jak woda miejska, wody powierzchniowe, wody w kąpieliskach, woda pitna i wody gruntowe. Jest to pierwszy krok na drodze do opracowania Normy Europejskiej. Okres ważności CEN CWA to 3 lata, może on zostać przedłużony łącznie do 6 lat.

Bakterie grupy coli występują zarówno w wodach powierzchniowych jak i w wodach podziemnych. Źródłem ich obecności w wodzie może być gleba, roślinność, ścieki. Wiele bakterii grupy coli nie ma określonego źródła pochodzenia w danym środowisku. Zostały uznane za odpowiedni wskaźnik mikrobiologiczny jakości wody do picia ze względu na łatwość wykrywania i oznaczania w wodzie. Do niedawna uważano, że pojęcie „bakterie grupy coli” ograniczało się do rodzaju *Escherichia*, *Klebsiella*, *Enterobacter* i *Citrobacter*. Aktualna definicja „bakterii grupy coli” (wg grupy roboczej ISO) to „bakterie należące do rodziny *Enterobacteriaceae*, które mają zdolność do wytwarzania enzymu β -D-galaktozydazy”. Obecnie należą tu także rodzaje: *Hafnia*, *Serratia* (*Serratia fonticola*), *Kluyvera*, *Yersinia*, *Leclercia*, *Pantoea* (dawniej *Enterobacter agglomerans*) i *Rahnella* (*Rahnella aquatilis*). Wiadomo, że rodzaj *Klebsiella* (z gatunkami *K. pneumoniae* i *K. oxytoca*) jest najliczniejszy w systemach dystrybucji wody a w mniejszym stopniu izolowane są: *Enterobacter*, *Pantoea*, *Escherichia*, *Citrobacter*, *Leclercia* i *Serratia*. Wciąż jednak za najbardziej specyficzny wskaźnik zanieczyszczenia kałowego spośród bakterii grupy coli uważana jest *E. coli* (tablica 2).

Tablica 1. Źródło pochodzenia wybranych bakterii grupy coli w środowisku (Leclerc i wsp., 2001)

Rodzaj	Reakcja na chromogeny substrat ONPG	Pochodzenie kałowe	Pochodzenie niekałowe
<i>Budvicia</i>	+	-	+
<i>Citrobacter</i>	+	+	+
<i>Enterobacter</i>	+	+	+
<i>Erwinia</i>	+	-	+
<i>Escherichia</i>	+	+	-
<i>Klebsiella</i>	+	+	+
<i>Leclercia</i>	+	-	+
<i>Pantoea</i>	+	-	+
<i>Serratia</i>	+	-	+

Rodzaje należące do bakterii grupy coli różnią się między sobą przeżywalnością i zdolnością do namnażania w wodzie. O ile *E. coli* jest bardziej wrażliwa niż inne bakterie grupy coli na niekorzystne warunki środowiskowe i zwykle nie rozwija się poza organizmem gospodarza, o tyle *Klebsiella* jest w stanie przetrwać i rozwijać się np. w biofilmie wewnętrznej powierzchni sieci wodociągowych oraz zbiorników do magazynowania wody (GIS 2018). Chociaż Wcisło i Chróst (2000) w badaniach nad przeżywalnością pałeczek *E. coli* w świeżej wodzie wykazały, że część bakterii zdolna była do dalszej hodowli, a część wykazywała nawet prawidłowe procesy metaboliczne, ale przyjęła formy nie hodowlane.

Escherichia coli (pałeczka okrężnicy) bakteria rodziny *Enterobacteriaceae*, naturalnie zasiedlająca końcowy odcinek przewodu pokarmowego. Gatunek *E. coli* dzieli się na serotypy na podstawie zróżnicowania budowy antygenów (O, K i H). Wyróżnia się 171 antygenów somatycznych O, ok. 80 antygenów powierzchniowych K i ponad 50 rzęskowych H, co w rezultacie daje ponad 180 typów serologicznych *E. coli*. Bakteria wchodzi w skład fizjologicznej flory jelita grubego człowieka, gdzie uczestniczy w rozkładzie pokarmu, produkcji witamin z grupy B, K (odpowiada za 60–70% produkcji tych witamin) i wit. C, oraz w niespecyficznej obronie organizmu przed infekcjami (zapobiega rozwojowi bakterii patogennych, uniemożliwia ich adhezję do ścian jelita i stymuluje układ odpornościowy człowieka). Przykładem jest *E. coli* Nissle 1917 (EcN) uważany za organizm probiotyczny (podobnie jak *Lactobacillus* i *Bifidobacterium* oraz drożdże *Saccharomyces boulardii*), pobudzających odporność organizmu na zakażenia. Występowanie pałeczki okrężnicy wskazuje na stosunkowo świeże zanieczyszczenie kałem a co za tym idzie na możliwość skażenia danego środowiska bakteriami chorobotwórczym. Szacuje się, że średnio w 1 g odchodów człowieka znajduje się ok. $1,3 \times 10^7$ komórek *E. coli* i $3,0 \times 10^6$ komórek *E. faecalis*, podczas gdy w 1 g odchodów kota występuje $7,9 \times 10^6$ *E. coli* i $2,7 \times 10^7$ paciorkowców; krowa wydała $2,3 \times 10^4$ *E. coli* i $1,3 \times 10^6$ paciorkowców; a kaczka $3,3 \times 10^7$ *E. coli* i $5,4 \times 10^7$ paciorkowców na 1 g wydaliny. Chorobotwórczość *E. coli* zależy od jej inwazyjności i możliwości wytwarzania toksyn. Szczepy toksynotwórcze produkują w jelitach duże ilości toksyn, prowadząc do enterotoksemii. EHEC – enterokrwtocenne szczepy *E. coli*, np. 0157:H7. Są przyczyną krwawych biegunek i krwotocznego zapalenia jelita grubego. Po dostaniu się do jelit, EHEC przylegają do błony śluzowej jelita grubego, syntetyzują cytotoksyny, przypominające mechanizmem działania toksynę Shiga (wytwarzaną przez *Shigella dysenteriae* typ 1).

Szczególnie ciężkie objawy powoduje szczep *E. coli* O157:H7, który może doprowadzić do zespołu hemolityczno-mocznicowego. Od 2011 roku odnotowano w 14 krajach europejskich USA i Kanadzie łącznie 4321 potwierdzonych przypadków (w tym 4178 w Europie, z tego 4075 w Niemczech), 852 przypadki HUS i 54 zgony (Kacprzak i Kupich 2019). Jednak ostatnio coraz częściej zwraca uwagę problem wytwarzania się lekooporności przez ten gatunek bakterii. *Enterobakterie* odporne są na karbapenemy (zwane antybiotykami ostatniej szansy) wytwarzające beta-laktamazy o rozszerzonym spektrum substratowym (ESBL). Obok *Klebsiella pneumoniae*, *Staphylococcus aureus*, *Streptococcus pneumoniae* czy *Salmonella* spp. to właśnie *E. coli* jest najczęściej izolowaną bakterią antybiotykooporną. Niezależnie od patogeniczności pałeczka okrężnicy wraz z odchodami ludzkimi i zwierzęcymi trafia do ścieków surowych. w Polsce do wód powierzchniowych trafia nawet 10% nieczyszczonych ścieków komunalnych i ok. 30% ścieków oczyszczonych niedostatecznie (Wolny-Koładka 2018) stąd stała obecność bakterii kałowych, w tym *E. coli*, we wszystkich wodach naturalnych oraz glebach świadczy o świeżym zanieczyszczeniu odchodami, zarówno ludzkimi, zwierząt hodowlanych lub dzikich, bowiem przeżywalność pałeczki okrężnicy w wodzie wynosi od 1 – tygodnia do 1 – miesiąca. w badaniach Osińskiej i wsp. (2019) określono całkowitą liczbę bakterii opornych na β -laktamy i tetracykliny oraz liczbę opornych na antybiotyki bakterii *Escherichia coli*. Bakterie odporne na antybiotyki (ARB), w tym odporne na antybiotyki *E. coli*, zostały usunięte z wydajnością do 99,9% w badanych oczyszczalniach ścieków. Pomimo to, liczba ARB w próbkach ścieków oczyszczonych była wysoka do $1,25 \times 10^5$ CFU / ml w zimie i $1,25 \times 10^3$ CFU / ml w lecie. Bakterie odporne na antybiotyki były również obfite (do 10^3 CFU / ml) w próbkach wody z rzeki pobranych zimą i latem.

Enterococcus faecalis (Enterokoki, paciorkowce kałowe) taksonomicznie należą do rodzajów *Enterococcus* i *Streptococcus*. Są to bakterie, które przybierają formy kuliste łącząc się w pary (tzw. dwoinki) lub łańcuszki (paciorki). Większość z tych gatunków jest pochodzenia kałowego i w wielu wypadkach może być używana, za specyficzne wskaźniki zanieczyszczenia kałem ludzkim. Posiadają one dość dużą tolerancję w stosunku do niekorzystnych warunków środowiska, są bardzo odporne na wysuszenie. Wśród znanych gatunków dwa wywołują zachorowania u ludzi (*Enterococcus faecalis*, *Enterococcus faecium*). Spośród chorób które wywołują te mikroorganizmy wymienia się m.in. zapalenie dróg moczowych, zapalenie opon mózgowo-rdzeniowych czy zapalenie płuc. Bakterie te w przeciwieństwie do *E. coli* i bakterii grupy coli mają podwyższoną odporność na działanie chloru.

Salmonella jest to bakteria chorobotwórcza. Rodzaj *Salmonella* zawiera tylko dwa gatunki, ale obejmuje około 2.500 "serotypów". *Salmonella* powoduje szeroki zakres zakażeń, w tym żołądka, gorączkę jelitową, bakterieję, zakażenia wewnątrznicyniowe i ogniskowe, takie jak zapalenie kości i ropnie. Szacuje się, że bakteria jest odpowiedzialna za prawie 1,4 mln rocznych przypadków ognisk choroby w Stanach Zjednoczonych przenoszonych przez żywność. Według Espirages i wsp. (2006) w latach 1999-2000 najczęściej w Europie izolowane były: *S. enteritidis*, *S. typhimurium*, *S. hadar* i *S. virchow*, a w Stanach Zjednoczonych i *S. enteritidis typhimurium* stanowiło 42% wszystkich izolatów. Wykrywanie *Salmonella* w próbkach kału lub wody jest często ograniczone z powodu małej liczby bakterii. Zgodnie z FDA, dawka zakaźna *Salmonella* może być mniejsza niż 20 komórek, w zależności od wieku i stanu zdrowia organizmu gospodarza. Tak więc, tradycyjnie bakteria izolowana jest przez filtrację membranową, a następnie wstępnie inkubowana na nieselektywnej pożywce i selektywnym agarze zawierającym laktozę i wskaźnik kwasowości. Charakterystyczne kolonie są potwierdzane przy pomocy

testów biochemicznych. w badaniach Szejniuk i wsp. (2013) wykazano, że rzeczywisty czas przeżycia bakterii *S. enteritidis* w jeziorze położonym w powiecie bydgoskim był długi i wynosił odpowiednio 39 dni w temperaturze 4°C, a w wyższej temperaturze bakterie te identyfikowano przez 35 dni. Natomiast teoretyczny czas przeżycia bakterii *Salmonella enteritidis* w wodzie o temperaturze 20 °C wynosił 39 dni, a w wodzie o temperaturze 4 C był dłuższy – 51 dni.

Clostridium perfringens (dawniej *Bacillus aerogenes capsulatus*) jest Gram-dodatnią, ściśle beztlenową, przetrwalnikującą laseczką. *C. perfringens* występuje powszechnie w glebie i ściekach oraz w przewodzie pokarmowym ludzi i zwierząt. Wśród zdrowych osób odsetek nosicieli szczepów bakterii wynosi od 6 do 31%. Szczepy *C. perfringens* należące do toksynotypu A, wywołują u ludzi zgorzel gazową oraz powodują zatrucia pokarmowe i biegunki. Przetrwalniki tych bakterii mogą przetrwać w wodzie znacznie dłużej niż bakterie z grupy coli i są odporne na dezynfekcję. Cechą charakterystyczną tych organizmów jest ich zdolność do długiego przeżywania i gromadzenia się, mogą być wykrywane długo po fakcie zanieczyszczenia oraz daleko od miejsca zanieczyszczenia i z tego względu mogą być wskaźnikiem sporadycznych czy dawnych zanieczyszczeń.

Yersinia enterocolitica są Gram-ujemnymi pałeczkami jelitowymi. Do rodzaju *Yersinia* należą *Y. pestis* wywołująca dżumę. Pałeczki *Yersinia* po wtargnięciu do organizmu przez przewód pokarmowy namnażają się w układzie siateczkowo-śródbłonkowym, głównie w węzłach chłonnych jamy brzusznej, stąd też główne objawy dotyczą przewodu pokarmowego. Pałeczki *Yersinia* były identyfikowane w ściekach oczyszczonych. w badaniach Terech-Majewskiej i wsp. (2016) szczepy *Y. enterocolitica* biotypu 1A/ystB o serotypach 0:3, 0:5 i 0:8 zidentyfikowano w próbkach pobranych z rzeki Drwęcy, która przepływa przez obszary chronione przez Natura 2000, jedną z największych sieci obszarów ochrony przyrody w Unii Europejskiej.

Legionella pneumophila należąca do rodzaju *Legionella* (52 gatunki i 72 grupy serologiczne) – jedna z najgroźniejszych przyczyn choroby legionellozy. Bakterie po przedostaniu się do sztucznych systemów dystrybucji wody stają się źródłem niebezpiecznym dla zdrowia człowieka. *Legionellae* odpowiedzialne są zarówno za grypopodobne infekcje (gorączka Pontiac), ciężką postać zapalenia płuc, jak i pozapłucne umiejscowienie choroby, szczególnie u osób z supresją immunologiczną. Nazwa legionella pojawiła się w 1976 r. po grupowym zachorowaniu na zapalenie płuc wśród uczestników konwentu Legionu Amerykańskiego zorganizowanego w Filadelfii w rocznicę podpisania Deklaracji Niepodległości Stanów Zjednoczonych. Ogółem zachorowało 221, z czego 34 osoby zmarły. Obecnie bakteria jest właściwie wszechobecna w środowisku zurbanizowanym, szczególnie w systemach ciepłej wody, wentylacji i klimatyzacji (Kacprzak i Kupich 2019). w latach 2009–2013 wykonano analizy ciepłej wody w wewnętrznych systemach wodociągowych w 125 Domach Pomocy Społecznej i zaobserwowano wyraźny spadek kolonizacji sieci wody ciepłej bakteriami *Legionella* spp. (Gładysz i wsp. 2018).

Gronkowce koagulazododatnie (*Staphylococcus* sp.) to bakterie zaliczane do grupy bakterii Gram-dodatnich. Większość zakażeń gronkowcowych u ludzi powodowanych jest przez *Staphylococcus aureus*. Bakteria atakuje głównie skórę i tkanki podskórne, zwykle z udziałem procesu ropnego (czyraki, trądzik, jęczmień itp.) oraz układ moczowy. Bakteria zasiedla głównie błony śluzowe nosa oraz gardła u tzw. nosicieli stałych i przejściowych. Znajdowana przede wszystkim w basenach. Ancyperowicz i wsp. (2017) znaleźli *S. aureus* w 3 z 14 próbek osadów dennych badanych basenów.

Pierwotniaki występują zarówno w wodzie przeznaczonej do spożycia, ale również w wodach powierzchniowych wykorzystywanych do rekreacji (kąpieliska, miejsca wykorzystywane do kąpeli), gdzie mogą stanowić problem zdrowotny. Najczęściej opisywanymi gatunkami są: *Entamoeba histolytica*, *Giardia intestinalis*, *Cryptosporidium* sp., *Cyclospora cayetanensis*, *Toxoplasma gondii*. Objawy najbardziej znanej choroby - giardiozy to: biegunki, bóle brzucha, nudności, zaburzenia trawienia i wchłaniania, zmiany alergiczne, eozynofilia. Formy przetrwalne – oocysty *Cryptosporidium* i cysty *Giardia* – są odporne na niekorzystne czynniki zewnętrzne, stąd przez wiele miesięcy mogą utrzymywać się w środowisku naturalnym, w tym w wodach rzek i jezior zanieczyszczonych odchodami pochodzenia zwierzęcego i ludzkiego (Hadaś i wsp. 2014). Badania Szczotko i wsp. (2015) w wybranych kąpieliskach woj. mazowieckiego potwierdziły obecność *Cryptosporidium* sp. w 65% a *Giardia* sp. 95% analizowanych próbek. Średnia liczba oocyst *Cryptosporidium* sp. wynosiła 0,11 na 1 dm³, a cyst *Giardia* sp. – 0,31 na 1 dm³ wody. Adamska i wsp. (2014) w latach 2009-2012 przebadali wodę z 27 jezior, 8 rzek i 8 miejsc na wybrzeżu Bałtyku w celu określenia występowania w nich pierwotniaków: *Acanthamoeba* sp., *Hartmannella vermiformis*, *Naegleria fowleri*, *Balamuthia mandrillaris*. w 7 miejscach odnotowano obecność pierwotniaków - głównie *Acanthamoeba* sp. Po raz pierwszy w Polsce także zidentyfikowano w wodach potencjalnie patogenicznego pierwotniaka *Hartmannella vermiformis*.

Podsumowanie

Woda jest niezbędna do życia każdego organizmu. Zanieczyszczenia mikrobiologiczne po przekroczeniu pewnych poziomów prowadzą zwykle do masowych zachorowań i mogą stanowić istotny problem społeczny. Przegląd dostępnej literatury wskazuje, że stan sanitarny wód w Polsce jest w szerokim zakresie monitorowany przez organy Państwowej Inspekcji Sanitarnej. Świadczy o tym np. zwiększająca się liczba kąpielisk które są poddawane systemom monitorowania oraz zaostrzające się przepisy dotyczące jakości mikrobiologicznej wód. Dobrym przykładem jest wprowadzenie obowiązkowego monitorowania *Legionella pneumophilla*. Jednak szereg nowych zagrożeń mikrobiologicznych pojawia się w wodach i wymaga dalszych prac badawczych. Niewątpliwie należą tutaj przede wszystkim:

- wprowadzenie do standardowych analiz wody monitorowania występowania wirusów (szczególnie Adenovirus, Enterovirus, Hepatitis a i E, Norovirus, Rotavirus);
- analiza występowania w wodach powierzchniowych i podziemnych mikroorganizmów „nowych”, o dużym znaczeniu chorobotwórczym dla człowieka jak *Vibrio cholerae*, *Listeria monocytogenes*;
- opracowanie wytycznych dotyczących metodyki detekcji szczepów wielolekoopornych gatunków z rodziny *Enterobacteriaceae* (przede wszystkim *Escherichia coli*);
- podjęcie szczegółowych badań dotyczących występowania czynników chorobotwórczych tzw. nowo pojawiających się chorób zakaźnych (ang. *emerging infectious diseases* EID), przede wszystkim: (i) nierozpoznanych mikroorganizmów np. koronawirus; (ii) mikroorganizmów, których zasięg geograficzny się zwiększa w związku ze zmianami klimatycznymi; (iii) mikroorganizmów, których częstość występowania wzrosła (np. ludzki wirus upośledzenia odporności (HIV) i *Mycobacterium tuberculosis*); (iv) mikroorganizmów, których zjadliwość się zmieniła (np. *Neisseria meningitidis*);

- monitorowanie dróg przenoszenia patogenów z wody, które mogą stanowić istotny problem w produkcji rolniczej, ogrodniczej i w hodowli zwierząt (*Phytophthora*, *Fusarium*, *Listeria*);
- monitorowanie długości przeżywalności patogenów chorobotwórczych poza środowiskiem wodnym (np. EHEC – enterokrwotoczne szczepy *E.coli*, np. 0157:H7).

Woda sama w sobie oczywiście nie jest pierwotnym źródłem zakażenia organizmu ludzkiego. Zgodnie z danymi Narodowego Instytutu Zdrowia Publicznego – Państwowego Zakładu Higieny w Polsce w 2017 roku np. na salmonellozę zachorowało 10 000 osób (w 2016 roku – 10 027), . Najczęstszą przyczyną zbiorowego zakażenia były bakterie *Salmonella* znajdujące się w potrawach z jaj i drobiu. Polska od 2015 r., po wprowadzeniu zakazu stosowania formaldehydu jako preparatu biobójczego, nie spełnia wymogów Komisji Europejskiej dotyczących liczby stad kur niosek skażonych salmonellą na poziomie 2%. w 2016 r. ich udział wyniósł 7,15%. z takich miejsc *Samlonella* może dostać się do wód powierzchniowych i szybko rozprzestrzenić, co stanowić może groźne wtórne źródło epidemii a tym samym zagrożenie dla zdrowia i życia ludzkiego.

Literatura:

1. Adamska M., Leonska-Duniec A., Lanocha N., Skotarczak B. 2014 Thermophilic potentially pathogenic amoebae isolated from natural water bodies in Poland and their molecular characterization. *Acta Parasitologica*, 59(3), 433–441.
2. Ancyperowicz M., Reczkowski K., Korkosz A., Hupka J. 2017. Organizmy obecne w osadzie dennym basenów kąpielowych, Instalacje Basenowe/ ed. Karol Kuś, Florian Piechurski Gliwice: Instytut Inżynierii Wody i Ścieków Politechnika Śląska, 2017, s.57–72.
3. Ashbolt N.J. 2015. Microbial Contamination of Drinking Water and Human Health from Community Water Systems. *Curr. Environ. Health Report* 2:95–106
4. Augustyn Ł., Babula A., Joniec J., Stanek-Tarkowska J. Hajduk E., Kaniuczak J. 2016. Microbiological Indicators of the Quality of River Water, Used for Drinking Water Supply. *Pol. J. Environ. Stud.* Vol. 25, No. 2, 511-519
5. Augustynowicz J., Nierebiński M., Józwiak A., Prędecka A., Russel S. Wpływ podstawowych parametrów fizykochemicznych na liczbę bakterii psychrofilnych i mezofilnych w wodach rzeki Wisły. *WODA-ŚRODOWISKO-OBSZARY WIEJSKIE* 2017 (IV–VI). T. 17. Z. 2 (58).
6. Biedunkiewicz, A. 2009. Microfungi of municipal fountains in environmental monitoring – an epidemiological threat. *Ochrona Środowiska i Zasoby Naturalne*, 41, 163–171.
7. Budzińska, K., Szejniuk, B., Michalska, M., Berleć, K. 2018 Occurrence and Survivability of *Escherichia coli* and Enterococci in Waters Used as Bathing Areas. *Rocznik Ochrona Środowiska* Tom 20, cz. 1, 309–325.
8. Budzińska, K., Pyrc N., Szejniuk, B., Pasela R., Traczykowski A., Michalska M., Berleć K. 2017. Microbiological Contamination of Water in Fountains Located in the Ciechocinek Health Resort. *Annual Set The Environment Protection (Rocznik Ochrona Środowiska)* Vol. 19. 181–199
9. Burkowska-But A., Swiontek Brzezinska M., Walczak M. 2013. Microbiological contamination of water in fountains located in the city of Toruń, Poland. *Annals of Agricultural and Environmental Medicine* 2013, Vol 20, No 4, 645–648
10. Country Report Polish bathing water quality in 2018, EEA 2019
11. EEA Report No 7/2018 European waters Assessment of status and pressures, 2018

12. Espigares E., Bueno A., Espigares M., Galvez R. 2006 Isolation of Salmonella serotypes in wastewater and effluent: Effect of treatment and potential risk. *Int. J. Hyg. Environ.-Health*, 209, 103–107.
13. Fijałkowski K., Kacprzak M., Rorat A. 2014. Occurrence changes of *Escherichia coli* (including O157:H7 serotype) in wastewater and sewage sludge by quantitation method of (EMA) real time-PCR. *Desalination and Water Treatment*. 1-8
14. Frączek K., Grzyb J., Chmiel M.J. 2015. Ocena zagrożenia bakteriologicznego w wodach powierzchniowych w rejonie eksploatowanego składowiska odpadów komunalnych. WODA-ŚRODOWISKO-OBSZARY WIEJSKIE 2015 (I–III). T. 15. Z. 1 (49), 37-45. Frąk M., Jankiewicz U. 2013. Liczebność *Escherichia coli* jako potencjalny wskaźnik użytkowania zlewni Górnej Narwi. *Polish Journal of Agronomy* 2013, 15, 3–7
15. Gładysz I., Koziół-Montewka M., Sikora A., Karczewska Z., Wójtowicz-Bobin A., Karczewski J. 2018. Ocena zagrożenia bakteriami Legionella spp. w domach pomocy społecznej w Polsce w latach 2009-2013. *Hygeia Public Health* 2018, 53(1): 74-78.
16. Główny Inspektorat Sanitarny 2018. Ogólna liczba mikroorganizmów w 22°C w wodzie przeznaczanej do spożycia przez ludzi, Warszawa 2018
17. Główny Inspektorat Sanitarny 2018. Bakterie grupy coli w wodzie przeznaczanej do spożycia przez ludzi. Znaczenie i zagrożenia dla bezpieczeństwa zdrowotnego. Postępowanie w przypadku podwyższonych wartości stężeń, Warszawa 2018.
18. Hadaś E., Derda M., Skrzypczak Ł., Cholewiński M. 2014. Skażenie wody formami dyspersyjnymi pasożytów. *Probl Hig Epidemiol*, 95(4): 795-802
19. Kacprzak M., Kupich I. 2019. Nowe zagrożenia mikrobiologiczne w systemach wodnych. *Wodociągi i Kanalizacja*
20. Koźmiński Cz., Michalska B. 2016. Ocena temperatury wody w jeziorach i długości sezonu kąpielowego na jeziorach w Polsce. *PRZEGLĄD GEOGRAFICZNY*, 2016, 88, 3, s. 383-400
21. Kubera Ł., Małecka-Adamowicz M. 2017. Ocena stanu sanitarno-bakteriologicznego zbiornika wodnego „Balaton” zlokalizowanego w centrum Bydgoszczy. *Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie*. T. 17. Z. 1 (57) s. 63–73
22. Kubicz J. 2014. Zanieczyszczenia bakteriologiczne w subekosystemie mikrowarstwy przypowierzchniowej Zbiornika Mietkowskiego. Materiały konferencyjne. Konferencja ECODOC 2014.
23. Narodowy Instytut Zdrowia Publicznego – Państwowy Zakład Higieny Zakład Epidemiologii Chorób Zakaźnych i Nadzoru, Główny Inspektorat Sanitarny Departament Zapobiegania oraz Zwalczania Zakażeń i Chorób Zakaźnych u Ludzi; Choroby zakaźne i zatrucia w Polsce w 2017 roku, Warszawa 2018
24. Leclerc, H., Mossel, D.A.A., Edberg, S.C. and Struijk, C.B. (2001). Advances in the bacteriology of the coliform group: their suitability as markers of microbial water safety. *Annu. Rev. Microbiol.*, 55: 201–234
25. Lenart-Boroń A., Wolanin A., Jelonkiewicz Ł., Chmielewska-Błotnicka D., Żelazny M., 2016. Spatiotemporal Variability in Microbiological Water Quality of the Białka River and Its Relation to the Selected Physicochemical Parameters of Water. *Water Air Soil Pollut* (2016) 227: 22.
26. Osińska A., Korzeniewska E., Harnisz M., Niestępski S., Jachimowicz P. 2019. The occurrence of antibiotic-resistant bacteria, including *Escherichia coli*, in municipal wastewater and river water. *E3S Web of Conferences* 11th Conference on

- Interdisciplinary Problems in Environmental Protection and Engineering EKO-DOK, 100, 00061.
27. Pawlikowska-Warych M., Deptuła W. 2019. The first detection of the sequence of bacteria from the Simkaniaceae family in Surface waters in Poland. Polish Journal of Veterinary Sciences Vol. 22, No. 1, 61–65
 28. Policht-Latawiec A., Żarnowiec W., Perek-Krupa Z. 2017. Zanieczyszczenia bakteriologiczne w ocenie jakości wody w zbiorniku Besko przeznaczonej do zbiorowego zaopatrzenia ludności. Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie. T. 17. Z. 4 (60) s. 111–128
 29. Prędecka A., Górska E.B., Russel S., Augustynowicz J. 2019. Wpływ powodzi na stan sanitarny wody z rzeki Wisły w rejonie dzielnicy Nowodwory w Warszawie. Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie. T. 19. Z. 1 (65) s. 67–76.
 30. Skowron K., Bauza-Kaszewska J., Kaczmarek A., Budzińska A., Gospodarek E. 2015. Mikrobiologiczne aspekty gospodarki gnojowicą. POST. MIKROBIOL., 54 (3): 235–249.
 31. Szejniuk B., Budzińska K., Jurek A., Traczykowski A., Berleć K., Michalska M., Piątkowski J.K., 2013. Przeżywalność bakterii *Salmonella enteritidis* w wodach powierzchniowych Annual Set The Environment Protection (Rocznik Ochrona Środowiska) T. 15. 2738–2749.
 32. Szczotko M., Matuszewska R., Giziński R., Krogulska B. 2015. Ocena częstości występowania pierwotniaków pasożytniczych z rodzajów *Cryptosporidium* i *Giardia* w wybranych kąpieliskach województwa mazowieckiego. Ochrona Środowiska 37 (1): 49-53.
 33. Ślusarczyk, Z., Czaplicka-Kotas, A. 2012. Wpływ powodzi w roku 2010 na jakość wód Zbiornika Goczałkowice. Czasopismo Techniczne. Środowisko. 109, z. 2-Ś, 261—270
 34. Terech- Majewska E., Pajdak J., Platt- Samoraj A. , Szczerba- Turek A., Banczerz- Kisiel A. , Grabowska K. 2016. Characterization of *Yersinia enterocolitica* strains potentially virulent for humans and animals in river water. Journal of Applied Microbiology, V. 21, 2, 554-560
 35. Weisło R., Chróst R., 2000 Survival of *Escherichia coli* in fresh water. Polish Journal of Environmental Studies, 9, 3, 215-222
 36. Wolf M. 2015. Wirusy w wodzie - zagrożenia i metody kontroli. Interdyscyplinarne Zagadnienia w Inżynierii i Ochronie Środowiska. Tom 5 Jacek Wiśniewski, Małgorzata Kutylowska, Agnieszka Trusz-Zdybek (Red.). Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej, Wrocław 2015, 46.
 37. Wolny-Koładka K. 2016. Ocena stanu mikrobiologicznego wód Zalewu w Nowej Hucie ze szczególnym uwzględnieniem drobnoustrojów potencjalnie niebezpiecznych dla człowieka. Medycyna Środowiskowa - Environmental Medicine 2016, Vol. 19, No. 4, 19-26.
 38. Wolny-Koładka K. 2018. Stan sanitarny wód użytku ekologicznego „Staw przy Kaczeńkowej” oraz lekooporność bakterii *Escherichia coli* izolowanych ze zbiornika. WODA-ŚRODOWISKO-OBSZARY WIEJSKIE 2018 (I–III). T. 18. Z. 1 (61) 99-112.
 39. Wyczarska-Kokot J. 2010 Mikrobiologiczne wskaźniki jakości wody w pływalniach. Synteza wyników badań. Rynek Instalacyjny 9/2010

Zanieczyszczenia wód w Polsce – stan śródlądowych wód powierzchniowych i podziemnych

Paweł Ciećko

Główny Inspektor Ochrony Środowiska

Piotr Panek

Główny specjalista, Główny Inspektorat Ochrony Środowiska, Departament Monitoringu Środowiska

Wstęp

Stan wód to wieloznaczne pojęcie. Pomijając hydrologiczną definicję, gdzie stan wód oznacza poziom zwierciadła w akwenu czy warstwie wód podziemnych, może kojarzyć się ze stopniem ich czystości. Takie rozumienie przejawiało się przez kilkadziesiąt lat polskiej praktyki monitoringu i oceny wód, w której obowiązywał system trzech klas czystości (faktycznie zawierający też czwartą klasę, czyli wody nieodpowiadające normom). w Ramowej Dyrektywie Wodnej (RDW, pełna nazwa to Dyrektywa 2000/60/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 23 października 2000 r. ustanawiająca ramy wspólnotowego działania w dziedzinie polityki wodnej (Parlament Europejski i Rada Unii Europejskiej, 2000)) podobnie rozumiany jest stan chemiczny wód, który może być dobry, gdy poziom ich zanieczyszczeń nie przekracza norm, lub poniżej dobrego w przeciwnym przypadku. w przypadku wód podziemnych określany jest także stan ilościowy, w zasadzie nawiązujący do definicji hydrologicznej. RDW jednak dodatkowo wprowadza zupełnie inne podejście do stanu wód, definiując ich stan ekologiczny. Ostateczny stan wód powierzchniowych jest oceniany jako dobry, gdy jednocześnie ich stan ekologiczny jest co najmniej dobry (może być też bardzo dobry) i stan chemiczny jest dobry. W każdej innej sytuacji stan jest określany jako zły, a więc wystarczy, żeby tylko jeden element oceny przekroczył normy, a stan wód nie może być określony jako dobry. W przypadku wód podziemnych na stan wód składa się stan chemiczny i ilościowy.

O ile stan chemiczny dotyczyć może po prostu wody jako substancji, niezależnie od zbiornika, w którym się znajduje, o tyle stan ilościowy dotyczy relacji samej wody ze zbiornikiem. Stan ekologiczny zaś zgodnie z definicją prawną jest określeniem jakości struktury i funkcjonowania ekosystemu wodnego związanego z wodami powierzchniowymi. Woda jako substancja jest więc w tym przypadku jedynie jednym z elementów składowych, a jej rolą jest tworzenie siedliska dla organizmów. Stan ekologiczny charakteryzuje więc nie tyle samą wodę, ile wody rozumiane jako akwenu (cieki, zbiorniki, obszary morskie). Tę wieloznaczność w języku polskim rozwiązuje się stosując liczbę mnogą, ale nie da się uniknąć pewnego zamieszania semantycznego. W tym kontekście również skład chemiczny i parametry fizyczne wody nie są wartościami niezależnymi, ale są oceniane w kontekście roli ekologicznej. Co ważne, stan ekologiczny jest oceniany pod kątem bliskości warunkom referencyjnym. W przypadku stanu chemicznego można, przesadzając, stwierdzić, że stanem referencyjnym jest woda destylowana. W przypadku stanu ekologicznego sprawa jest znacznie bardziej skomplikowana i zależy od typu akwenu. Zupełnie inaczej wygląda referencyjny potok wysokogórski, a zupełnie inaczej ujściowy odcinek wielkiej rzeki niosącej wody spływające ze zlewni o powierzchni mierzonej w dziesiątkach tysięcy kilometrów kwadratowych, a jednocześnie będący pod wpływem wód morskich. Również zupełnie inaczej wygląda referencyjne jezioro mierzejowe powstałe przez odcięcie wód

morskich niż polihumusowe jezioro położone wśród torfowisk. W związku z tym obecnie nie używa się pojęcia klas czystości wody, zastępując je klasami jakości. Ta zmiana językowa odzwierciedla zmianę w filozofii klasyfikacji stanu wód, którą wprowadziła RDW. Należy jednak pamiętać, że o jakości wody utożsamianej z czystością i jej wartością jako zasobu gospodarczego pisano w przedmiotowej literaturze już wcześniej (Macioszczyk, 1995). Ponadto w przypadku wód sztucznych (np. kanałów) lub silnie zmienionych (np. silnie uregulowanych rzek czy zbiorników zaporowych, które powstały przez silne przekształcenie rzeki), przyjmuje się, że potrzeby gospodarcze, które były przyczyną takiego przekształcenia, są nadrzędne i takie wody mogą nie osiągnąć stanu bliskiego naturalnemu, przez co określa się kryteria ich potencjału ekologicznego, a nie stanu. W przypadku elementów fizykochemicznych i chemicznych to jednak nie ma znaczenia, bo uznane jest, że przekształcenia te nie zmieniają kryteriów ich jakości albo zmieniają na analogiczne, bardziej odpowiednie typologicznie, np. gdy odcinek rzeki po zmianie w zbiornik zaporowy bardziej przypomina jezioro.

Zanieczyszczenia wód w świetle Ramowej Dyrektywy Wodnej

W języku polskim zgodnie ze źródłosłowem, zanieczyszczenia kojarzą się z brakiem czystości, a więc z namacalnymi substancjami znajdującymi się w wodzie, powietrzu czy glebie. Tymczasem zgodnie z definicją zawartą w polskim Prawie ochrony środowiska to wprowadzane do środowiska niekorzystne emisje, czyli nie tylko substancję, ale też energię. W literaturze naukowej z zakresu ochrony środowiska, jak również ekologii, mówi się o zanieczyszczeniu termicznym, świetlnym, elektromagnetycznym czy akustycznym. Te dwa ostatnie rodzaje zanieczyszczenia wchodzi w skład państwowego monitoringu środowiska jako odrębne podsystemy, niezwiązane z monitoringiem jakości wód (choć hałas podmorski jest elementem monitoringu jakości wód Bałtyku). Ponadto w ekologii mówi się o zanieczyszczeniu biologicznym, jako o obecności w ekosystemie gatunków obcych (Howarth, 1983). Zanieczyszczenie termiczne jest w Polsce elementem monitoringu jakości wód od samego jego początku w latach 60. XX wieku, choć wówczas nie było tak określane (bada się po prostu temperaturę wody). Natomiast większość parametrów obecnego monitoringu wód to badanie zanieczyszczeń tradycyjnie rozumianych – fizycznych i chemicznych.

Fizyczne i chemiczne parametry wód można z punktu widzenia Ramowej Dyrektywy Wodnej podzielić na trzy grupy: substancje priorytetowe, inne substancje szczególnie szkodliwe dla środowiska wodnego oraz ogólne elementy fizykochemiczne stanu ekologicznego. Podział ten ma wymiar prawno-administracyjny, natomiast jest kontrowersyjny ze względów merytorycznych. Zgodnie z filozofią stojącą za tą dyrektywą, substancje, których występowanie w środowisku wodnym nawet w małych ilościach powoduje zaburzenie jego funkcjonowania i należy ograniczać ich występowanie do poziomu niewykrywalnego (w przypadku substancji syntetycznych) lub poziomu tła hydrogeochemicznego (w przypadku substancji niesyntetycznych), a środowiskowe normy jakości powinny być ustalane metodami ekotoksykologicznymi i niezależne od typu akwenu, powinny tworzyć jedną grupę i określać stan chemiczny. Stan ekologiczny powinien być określany przez tzw. ogólne elementy fizykochemiczne, czyli substancje naturalnie występujące w ekosystemach wodnych, które dopiero w przypadku znacznego odbiegania od poziomu naturalnego świadczą o jego zanieczyszczeniu. Tymczasem w toku prac legislacyjnych wprowadzono zasadę, że stan chemiczny będzie wyznaczany w oparciu o kryteria kilku innych dyrektyw dotyczących zanieczyszczeń chemicznych, a zanieczyszczenia ponadto będą włączone do klasyfikacji elementów fizykochemicznych

stanu ekologicznego jako elementy specyficzne dla zlewni, w odróżnieniu od elementów ogólnych. Ze względu na wyniki z tego zamieszczenie, w jednym z przewodników wydanych w ramach Wspólnej Polityki Wdrażania Ramowej Dyrektywy Wodnej (CIS WFD), ustalono, że substancje priorytetowe nie będą brane pod uwagę przy ocenie stanu ekologicznego, ale nie zdecydowano się na podobny krok wobec pozostałych zanieczyszczeń specyficznych (Working Group 2A, 2005). Z czasem grupę tych zanieczyszczeń zaczęto nazywać zanieczyszczeniami specyficznymi dla dorzecza (ang. River Basin-Specific Pollutants, RBSP) (Piha, Dulio i Hanke, 2010), natomiast w polskim prawodawstwie używa się określenia substancje szczególnie szkodliwe dla środowiska wodnego (specyficzne zanieczyszczenia syntetyczne i niesyntetyczne), co może prowadzić do konfuzji, jako że substancje priorytetowe też bez wątpienia są szkodliwe dla środowiska, a właściwie jego ożywionej części.

Ostatecznie więc pod względem formalnym w ocenie stanu wód stan chemiczny jest oceniany na podstawie substancji priorytetowych i kilku innych substancji, a stan ekologiczny na podstawie nie tylko ogólnych elementów fizykochemicznych, ale też zanieczyszczeń specyficznych dla dorzecza. Wykaz substancji priorytetowych jest załącznikiem do RDW i jest co jakiś czas aktualizowany. Jako taki obowiązuje w całej Unii Europejskiej (i innych krajach, które wdrożyły RDW do swojego prawa, jak Norwegia czy Turcja), choć jeżeli dana substancja nie jest wykrywana w konkretnej zlewni i wiadomo, że nie jest w niej odprowadzana do środowiska, można odstąpić od jej dalszego monitorowania. We wszystkich krajach wdrażających RDW obowiązują te same środowiskowe normy jakości (ang. environmental quality standards, EQS) dla tych substancji ustalone w innej dyrektywie, zwanej w skrócie priorytetową (Parlament Europejski i Rada Unii Europejskiej, 2008). Wykaz substancji z ustalonymi dyrektywowo EQS jest jednak dłuższy niż wykaz substancji priorytetowych, obejmując np. DDT, więc wiele krajów, łącznie z Polską, w monitoringu i klasyfikacji stanu chemicznego stosuje właśnie taką rozszerzoną listę. Ponadto monitorowane są substancje z listy obserwacyjnej, których monitoring ma charakter pilotażowy, nie wchodząc do standardowego monitoringu i klasyfikacji stanu wód.

Wykazy substancji zanieczyszczających specyficznych dla dorzeczy niewymienionych w dyrektywie priorytetowej ustalane są na poziomie krajowym. RDW sugeruje, co może się w nich znajdować, odwołując się do kilku innych dyrektyw. Formalnie w każdej zlewni taki wykaz może być inny, jednak w Polsce dotąd nie wykonano szczegółowych analiz pozwalających na jego zróżnicowanie geograficzne, czy raczej hydrograficzne. Jest to związane z niedoskonałością analizy presji wykonywanej na potrzeby planów gospodarowania wodami na obszarze dorzeczy i uwarunkowaniami pozwoleń wodnoprawnych wydawanych na zrzuty ścieków, w których określone są jedynie wybrane parametry. Większość substancji, które w Polsce zostały włączone do monitoringu tej grupy to substancje wymieniane w rozporządzeniach dotyczących odprowadzania ścieków, a ich środowiskowe normy jakości są pokłosiem norm ustalonych dla wód ujmowanych w celu spożycia. Pierwsze próby rewizji wykazu tych substancji i ich norm środowiskowych podjęto w pracy wykonanej na zlecenie Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska przez zespół Kolady i in. (Kolada i inni, 2018), jednak wnioski można traktować jedynie jako wstępne, choć zostały zgłoszone do projektów rozporządzeń dotyczących monitoringu i klasyfikacji wód.

Ogólne elementy fizykochemiczne stanu ekologicznego wód zgodnie z RDW to: przejrzystość (z wyłączeniem rzek), warunki termiczne, warunki tlenowe, zasolenie, substancje biogenne i stan zakwaszenia (tylko dla rzek i jezior). Wybór wskaźników

charakteryzujących te elementy należy do krajów członkowskich. w rozporządzeniu z 2016 jest ich 16 w przypadku rzek, 6 w przypadku jezior i 12 w przypadku wód przejściowych i przybrzeżnych. Oznacza to, że niektóre elementy są oceniane za pomocą kilku parametrów, np. zasolenie rzek jest klasyfikowane na podstawie przewodności elektrolitycznej wody, jej twardości oraz stężeń następujących jonów: siarczanów, chlorków, wapnia i magnezu. w przypadku tych dwóch ostatnich, jak również twardości, naturalna zmienność jest znaczna, a źródła zanieczyszczeń na tyle rzadkie, że przekroczenie norm może wcale nie wskazywać na zanieczyszczenie, a być stanem naturalnym. Ponadto często wskaźniki te są redundantne, gdyż twardość wiąże się z zawartością magnezu i wapnia, a ścieki zawierające duże ilości siarczanów często zawierają też duże ilości chlorków. W związku z tym prawdopodobnie w kolejnych wieloletnich programach monitoringu lista tego typu wskaźników zostanie ograniczona, a niektóre będą monitorowane jedynie w miejscach bliskich ich rzeczywistemu uwalnianiu do środowiska, np. z wodami kopalnianymi.

Substancje oceniane w ramach klasyfikacji stanu chemicznego oraz zanieczyszczenia specyficzne dla dorzecza mają określoną jedną wartość graniczną dla stanu dobrego – środowiskową normę jakości. W przypadku stanu ekologicznego elementy fizykochemiczne są klasyfikowane w trzech klasach jakości – pierwszej klasie, czyli stanie bardzo dobrym, drugiej klasie, czyli stanie dobrym i poniżej tych klas w obszernej klasie III. Bardziej szczegółowo ocenia się inną grupę elementów stanu ekologicznego, czyli elementy biologiczne. W ich przypadku oprócz stanu bardzo dobrego i dobrego wyróżnia się stan umiarkowany (klasę III), stan słaby (klasę IV) i stan zły (klasę V). To odzwierciedla zasadę, że w ocenie stanu ekologicznego podstawowe są elementy biologiczne, podczas gdy elementy fizykochemiczne, jak też hydromorfologiczne, są elementami wspierającymi. Za środowiskową normę jakości można uznać wartości wskaźników na granicy stanu dobrego i umiarkowanego. Jeżeli dowolny ze wskaźników stanu ekologicznego nie mieści się w granicach klasy II, czyli stanu dobrego, zarządzający wodami jest zobowiązany do podjęcia środków naprawczych. Zabronione jest również podejmowanie działań pogarszających stan, nawet gdyby było to pogorszenie któregoś z elementów bez zmiany klasy całego stanu ekologicznego. Interpretacja taka wynika z wyroku Trybunału Sprawiedliwości UE wydanego w sprawie C- 461/13 przeciw Niemcom i krajowi związkowemu Brema (Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland eV vs Bundesrepublik Deutschland, Freie Hansestadt Bremen, 2015).

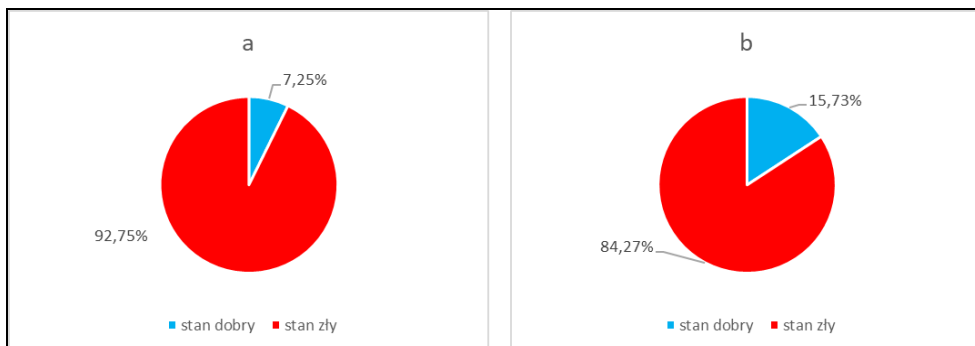
Środowiskowe normy jakości dla fizykochemicznych elementów stanu ekologicznego są ustalane przez kraje indywidualnie, choć obecne wytyczne Wspólnego Centrum Badawczego przy Komisji Europejskiej zalecają, aby były one sprzężone ze wskaźnikami biologicznymi. Oznacza to, że kraje członkowskie, ustalwszy wartości graniczne dla pięciu klas stanu ekologicznego elementów biologicznych, powinny tak ustanowić wartości graniczne klas elementów fizykochemicznych, aby różnice w klasyfikacji tych dwóch grup elementów były jak najrzadsze (WG Ecostat, 2018). Polska przyjęła tę zasadę jeszcze przed powstaniem tych wytycznych, które formalnie mają być opublikowane pod koniec 2019 roku. Pierwsze podejście wykonano w latach 2010-2012 na zlecenie GIOŚ w pracy wykonanej przez konsorcjum firmy Adasa Sistemas i Instytutu Ochrony Środowiska – Państwowego Instytutu Badawczego (Valverde García i inni, 2012). Wyniki tej pracy stały się podstawą ustalenia norm środowiskowych zawartych w rozporządzeniu dotyczącym klasyfikacji wód powierzchniowych z roku 2016 (Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 21 lipca 2016 r. w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych

(Dz.U. 2016 poz. 1187), 2016). Niemniej, praca ta nie objęła wszystkich kategorii wód powierzchniowych, a przez kolejne lata monitorowania wód udało się znacząco rozszerzyć zestaw danych, zarówno biologicznych, jak i fizykochemicznych. w związku z tym kilka lat później podjęto kolejne zadanie, tym razem na zlecenie GIOŚ wykonało je konsorcjum dwóch państwowych instytutów badawczych – Instytutu Ochrony Środowiska i Instytutu Meteorologii i Gospodarki Wodnej z udziałem dodatkowych ekspertów (Kolada i inni, 2018). Wyniki tej pracy zostały zgłoszone do projektu nowego rozporządzenia klasyfikacyjnego. Autorzy pierwszej z tych prac zdecydowali się na dostosowanie w niektórych przypadkach norm jakości do norm wynikających z innych przepisów. Tymczasem zgodnie z filozofią RDW stan ekologiczny jest pojęciem niezależnym od traktowania wody jako zasobu wód pitnych, rekreacyjnych, czy nawet siedliska dla hodowli zwierząt, a normy ustalone w innych dyrektywach na inne potrzeby, np. przeciwdziałania eutrofizacji ze źródeł rolniczych lub komunalnych, czy utrzymania jakości wód używanych do poboru w celach spożywczych lub w akwakulturze, nie mają bezpośredniego z nim związku (Phillips i Pitt, 2016).

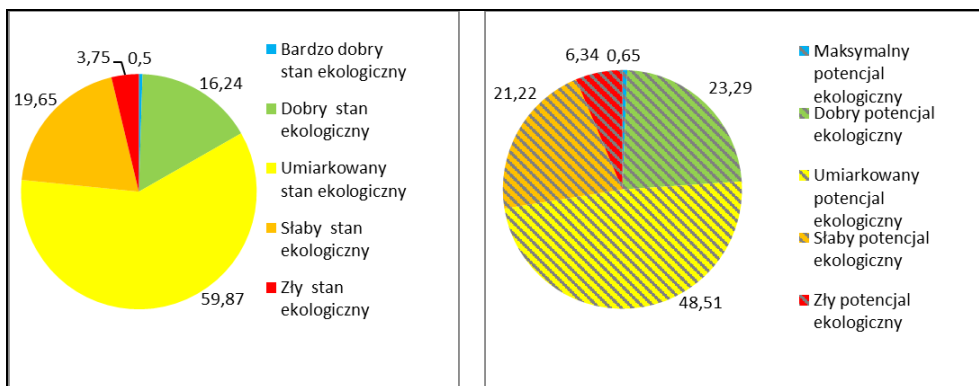
Tego typu zmiany w systemie klasyfikacji i oceny utrudniają porównywanie stanu wód na przestrzeni lat. Z jednej strony, wciąż są podejmowane działania mające na celu poprawę jakości wód, zwłaszcza w zakresie oczyszczania ścieków i związanej z tym kanalizacji, która sama w sobie nie poprawia jakości, ale pozwala na skupienie rozproszonych źródeł zanieczyszczeń, które dzięki temu mogą być zbiorczo neutralizowane. Z drugiej jednak nowe odkrycia przesuwają cel. Wraz z poprawą jakości w zakresie dotychczas uznawanym za problematyczny, odkrywane są nowe obszary wcześniej niebadane, a lista substancji przewidzianych do monitoringu się wydłuża. Drastyczna zmiana nastąpiła w roku 2008, kiedy liczba badanych w polskim monitoringu wskaźników, dotychczas sięgająca połowy setki, wzrosła dwukrotnie. Z kolei wobec zanieczyszczeń już znanych mamy coraz dalej idące ambicje ich ograniczania i normy, które obowiązywały kilkanaście lat temu z reguły są zaostrzane. z trzeciej natomiast strony część parametrów tradycyjnie badanych, jak zanieczyszczenia mikrobiologiczne, została wyłączona z monitoringu stanu wód prowadzonego przez Inspekcję Ochrony Środowiska, pozostając w innych systemach kontroli jakości wód będących w zakresie działalności Państwowej Inspekcji Sanitarnej. Stąd obraz stanu wód pod koniec lat 80., 90. XX w. i obecnie może na poziomie ostatecznej oceny wyglądać podobnie źle, sugerując, że nie nastąpiła żadna zmiana na lepsze, podczas gdy wiele parametrów wód może dziś wyglądać zupełnie inaczej niż dwadzieścia czy trzydzieści lat temu. Współczesny system klasyfikacji wód łączy w sobie dwa równoległe, ale przez kilkadziesiąt lat prawie rozłączne nurty oceny stanu wód prowadzonej przez biologów z jednej strony, a inżynierów chemicznych z drugiej (Panek, 2011).

Stan wód powierzchniowych w Polsce

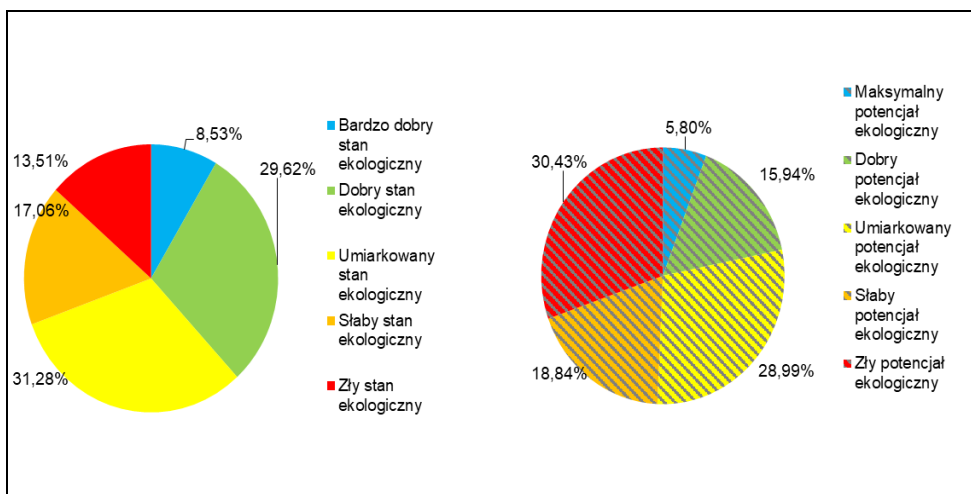
W istocie, ocena współczesnego stanu wód powierzchniowych nie wypada dobrze, co przedstawiają wykresy na rys. 1. Spośród ponad dwóch i pół tysiąca ocenionych w 2016 roku (na podstawie danych z różnych lat sięgających roku 2011) jednolitych części wód powierzchniowych (tj. jezior, potoków, strug i odcinków rzek) około 90% nie osiąga stanu dobrego (Wiech, Marciniwicz-Mykieta i Toczko, 2018). Tak surowa ocena wynika m.in. z zastosowania zasady „najgorszy decyduje”, zgodnie z którą dla złej oceny stanu wystarczy, aby jeden z ocenianych wskaźników nie spełnił normy dla stanu dobrego. Może tak być więc zarówno wtedy, gdy normę przekroczy tylko jeden wskaźnik, jak i wtedy gdy będzie ich ponad sto.



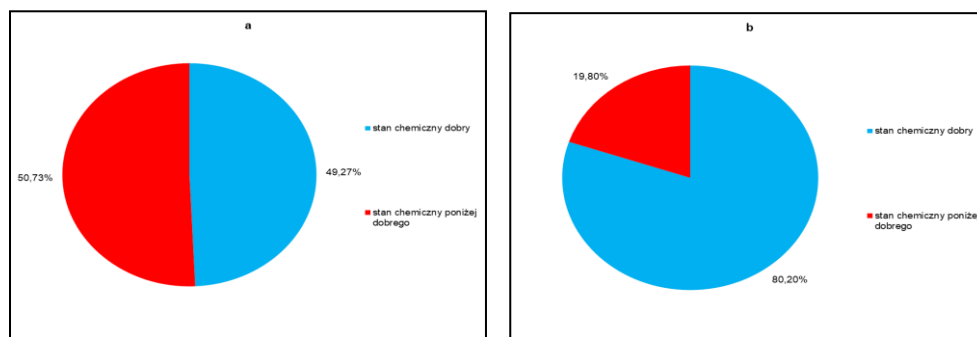
Rys. 1. Stan jcwpc rzecznych (a) i jeziornych (b) ocenionych w latach 2011-2016 (Wiech, Marciniwicz-Mykieta i Toczko, 2018)



Rys. 2. Stan lub potencjał ekologiczny jcwpc rzecznych ocenionych w latach 2011-2016 (Wiech, Marciniwicz-Mykieta i Toczko, 2018)



Rys. 3. Stan lub potencjał ekologiczny jcwpc jeziornych ocenionych w latach 2011-2016 (Wiech, Marciniwicz-Mykieta i Toczko, 2018)



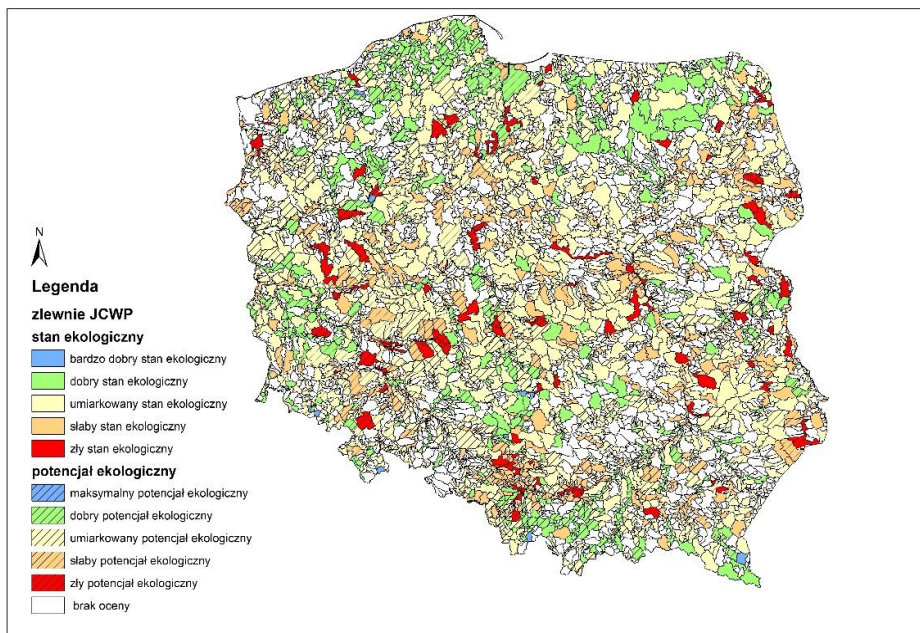
Rys. 4. Stan chemiczny jcwp rzecznych (a) i jeziornych (b) ocenionych w latach 2011-2016 (Wiech, Marciniewicz-Mykieta i Toczko, 2018)

Nieco inaczej liczby wyglądają dla poszczególnych składowych stanu. W przypadku stanu lub potencjału ekologicznego klasę co najmniej dobrą osiągnęło 386 jednolitych części wód powierzchniowych (jcwp) rzecznych na 1974 ocenione oraz 337 jcwp jeziornych na 1035 ocenionych. Stan chemiczny był oceniony lepiej, bo w przypadku rzek stan dobry osiągnęła prawie połowa ocenionych jcwp, a w przypadku jezior aż 80%. Rzeczą w tym, że stan chemiczny oceniono w mniejszej liczbie jcwp, zwłaszcza jeziornych, niż stan ekologiczny. Ponadto, niektóre substancje wchodzące w skład jego klasyfikacji zaczęto monitorować dopiero w ostatnich latach, więc nie są uwzględniane w dawniejszych ocenach.

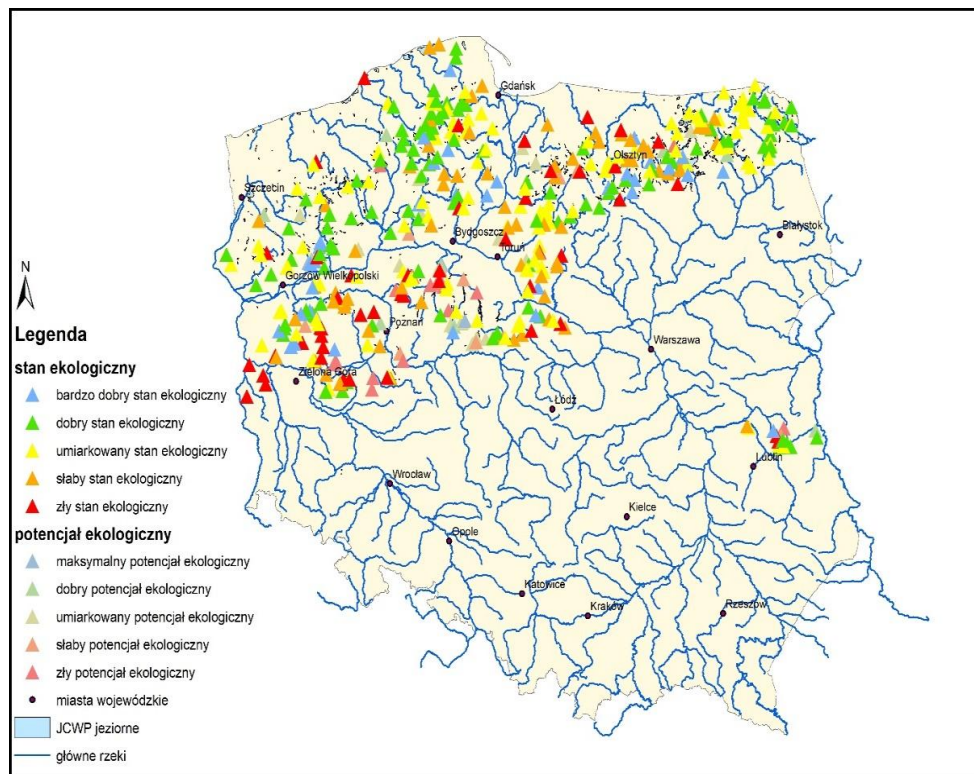
Stan ekologiczny jest determinowany przez różne czynniki, w tym niezwiązane wprost z zanieczyszczeniem (nawet szeroko rozumianym) elementy hydromorfologiczne. Niektóre elementy ekosystemu są szczególnie silnie uzależnione od warunków hydrologicznych i morfologicznych i nawet przy wysokiej jakości elementów fizykochemicznych nie mogą osiągnąć stanu dobrego. Dotyczy to zwłaszcza ryb, których stan się nie zawsze poprawia wraz z poprawą czystości wody, gdyż oprócz tego potrzebują odpowiednich siedlisk do rozrodu oraz możliwości migracji. w przypadku niektórych gatunków kluczowa jest ciągłość ekologiczna, czyli drożność rzeki i jezior przepływowych, od miejsca rozrodu do morza (lub odwrotnie w przypadku węgorzy, które rozmnażają się w oceanie, ale dorosłe życie spędzają w wodach śródlądowych). W przypadku innych gatunków wystarczy drożność na odcinku krótszym, ale za to realną barierą są nawet kilkunastocentymetrowe progi, które bez trudu pokonują pstrągi czy łosie. Niemniej, większość elementów biologicznych w taki czy inny sposób jest uzależniona od stanu fizykochemicznego wody, więc przyczyn ich niezadowolającego stanu można szukać w zanieczyszczeniach. Stosowane od początku XX w. wskaźniki biologiczne oparte były na wrażliwości poszczególnych organizmów wodnych na warunki tlenowe, a więc pośrednio na zanieczyszczenie materią organiczną, co określane jest jako saprobowość wód. Wskaźniki stosowane współcześnie w większej mierze oparte są na wrażliwości na warunki troficzne. Zwykle wskaźniki biologiczne stosowane w klasyfikacji stanu ekologicznego wód składają się z różnych wskaźników cząstkowych odpowiadających na różne formy degradacji ekosystemu, w tym saprobię i eutrofizację. W polskim systemie klasyfikacji żaden wskaźnik biologiczny nie jest specyficznie czuły na zakwaszenie czy zanieczyszczenia toksyczne.

Na niezbyt optymistyczną klasyfikację stanu ekologicznego oprócz wskaźników biologicznych mają wpływ również wskaźniki fizykochemiczne. Sytuacja, gdy wszystkie wskaźniki biologiczne są w stanie dobrym, a norm nie spełniają któreś wskaźniki

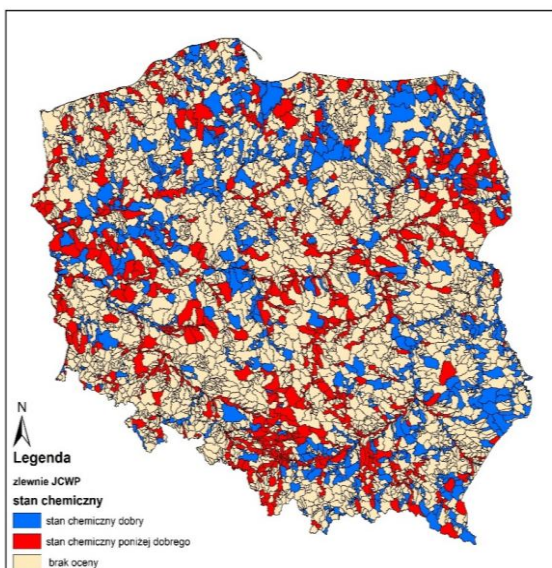
fizykochemiczne są stosunkowo rzadkie, ale się zdarzają. Znacznie częstsza jest sytuacja odwrotna, gdy wszystkie wskaźniki fizykochemiczne wskazują stan dobry, a stan elementów biologicznych nie jest dobry. Nie musi to oznaczać, że któreś z nich są niewłaściwie wykalibrowane, tylko że biocenozy wodne jeszcze nie zdążyły zareagować na zmiany parametrów fizykochemicznych. W takiej sytuacji zła klasyfikacja stanu elementów fizykochemicznych może ostrzegać, że prawdopodobnie stan elementów biologicznych również może się wkrótce pogorszyć.



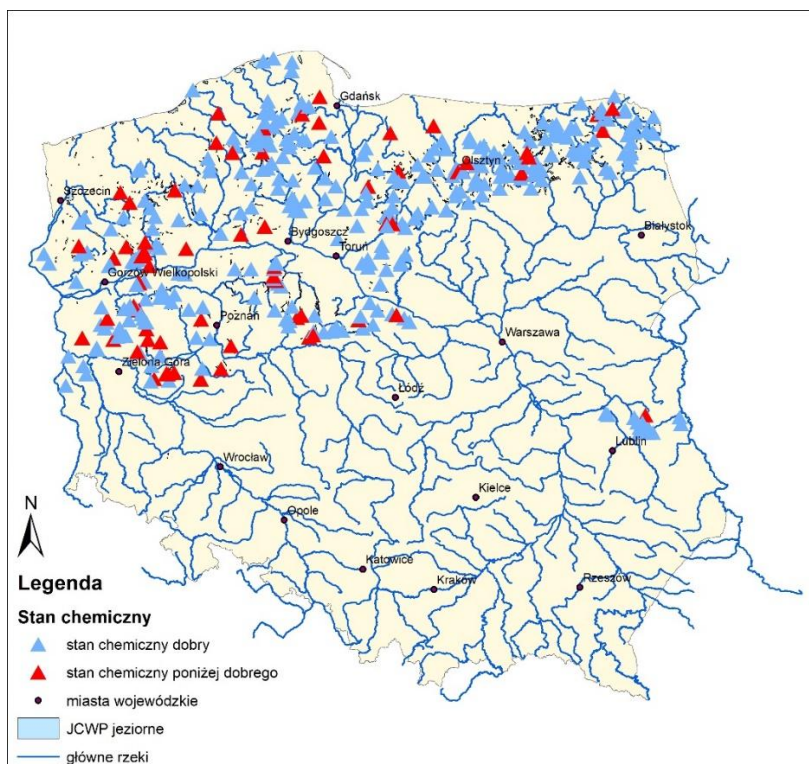
Rys. 5. Stan lub potencjał ekologiczny jcwp rzecznych ocenionych w latach 2011–2016 (Wiech, Marciniwicz-Mykieta i Toczko, 2018)



Rys. 6. Stan lub potencjał ekologiczny jcwp jeziornych ocenionych w latach 2011–2016 (Wiech, Marciniwicz-Mykieta i Toczko, 2018)



Rys. 7. Stan chemiczny jcwp rzecznych ocenionych w latach 2011–2016 (Wiech, Marciniwicz-Mykieta i Toczko, 2018)



Rys. 8. Stan chemiczny jcwp jeziornych ocenionych w latach 2011–2016 (Wiech, Marciniwicz-Mykieta i Toczko, 2018)

Stan ogólnych fizykochemicznych elementów stanu ekologicznego

W Tabelicy 1 przedstawiono wyniki w postaci procentowego udziału jednolitych części wód, w których stwierdzono przekroczenie norm dla stanu dobrego w okresie 2011-2017. Nie przedstawiono wartości bezwzględnych, gdyż z różnych przyczyn niektóre parametry są badane w mniejszej liczbie punktów pomiarowo-kontrolnych. Wśród ponad dwóch tysięcy jcwp rzecznych monitorowanych w tych latach największym problemem wśród ogólnych elementów fizykochemicznych jest stan troficzny, zwłaszcza zanieczyszczenie związkami fosforu, choć zanieczyszczenie związkami azotu również jest zauważalne. Tylko nieco mniej problemów sprawia zasolenie wyrażone jako przewodność elektrolityczna właściwa. Warunki tlenowe mierzone różnymi wskaźnikami rzadziej przekraczają normy.

Na kilkaset ocenionych jezior, ogólne elementy fizykochemiczne najczęściej przekroczyły normy stanu dobrego w przypadku przejrzystości mierzonej krążkiem Secchiego. Stan troficzny jest podobny jak w przypadku rzek, natomiast nadmierne zasolenie prawie w ogóle nie jest zauważane. w monitoringu jezior już wcześniej podjęto decyzję o badaniu mniejszej liczby wskaźników charakteryzujących poszczególne elementy jakości. W niniejszym opracowaniu nie przedstawiono wskaźników dla zakwaszenia, gdyż wydaje się, że w polskich warunkach przekraczanie ustalonych norm nie jest skutkiem zanieczyszczenia, ale naturalnej zmienności tego parametru i rozważane jest odstąpienie od jego klasyfikacji. Bardziej skomplikowana jest kwestia wskaźników wskazujących na warunki tlenowe, w tym zawartość węgla organicznego. Przekroczenia norm w tym

wypadku mogą być zarówno oznaką zanieczyszczenia, jak i warunków naturalnych, zwłaszcza w przypadku jezior, gdzie parametr ten uzależniony jest od warunków meteorologicznych (Kolada i inni, 2018). Zrezygnowano również z przedstawienia niektórych wskaźników, które albo nigdy nie przekraczają norm (temperatura), albo są wskaźnikami cząstkowymi (np. azot azotanowy czy azot Kjeldahla, które wchodzi w skład azotu ogólnego).

Tablica 1. Procentowy udział jcwp, w których stwierdzono przekroczenie wartości granicznych dla dobrego stanu ekologicznego dla ogólnych elementów fizykochemicznych. Dane państwowego monitoringu środowiska z lat 2011–2017

Parametr	Rzeki (wraz ze zbiornikami zaporowymi)	Jeziora
Przejrzystość	Parametr niebadany	43%
Warunki tlenowe		
Tlen rozpuszczony	8%	Zrezygnowano z analizy
BZT ₅	14%	Parametr niebadany
ChZT _{Mn}	17%	Parametr niebadany
ChZT _{Cr}	26%	Parametr niebadany
Zasolenie		
Przewodność	29%	1%
Siarczany	21%	Parametr niebadany
Chlorki	23%	Parametr niebadany
Warunki troficzne (substancje biogenne)		
Azot ogólny	22%	25%
Fosfor ogólny	36%	29%

Analiza stanu poszczególnych ogólnych elementów fizykochemicznych wskazuje, że sytuacja nie jest bardzo zła. Jednocześnie, ocena ogólna tych elementów wskazuje na stan gorszy niż dobry w 73% badanych jcwp rzecznych i 54% jeziornych. Oznacza to, że w wielu przypadkach za przekroczenie norm odpowiadają pojedyncze wskaźniki lub ich grupy (np. różne formy azotu), zgodnie z zasadą „najgorszy decyduje”, podczas gdy pozostałe mieszczą się na akceptowalnym poziomie. W niektórych sytuacjach można wręcz zastanawiać się, czy przekroczenie norm nie jest stanem naturalnym dla danej jcwp i w gruncie rzeczy nie powinno być brane pod uwagę. Przykładem może być Zbiornik Siemianówka, który w 2016 roku miał mieszczące się w granicach pierwszej lub drugiej klasy zawartości substancji biogennej i przewodność, natomiast przekroczone były zawartość ogólnego węgla organicznego i chemiczne zapotrzebowanie tlenu mierzone metodą dwuchromianową. Jest to zbiornik zaporowy na obszarze torfowiskowym i zupełnie naturalna dla niego jest duża zawartość substancji humusowych, która wpływa na oba te wskaźniki. Niemniej, nawet gdyby wyłączyć te wskaźniki z oceny tego konkretnego zbiornika, i tak nie osiągnąłby on dobrego stanu ekologicznego, ze względu na słaby stan fitoplanktonu i umiarkowany fitobentosu, a więc wskaźników biologicznych. W latach 2016 i 2017 było kilkanaście jcwp rzecznych, głównie potoków, w których prawie wszystkie badane elementy przekraczały normy stanu dobrego, przy czym ze względu na złożoność systemu monitoringu i klasyfikacji bardzo często któryś ze wskaźników nie był sklasyfikowany w danej jcwp. Z tego względu o ile wskazanie jcwp, w których stwierdzono największe przekroczenia norm, daje pewną informację o lokalizacji największych problemów, o tyle nie gwarantuje to, że nie ma miejsc, gdzie problem może być jeszcze

wiekszy, ale brak o nim wiedzy. Stąd też poniższe przykłady należy traktować raczej jako wskazówki niż swoistą księgę rekordów.

Największa utlenialność, a więc pośrednia miara zanieczyszczenia materią organiczną, np. pochodzącą ze ścieków komunalnych (a w przypadku ścieków przemysłowych ze źródeł związanych z przemysłem spożywczym czy drzewnym) jest stwierdzana zwykle w małych ciekach. Największe pięciodniowe biochemiczne zapotrzebowanie tlenu (BZT5) stwierdzono w trzech potokach województwa śląskiego. W 2016 roku BZT5 na średnim poziomie 38,9 mg O₂/dm³ stwierdzono w Rowie Michałkowskim. Parametr ten jest dość zmienny lokalnie ze względu na dość dużą podatność rzek na samooczyszczanie z materii organicznej, zwłaszcza w przypadku rzek o mało zmienionych parametrach morfologicznych, zawierających odsypy, wyspy czy ramiona boczne. Przykładowo, w Czarnym Dunajcu czy Białce Tatrzańskiej średnioroczna wartość BZT5 to 1 mg O₂/dm³ podczas gdy w Białym Dunajcu to 7,2 mg O₂/dm³, co jest już kilkukrotnym przekroczeniem norm dla dobrego stanu. Utlenialność mierzona inną miarą – chemicznym zapotrzebowaniem tlenu mierzonym zarówno metodą nadmanganianową jak i dwuchromianową wskazuje na największe przekroczenia norm w różnych ciekach województwa podlaskiego, co zapewne jest związane z dużą zawartością substancji humusowych, która może mieć charakter naturalny na ciekach odwadniających torfowiska, ale być również skutkiem spływu z nadmiernie meliorowanych łąk i pól na podłożu torfowym i lasów. Najniższe wartości obu ChZT są notowane w regionach górskich, czasem nawet wyniki są poniżej granicy oznaczalności. Wysoka utlenialność zwykle wiąże się z obniżoną klasyfikacją elementów biologicznych, zwłaszcza zwierzęcych.

Największe zasolenie stwierdzane jest w potokach na pograniczu Śląska i Małopolski. W niewielkim Potoku Gromieckim wpadającym do Wisły koło Oświęcimia w 2017 roku średnia roczna przewodność elektrolityczna wynosiła 37 568 μS/cm, co wiązało się ze stężeniem siarczanów 3 757 mg/dm³ i chlorków 16 630 mg/dm³ oraz rekordową twardością ogólną, wynoszącą 4 845 mgCaCO₃/dm³. Niewiele niższe wartości zanotowano w pobliskim Potoku Goławieckim czy dopływie Przemszy – Bolinie. W związku z tym Wisła na odcinku między ujściami Białej i Skawy również ma bardzo dużą przewodność i zawartość tych dwóch anionów, choć są to już wartości o rząd wielkości niższe (około trzech tysięcy μS/cm czy około dziewięciuset mg Cl/dm³). Dopiero te wartości przypominają stan Martwej Wisły czy Łeby przy ujściu, a więc odcinków rzek będących pod wpływem wód morskich. O ile jednak pewne zasolenie rzek i jezior przymorskich, a nawet rzek płynących przez miejsca wsięku zasolonych wód podziemnych, np. na Kujawach, jest stanem naturalnym, o tyle podwyższone zasolenie górnych odcinków Odry i Wisły oraz ich dopływów to skutek zanieczyszczenia, głównie wodami kopalnianymi, ale też z zakładów przemysłu chemicznego. Wisła przed Jeziolem Goczałkowickim ma dość niską przewodność – 266 μS/cm, a sam zbiornik około dwustu, podczas gdy tylko kilka górskich potoków osiąga wartości poniżej stu μS/cm. W potokach i rzekach płynących przez duże miasta zasolenie jest też skutkiem odśnieżania ulic czy lotnisk (Bojakowska, Lech i Jaroszyńska, 2012). W dużych rzekach jednak sole mineralne mogą się rozcieńczyć, przez co przewodność mierzona w Wiśle w Warszawie nie przekracza 700 μS/cm, co dla bardzo dużych rzek nizinnych jest na granicy stanu dobrego. W przypadku jezior zasolenie nie wydaje się dużym problemem w skali kraju, a większość jezior, w których stwierdzono przekroczenie norm mieści się na Kujawach i w ich okolicach. Z dużym zasoleniem z reguły wiążą się wyniki wskazujące na słaby lub zły stan elementów biologicznych.

Zanieczyszczenie substancjami biogennymi jest stwierdzane w całej Polsce, z pewną przewagą części centralnej, choć jedno z najwyższych stwierdzonych średnich stężeń fosforu ogólnego (3,38 mg/l) stwierdzono w potoku Łopień na granicy województw opolskiego i śląskiego, gdzie również średnie stężenie azotu ogólnego (20,84 mg/l) jest jednym z najwyższych notowanych. W przypadku tego parametru jednak dwukrotnie wyższe stężenie średnie stwierdzono w strudze Radacznicza w zlewni Gwdy. Duża zawartość całkowitych form azotu i fosforu zwykle wiąże się z dużą zawartością ich form składowych. Jedną z wyższych średnich zawartości azotu ogólnego w źródłowym odcinku Zgłowiączki (32,81 mg/dm³) wynika głównie z bardzo wysokiego stężenia azotu azotanowego (28,89 mg/dm³), przy również dużej i przekraczającej normy, ale nie w takim stopniu, zawartości azotu amonowego (1,723 mg/dm³), podczas gdy w Radaczniczy to właśnie ta forma azotu jest dominująca (29,63 mg/dm³). W przypadku jezior eutrofizacja związkami azotu jest zauważalna głównie w województwie wielkopolskim, zwłaszcza w regionie pilskim i konińskim. W Jeziorze Kłęckim w 2017 roku stwierdzono średnie stężenie azotu ogólnego na poziomie 9,12 mg/dm³. W przypadku związków fosforu trudniej jest zauważyć tendencje geograficzne. W 2016 roku w jeziorze Wierzysko na Pojezierzu Kaszubskim średnia zawartość fosforu ogólnego wynosiła 0,8125 mg/dm³. W wodach o mniejszej zawartości substancji biogennych wskaźniki biologiczne zwykle osiągają wartości stanu dobrego lub bardzo dobrego, przy czym nie dotyczy to ryb, które są bardziej wrażliwe na inne presje.

Stan specyficznych zanieczyszczeń jako elementów stanu ekologicznego

W przypadku substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego (specyficznych zanieczyszczeń syntetycznych i niesyntetycznych) również wchodzących w skład oceny stanu ekologicznego udział jcw p, dla których przekroczone granice stanu dobrego, zawsze był poniżej pięciu procent, dlatego w Tabeli 2 przedstawiono ich bezwzględną liczbę. Najczęściej stwierdzanym zanieczyszczeniem był aldehyd mrówkowy. W ponad dwustu punktach pomiarowo-kontrolnych jego poziom był jednak poniżej granicy oznaczalności laboratoryjnej. W kolejnych ponad dwóch tysiącach udało się go stwierdzić, ale poziom nie przekraczał norm. Niewielkie ich przekroczenia notowano głównie w ciekach województwa podlaskiego w dwóch jeziorach północno-wschodniej Polski, natomiast większe (dwukrotne) głównie w kilku jcw p województwa opolskiego, łącznie z tamtejszymi odcinkami Odry, a prawie trzykrotne (0,147 mg/dm³) w dopływie jeziora Druzno – Wąskiej. Przy tak małej liczbie wyników wskazujących na przekroczenie norm ciężko wyciągać wnioski, jednak da się zauważyć, że w tych jcw p stan makrobezkręgowców bentosowych i ryb zwykle był gorszy niż dobry. Co prawda, te grupy organizmów także w wodach o niewykrywalnej zawartości aldehydu mrówkowego rzadko osiągają stan dobry, więc nie można przesądzać o bezpośrednim wpływie tego zanieczyszczenia, ale mogło ono się przyczynić do ich ogólnej złej kondycji. Nieco rzadziej stwierdzano przekroczenia stężenia węglowodorów ropopochodnych wyrażane jako indeks oleju mineralnego i dotyczy to jedynie województwa podlaskiego. W dwóch potokach – Wigrze i Szerokiej Strudze przekroczone poziom 1 mg/dm³. W tej ostatniej jcw p stan elementów biologicznych był słaby, ale w pozostałych poszczególne elementy biologiczne osiągały stan umiarkowany, dobry, a nawet bardzo dobry. Przekroczenie norm dla fenoli lotnych zdarza się sporadycznie w ciekach położonych w zasadzie w całej Polsce i kilku jeziorach, głównie w województwie kujawsko-pomorskim. Rozkład geograficzny wskazuje na dość przypadkowe występowanie tego zanieczyszczenia.

Zupełnie inaczej jest w przypadku zanieczyszczenia talem, które dotyczy przede wszystkim Małej Panwi i jej dopływu Stoły oraz Białej Przemszy i jej dopływów: Dąbrówki, Sztoły z Babą i Sztolni. Wszystkie te ciekie leżą w szeroko rozumianym Górnośląskim Okręgu Przemysłowym. Jedyną jcwpc leżącą poza tym obszarem, w której stwierdzono przekroczenie norm dla talu, jest Dunajec od zbiornika Czorsztyn do Grajcarka. w przypadku pozostałych zanieczyszczeń z tej grupy są to pojedyncze przypadki. Wśród nich interesująca jest sytuacja zanieczyszczenia arsenem. Norma dla stanu dobrego tego pierwiastka jest przekroczona tysiąckrotnie w potoku Trująca. Sytuację tę tłumaczy fakt, że przepływa on w pobliżu dawnej kopalni złota w Złotym Stoku, której okolice są bogate w ten pierwiastek (Marszałek i Wąsik, 2000). W potoku tym przekroczony jest również dopuszczalny poziom dla antymonu. w drugiej jcwpc – Pawłówce norma jest przekraczana, w zależności od roku badań, 20-30-krotnie. Jest to struga płynąca w granicach Legnicy, czyli w jednej z niewielu stref znanych z występowania przekroczeń arsenu w pyłach zawieszonych w powietrzu, prawdopodobnie pochodzenia przemysłowego (Kobus, Iwanek i Mitosek, 2016). Wbrew nazwie, w potoku Trująca stan obu wskaźników zwierzęcych jest dobry, a o klasie trzeciej decyduje umiarkowany stan fitobentosu i makrofitów. W Pawłówce jedynym badanym w 2015 roku elementem biologicznym był fitobentos, a jego stan sklasyfikowano jako zły. Z kolei przekroczenie norm dla fluorków dotyczy głównie Rakówki i jej recypienta Bobrku, który z kolei wpada do Białej Przemszy (w niej fluorki są wykrywane, ale znacznie poniżej normy).

Wymienione wyżej ciekie w zlewniach Małej Panwi i Przemszy oraz bezpośrednio wpadające w tych okolicach do Wisły są też przykładami rzadko stwierdzanych przekroczeń norm innych substancji. w Bolinie oprócz przekroczeń norm dla BZT5, kilku wskaźników zasolenia i wszystkich badanych form azotu, stwierdzono przekroczenie norm dla stężenia baru. W potoku tym fitobentos jest w stanie słabym, a makrobezkręgowce bentosowe w złym. W Potoku Goławieckim oprócz nadmiernego zasolenia, BZT5, zawartości większości form azotu i fosforu fosforanowego, stwierdzono przekroczenie norm dla boru. W Regulce stwierdzono przekroczenia obu form chromu. Co ciekawe, w potoku tym stwierdzono również przekroczenie norm dla azotu amonowego i związanego z tym azotu Kjeldhala, ale ze względu na stosunkowo małą zawartość azotu azotanowego, poziom azotu ogólnego mieści się w normach stanu dobrego. Również nie ma przekroczeń dla fosforu. w kanale Dąbrówka oprócz zasolenia i poziomu talu, stwierdzono przekroczenia norm dla cynku. Za to wartości substancji biogennych są dobre lub bardzo dobre i fitobentos wskazuje na stan dobry. W kanale Sztolnia oprócz talu przekroczone są normy prawie wszystkich ogólnych elementów fizykochemicznych, a także chromu sześciowartościowego i miedzi. Jedyny badany tu element biologiczny, fitobentos, jest w stanie słabym. Jedną z najbardziej zanieczyszczonych rzek jest Stoła, podzielona na dwie jednolite części wód powierzchniowych. W obu przekroczone są normy prawie wszystkich wskaźników tlenowych, zasolenia i substancji biogennych, a poza normami dla talu, przekroczone są normy dla fluorków.

W większości przypadków problem zanieczyszczenia substancjami specyficznymi dotyczy więc cieków zlokalizowanych w regionie o długiej historii przemysłowej, poczynając od wydobywania rud. Stoła przepływa przez region uznany za dobro dziedzictwa kulturowego UNESCO „Kopalnie rud ołowiu, srebra i cynku wraz z systemem gospodarowania wodami podziemnymi w Tarnowskich Górach”. Są jednak też przypadki mniej zgodne z intuicją, przykładowo Słoja na Podlasiu jest drugą rzeką o wodzie przekraczającej normy dla chromu ogólnego i miedzi. W Dunajcu poniżej Jeziora Czorsztyńskiego oprócz przekroczeń dla talu, stwierdzono je dla antymonu i berylu.

Zanieczyszczenie metalami wód w tej rzece zapewne wynika ze skumulowanego wpływu zakładów drobnego przemysłu garbarskiego (Kolada i inni, 2018). Niemniej, w skali kraju problem zanieczyszczenia tego typu substancjami wydaje się stosunkowo mały i należy zrewidować system monitoringu, który obecnie nie uwzględnia różnic regionalnych. Niektóre substancje są badane, mimo że nigdzie nie są stwierdzone przekroczenia ich norm, a w większości punktów ich poziom jest niższy niż granica oznaczalności. Normy te z kolei zwykle są ustalone stosunkowo dawno i w innym kontekście – pod kątem użytkowym, a nie stanu ekologicznego, podczas gdy większość cieków, w których są stwierdzone ich przekroczenia, to potoki lub zgoła rowy, na których i tak nie są lokalizowane ujęcia wody. Wydaje się, że bardziej racjonalne jest monitorowanie pod tym kątem wód, o których zanieczyszczeniu można wnioskować na podstawie analizy presji wzbogaconej o dane z literatury naukowej, a zaniechanie monitorowania pozostałych. Jest to uzasadnione tym, że po kilku cyklach monitoringu wiedza o stanie rozmieszczenia tych zanieczyszczeń jest pełniejsza niż w czasie ustalania listy substancji monitorowanych, gdyż sieć państwowego monitoringu środowiska znacznie się zagęściła. Poza tym, takie podejście jest w gruncie rzeczy zgodne z zapisami ramowej dyrektywy wodnej. Optymalizacja monitoringu jest ważna również ze względu na rosnące wymogi w zakresie monitorowania substancji priorytetowych.

Stan chemiczny wód powierzchniowych

Jeżeli chodzi o stan chemiczny, czyli stan zanieczyszczenia substancjami z listy priorytetowej oraz kilkoma innymi o podobnym charakterze, to można zauważyć trzy podstawowe sytuacje. Pierwsza – substancja nie jest w polskich wodach wykrywana lub jest wykrywana w ilościach nieistotnych. Druga – substancja występuje w polskich wodach, ale w skali kraju są to przypadki sięgające kilku procent lub nawet dotyczące pojedynczych jcwp. Trzecia – substancja występuje powszechnie w polskich wodach w ilościach przekraczających normy. Obraz ten nie odbiega od typowego dla krajów europejskich. W pierwszej sytuacji niektóre kraje odstępują od dalszego monitorowania danej substancji. Dla substancji z trzeciej sytuacji ukuto określenie zanieczyszczeń wszędobylskich (ubiquitous pollutants). W skali Europy substancjami wszędobylskimi, a poza tym trwałymi, podlegającymi bioakumulacji i toksycznymi (uPBT, ubiquitous, persistent, bioaccumulative and toxic) są rtęć, difenyletery bromowane (pBDE), związki tributyllocyny i kilka wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (WWA). One są głównym czynnikiem odpowiadającym za złą ocenę stanu chemicznego do tego stopnia, że po hipotetycznym wyłączeniu ich z klasyfikacji, zła ocena stanu chemicznego, którą obecnie nadano prawie połowie europejskich jcwp, dotyczyłaby zaledwie kilku procent (Europejska Agencja Środowiska, 2018b).

W Polsce w istocie uPBT są również odpowiedzialne za zły stan chemiczny większości wód. Dramatyczna zmiana w ocenie nastąpiła od roku 2016, kiedy wprowadzono badanie niektórych substancji priorytetowych w tkankach zwierząt wodnych (stąd dane na rysunkach i w tablicach, odnosząc się do innych okresów oceny, różnią się). Do tego czasu dało się zauważyć różnice między obszarem dorzecza Odry a obszarem dorzecza Wisły (oraz Pregoty, Niemna i kilku mniejszych w skali Polski obszarów), gdyż przekroczenia norm dotyczyły częściej zachodniej części Polski, z intensywniejszą gospodarką, także rolną. Do tego czasu główną substancją przekraczającą normy podobnie jak w skali Europy była rtęć. Po wprowadzeniu jej badań nie w samej wodzie, a w tkankach ryb lub mięczaków

(w terminologii monitoringowej określa się to nazwą *biota*) normy okazały się przekroczone w około połowie jcwp, zarówno rzecznych, jak i jeziornych. Podobną skalę (ok. 60%) osiąga klasyfikacja w biocie insektycydu heptachloru wraz z jego epoksydem, przy czym substancja ta jeszcze nie zyskała w Europie miana uPBT. Od czasu wprowadzenia monitoringu kolejnej substancji (a właściwie grupy substancji, gdyż często klasyfikowany jest cały zestaw kongenerów danej substancji) uPBT - difenyloeterów bromowanych (polibromowanych eterów difenylowych, PBDE), okazuje się, że każda próba pobrana ze środowiska przekracza normę. W związku z tym można przypuszczać, że w momencie przebadania pod tym kątem wszystkich jcwp podlegających ocenie, zły stan chemiczny trzeba będzie przypisać stu procentom jcwp. Podobna sytuacja wystąpiła już w Szwecji, która jako jeden z pierwszych krajów członkowskich rozpoczęła badanie tej grupy substancji w biocie (Europejska Agencja Środowiska, 2018a). Wynika to z ustanowienia EQS na poziomie 8,5 pg/g (świeżej masy). Zgodnie z przeglądem wyników badań, jest to wartość znacznie poniżej, nierzadko o kilka rzędów wielkości, wartości spotykanych w tkankach ryb niezależnie od miejsca ich życia, przez co jej stosowanie nieuchronnie prowadzi do złej oceny stanu chemicznego (Eljarrat i Barceló, 2018).

Zanieczyszczenie związkami ołowiu, tradycyjnie funkcjonujące w świadomości społecznej, obecnie jest stosunkowo rzadkie i dotyczy kilku procent jcwp rzecznych i około procenta jcwp jeziornych. Zaskakujące może być, że stwierdzono je głównie w jeziorach Suwalszczyzny o dobrym stanie ekologicznym. W przypadku rzek dystrybucja jest bardziej rozłożona, choć problem ten dotyczy praktycznie wszystkich wymienionych wyżej małych cieków z pogranicza Śląska i Małopolski, nakładając się na pozostałe zanieczyszczenia. Najwyższe stężenia odnotowano w Sztolni – średnio 210,45 $\mu\text{g}/\text{dm}^3$ i maksymalnie 464,9 $\mu\text{g}/\text{dm}^3$ w 2017 r., co przekracza normy kilkusetkrotnie, podczas gdy w kilkudziesięciu przypadkach przekroczenie nie było większe niż dwukrotne. Normy dla DDT przekroczone tylko w trzech badanych jcwp, a największe przekroczenie stwierdzono w dopływie Przemyszy – Wąwolnicy. W 2017 roku stężenie całkowitego DDT w wodzie wyniosło 0,46 $\mu\text{g}/\text{dm}^3$, przy czym rok wcześniej było jedenastokrotnie niższe (choć też przekraczające normy). Świadczy to o dość dużej zmienności zawartości niektórych zanieczyszczeń. Normę przekroczone również w źródłowym odcinku Pilicy na terenie województwa śląskiego, gdzie stwierdzono także przekroczenie norm dla kilku innych substancji priorytetowych. Kolejne substancje tradycyjnie uważane za istotne zanieczyszczenie – dioksyny – w polskich wodach, a właściwie w tkankach ryb łowionych w Polsce, występują w niegroźnych stężeniach.

Część substancji priorytetowych badana jest w matrycy wodnej, a część w biocie. Dyrektywa dopuszcza jeszcze badanie niektórych w trzeciej matrycy – osadach, i w Polsce już jest testowane to rozwiązanie, choć jeszcze nie przyjęto odpowiednich metodyk i nie ustanowiono środowiskowych norm jakości. Niektóre substancje mogą być badane w więcej niż jednej matrycy, co może prowadzić do niejednoznaczności w interpretacji. Dotyczy to głównie niektórych WWA. Fluoranten badany w wodzie przekracza normy w co piątą badaną jcwp rzecznej, natomiast badany w biocie (tkankach mięczaków) jedynie w kilku procentach. Jeszcze większa różnica jest w przypadku benzo(α)pirenu. Odwrotnie jest w przypadku rtęci, która obecnie badana w wodzie przekracza normy w marginalnej liczbie przypadków, a jej badanie w biocie wskazuje na istotny problem.

Tablica 2. Liczba jcw, w których stwierdzono przekroczenie wartości granicznych dla dobrego stanu chemicznego. Dane państwowego monitoringu środowiska z lat 2011-2017 w przypadku wody i 2016-2018 w przypadku bioty

Substancja	Rzeki (wraz ze zbiornikami zaporowymi)	Jeziora
Alachlor	0	0
Antracen	1	0
Atrazyna	5	0
Benzen	0	0
Difenyloetery bromowane (biota)	898 (100%)	190 (100%)
Difenyloetery bromowane (woda)	1	0
Kadm i jego związki	35 (3%)	1
C10-13 – chloroalkany	6	0
Chlorfenwinfos	30 (3%)	0
Chlorpyrifos	2	0
1,2-dichloroetan (EDC)	0	0
Dichlorometan	0	0
Di (2-etyloheksyl) ftalan (DEHP)	0	0
Diuron	0	0
Endosulfan	4	0
Fluoranten (biota)	38 (6%)	14 (7%)
Fluoranten (woda)	223 (22%)	19 (4%)
Heksachlorobenzen (biota)	0	0
Heksachlorobenzen (woda)	1	0
Heksachlorobutadien (biota)	0	0
Heksachlorobutadien (woda)	0	0
Heksachlorocykloheksan	5	0
Izoproturon	1	0
Ołów i jego związki	89 (8%)	7 (1%)
Rtęć i jej związki (biota)	459 (52%)	113 (59%)
Rtęć i jej związki (woda)	11	4 (1%)
Naftalen	0	1
Nikiel i jego związki	2	2
Nonylofenole	3	0
Oktylofenole	0	0
Pentachlorobenzen	0	0
Pentachlorofenol	1	0
Benzo(a)piren (biota)	22 (2%)	10 (5%)
Benzo(a)piren (woda)	699 (67%)	98 (24%)
Benzo(b)fluoranten	162 (15%)	22 (6%)
Benzo(k)fluoranten	92 (9%)	14 (4%)
Benzo(g,h,i)perylene	299 (28%)	48 (12%)
Symazyna	0	0
Związki tributyllocyny	8	0
Trichlorobenzeny	0	0
Trichlorometan (chloroform)	0	0

Trifluralina	0	0
Dikofol	0	0
Kwas perfluorooktanosulfonowy i jego pochodne (PFOS)	13	1
Dioksyny (suma PCDD+PCDF+PCB+DL)	0	0
Heksabromocyklododekan	9	3
Heptachlor	531 (60%)	117 (62%)
Tetrachlorometan	0	0
Aldryna (C ₁₂ H ₈ Cl ₆), Dieldryna (C ₁₂ H ₈ Cl ₆ O), Endryna (C ₁₂ H ₈ Cl ₆ O), Izodryna (C ₁₂ H ₈ Cl ₆) (suma)	2	0
DDT – izomer para-para	2	0
DDT całkowity	3	0
Trichloroetylen	0	0
Tetrachloroetylen	0	0

Stan osadów

W Polsce nie ustanowiono dotychczas wiążących prawnie EQS dla substancji badanych w osadach, ale wykonuje się taki monitoring. Tradycyjnie w ramach państwowego monitoringu środowiska wykonywał go Państwowy Instytut Geologiczny – PIB, a od kilku lat – zgodnie z rozstrzygnięciem przetargu rozpisanego przez GIOŚ – Ośrodek Badań i Kontroli Środowiska. Mimo zmiany bezpośredniego wykonawcy, zachowano sposób klasyfikacji zanieczyszczenia osadów wprowadzony przez PIG na przełomie XX i XXI wieku. Sposób ten wykorzystuje dwa systemy klasyfikacji – według kryterium geochemicznego odwołującego się do wartości tła oraz według kryterium ekotoksykologicznego, w którym nacisk jest położony nie na źródło pochodzenia monitorowanej substancji, a na jej wpływ na organizmy wodne. Obecnie testowany jest jeszcze trzeci system, analogiczny do klasyfikacji stanu chemicznego w wodzie i biocie. Sieć monitoringu osadów jest mniej gęsta niż sieć monitoringu samych wód, a w okresie 2010–2017 objęła 585 jcwp rzecznych i 563 jcwp jeziornych.

Za osady niezanieczyszczone uważa się takie, w których zawartość danej substancji mieści się w granicach tła. W przypadku osadów rzecznych dotyczy to prawie połowy badanych punktów. Trochę mniej punktów sklasyfikowano jako miernie zanieczyszczone. Najmniej stwierdzono osadów silnie zanieczyszczonych – 8%. Pozostałe kilkanaście procent określa się jako zanieczyszczone. Inaczej sytuacja wygląda w przypadku osadów jeziornych. Tu odsetek osadów silnie zanieczyszczonych jest prawie taki sam, natomiast niezanieczyszczonych jest zaledwie 11%, a pozostałe 80% osadów jest zanieczyszczone lub miernie zanieczyszczone (Wiech, Marciniewicz-Mykieta i Toczko, 2018).

Dystrybucja zanieczyszczeń osadów nieco przypomina dystrybucję zanieczyszczeń wody – sytuacja w obszarze dorzecza Odry jest trochę gorsza niż w obszarze dorzecza Wisły, przy czym w przypadku osadów dorzecze Pregoly wypada gorzej niż dorzecze Wisły. Spośród badanych parametrów za niską ocenę odpowiadają głównie metale takie jak cynk, kadm, ołów i chrom. Stosunkowo często również wysoki poziom zanieczyszczenia dotyczy pochodnych DDT, przy czym poszczególne substancje osiągają wysokie wartości w kilku

procentach badanych punktów. Zanieczyszczenie substancjami priorytetowymi stwierdzano w pojedynczych przypadkach.

Wysoką zawartość DDT lub jego pochodnych stwierdzano w różnych lokalizacjach. Powszechnie występuje w osadach Wisły na jej odcinku na pograniczu Śląska i Małopolski, ze szczytem poniżej ujścia Przemszy. Zauważalne ilości stwierdzane są w dół aż do Warszawy. Jeszcze wyższe wartości stwierdzono w osadach Polskiego Rowu w zlewni Baryczy. Nieco niższe z kolei w Zimnym Potoku (w pobliżu Zielonej Góry), Skrwie i jej dopływie Sierpienicy, górnym Sanie, dolnej Bystrzycy, czy dolnym Bugu, jak również w kilkudziesięciu jeziorach (najwięcej w Cichowie). Najwyższą zawartość rtęci stwierdzono w osadach Cichej Wody koło Legnicy, a nieco niższą w Kanale Gliwickim. Kanał Gliwicki w ogóle ma jedne z najbardziej zanieczyszczonych osadów. Dość dużo substancji zanieczyszczających stwierdzono również w Polskim Rowie, Odrze (zwłaszcza na odcinku śląskim, poczynając od czeskiej granicy) czy Nysie Łużyckiej.

Zakłada się, że zanieczyszczenia osadów jako zanieczyszczenia historyczne są źródłem zanieczyszczenia samej wody (Europejska Agencja Środowiska, 2018a). w przypadku dużych miast, gdzie większość ścieków bytowych i przemysłowych trafia do oczyszczalni o dużym stopniu wydajności, historyczne zanieczyszczenia w osadach uważane są za jedno z głównych źródeł współczesnego zanieczyszczenia wody (Europejska Agencja Środowiska, 2016). Jednak chociaż przykład pogranicza Śląska i Małopolski pokazuje, że zanieczyszczenia osadów i wody do pewnego stopnia współwystępują, to często nie jest to związek wyraźny. Przykładowo, stan chemiczny Polskiego Rowu jest zły ze względu na przekroczenie norm dla chloroalkanów, chlorfenwinfosu, niklu i WWA. w tym przypadku zanieczyszczenie niklem i WWA jest zauważalne zarówno w wodzie, jak i osadzie, ale podczas gdy osad jest silnie zanieczyszczony chromem, cynkiem i DDT, to ich zawartość w wodzie jest poniżej granicy oznaczalności, a znacznym wartościami miedzi, ołowiu w osadzie odpowiadają stężenia w wodzie wykrywalne, ale nieduże. Z drugiej strony, w rzece tej w poprzednim cyklu monitoringowym nie stwierdzono przekroczeń dla badanych substancji priorytetowych, więc zanieczyszczenia powodujące przekroczenia norm w roku 2017 mogły być uwalniane właśnie z osadów. Osady mogą być źródłem zanieczyszczeń w ujęciach infiltracyjnej wody przeznaczonej do spożycia.

Stan chemiczny wód podziemnych

Problem zanieczyszczenia ujmowanej wody dotyczy również wód podziemnych. W ich przypadku nie jest klasyfikowany stan ekologiczny, natomiast podobnie jak w przypadku wód powierzchniowych klasyfikowany jest stan chemiczny. Ponadto oceniany jest stan ilościowy, który nie ma bezpośredniego związku z zanieczyszczeniem. Niemniej, w przypadku nadmiernego poboru wód podziemnych, ich miejsce może zająć woda pochodząca z głębszych warstw o naturalnie dużym zasoleniu lub może zająć silniejsza infiltracja wód powierzchniowych, nierzadko zanieczyszczonych. Ponieważ nie jest klasyfikowany stan ekologiczny, w ramach stanu chemicznego klasyfikowane są nie tylko substancje priorytetowe, ale też substancje występujące naturalnie w wodach podziemnych z grupy wskaźników troficznych czy zasolenia. Na ocenę w szczególności ma spełnianie wymogów tzw. dyrektywy azotanowej (Rada Unii Europejskiej, 1991). Jest to istotna różnica w stosunku do oceny wód powierzchniowych, gdzie monitoring mający na celu ocenę spełniania wymogów tej dyrektywy może być prowadzony jednocześnie z monitoringiem poświęconym RDW, ale obie oceny są od siebie niezależne, nawet gdy wykorzystane są w nich te same dane.

Jakość wód podziemnych jest klasyfikowana podobnie jak wód powierzchniowych w pięciu klasach, z taką różnicą, że granica między stanem dobrym a słabym leży między klasą III a IV. Również w odróżnieniu od monitoringu wód powierzchniowych, w obrębie jednolitej części wód podziemnych znajduje się z reguły więcej niż jeden punkt monitoringowy, przez co odsetek wód osiągających dany stan może się różnić w zależności od skali ocenianych jednostek.

W 2016 roku oceniono jako dobry stan 150 jednolitych części wód podziemnych (jcwpd), a jako słaby 22 jcwpd. W tym dobry stan chemiczny osiągnęło 158 jcwpd, a słaby 14 jcwpd. Jeżeli chodzi o klasyfikację w punktach, to większość wód jest zanieczyszczona w stopniu pozwalającym na ocenę mimo wszystko dobrą (klasa II – 41%, klasa III – 33%). Zauważalny jest udział wód IV klasy, czyli niezadowolającej jakości (16%), natomiast wód bardzo zanieczyszczonych jest mało (7%), a niezanieczyszczonych jeszcze mniej (3%).

Jednolite części wód podziemnych ocenione jako w złym stanie chemicznym położone są w różnych częściach Polski, przy czym da się je pogrupować w pas od centralnej Wielkopolski, przez Kujawy do zlewni Drwęcy i Żuław oraz w region górnośląsko-małopolski, z nieco izolowanymi okolicami Tarnobrzega i Orawą. Ocena tej ostatniej jcwpd sprawia, że w złym stanie są prawie całe polskie wody podziemne w dorzeczu Dunaju. Zupełnie izolowany jest obszar na Uznamie. W przypadku punktów pomiarowych rozkład jest dużo mniej regularny, a w jednej jcwpd mogą się znaleźć punkty z wodami zarówno klasy I, jak i V.

Za zły stan chemiczny jcwpc odpowiadają głównie substancje biogenne – potas, azot azotanowy lub amonowy, substancje wskazujące zasolenie (siarczany, chlorki, sól) oraz bor. Zanieczyszczenie substancjami biogennymi dotyczy głównie wód podziemnych Wielkopolski czy Pomorza Toruńskiego, ale też Górnego Śląska czy Małopolski (łącznie z jej wschodnią, sandomierską częścią i Orawą). Na Żuławach za złą ocenę odpowiada zanieczyszczenie wód podziemnych WWA. Na skutek nadmiernej eksploatacji wód przesączenie poziome słonych wód z głębszych warstw decyduje o słabym stanie wód podziemnych na Kujawach i Uznamie. W tym ostatnim przypadku zanieczyszczenie dotyczy wielu substancji, nie tylko pochodzących z tego źródła. Zróżnicowane zanieczyszczenie dotyczy również regionu Tarnobrzega i Górnego Śląska – regionów, gdzie zanieczyszczenie wód podziemnych utrzymuje się od kilkudziesięciu lat (Macioszczyk, 1995). Wynika z tego, że podobnie jak w przypadku osadów, w pewnych przypadkach da się zauważyć związek złego stanu chemicznego lub ekologicznego wód powierzchniowych z leżącymi poniżej wodami podziemnymi. Związek ten jest dwukierunkowy, zarówno zanieczyszczenie wód powierzchniowych dociera do wód podziemnych, jak i odwrotnie.

Podsumowanie

Zgodnie z Ramową Dyrektywą Wodną do wód powierzchniowych zaliczane są również wody morskie z dwóch kategorii – wody przejściowe, a więc będące pod bezpośrednim wpływem wód śródlądowych (częściowo zamknięte zatoki i okolice ujść wielkich rzek), oraz przybrzeżne, czyli wody otwartego morza w zasięgu 1 mili morskiej od brzegu, które są pod słabszym wpływem środowiska lądowego, choć bardziej zauważalnym niż wody pełnomorskie. W związku z tym ich ocena podlega podobnym zasadom, jak ocena wód śródlądowych, a jednocześnie są one oceniane zgodnie z inną dyrektywą – Ramową Dyrektywą ds. Strategii Morskiej (Parlament Europejski i Rada Unii Europejskiej, 2008). Ze względu na bardziej złożony charakter tej oceny, nie jest ona przedstawiona w tej pracy. Stan wód morskich, a zwłaszcza ich najbliższych lądowi części jest jednak w znacznej mierze zależny od napływu wód śródlądowych, w tym niesionych przez nie zanieczyszczeń. Oba

systemy oceny mają pewne elementy wspólne i na poziomie CIS WFD podejmowane są prace w celu ich harmonizacji. Możliwe, że jednym z ich skutków będzie wprowadzenie przy kolejnej nowelizacji do ramowej dyrektywy wodnej obowiązku monitorowania zanieczyszczeń stałych, a zwłaszcza mikroplastików.

Niniejsza praca skupiła się na stanie, a więc zaledwie jednym z elementów modelu zarządzania środowiskiem rekomendowanym przez Europejską Agencję Środowiska DPSIR (ang. Driving forces-Pressures-State-Impacts-Responses czyli czynniki sprawcze-presje-stan-oddziaływanie-reakcje) (Anderson, Wyatt, Denisov, & Kristensen, 1999). Źródła zanieczyszczeń proksymalne, czyli presje, i ultymatywne, czyli czynniki sprawcze, zostały tu potraktowane marginalnie, ze względu na obszerność tematu. Należy pamiętać, że zanieczyszczenia do wód dostają się nie tylko wraz ze ściekami różnego typu, ale również na drodze depozycji atmosferycznej, co w przypadku pewnych substancji może mieć kluczowe znaczenie przy przekraczaniu norm. Sam monitoring z kolei jest uznawany w powyższym modelu za jedną z reakcji.

Skupiono się również na stanie definiowanym zgodnie z Ramową Dyrektywą Wodną, podczas gdy parametry środowiska wodnego i samej wody mogą być inaczej oceniane pod kątem wymagań innych dyrektyw, jak już wspomnianej azotanowej, czy dotyczących wymogów dla wód pitnych, kąpieliskowych, narażonych na eutrofizację czy będących siedliskiem gatunków zwierząt czy roślin o znaczeniu gospodarczym lub chronionych. Obecnie w monitoringu prowadzonym przez Inspekcję Ochrony Środowiska w ogóle nie są badane bakterie, zakwity sinicowe czy wolny chlor będący pozostałością po procesie uzdatniania wody pitnej. Te zagadnienia nie znikły z badania wody, ale stały się elementem monitoringu wody przeznaczonej do spożycia lub kąpeli prowadzonym lub kontrolowanym przez Państwową Inspekcję Sanitarną.

Tak oceniany stan wód, zwłaszcza powierzchniowych, jest generalnie zły, a wraz ze wzrostem liczby badanych parametrów, jego ocena się pogarsza, co jest prostą konsekwencją zasady „najgorszy decyduje” (Loga, 2019). Wynika to nie tyle z obiektywnego pogarszania się samego stanu, ile z coraz bogatszej wiedzy, jakiej dostarcza monitoring środowiska. Jeszcze stosunkowo niedawno monitorowano głównie duże rzeki i jeziora, podczas gdy stan mniejszych cieków i zbiorników nie był znany. Jeszcze w połowie lat 90. XX w. o złej ocenie wód powierzchniowych w znacznej mierze decydowały parametry sanitarne, choć zanieczyszczenia przemysłowe i rolnicze również miały swój wkład. W miarę rozbudowy systemów oczyszczania wód, ale i powietrza, wiele z tych problemów udało się wyeliminować. Jednocześnie pojawiła się wiedza o zanieczyszczeniach wcześniej niemonitorowanych, a wiele zanieczyszczeń okazuje się trwałych i mimo wycofania z użytku, pozostaną one w środowisku przez następne dziesięciolecia (Europejska Agencja Środowiska, 2016) (Europejska Agencja Środowiska, 2018a). Wzrost wiedzy o presjach niesie jeszcze jeden skutek – powziąwszy wiedzę o zanieczyszczeniu, jesteśmy zobowiązani do dalszego monitorowania operacyjnego jcw p zagrożonych nieosiągnięciem stanu dobrego. W ten sposób nieco zaburzą się proporcje liczby stanowisk monitorowanych, gdyż sieć monitoringu jest gęstsza w wodach o złym stanie niż o stanie dobrym, a to może potęgować zły obraz sytuacji. W każdym razie, w systemie zarządzania środowiskiem, mimo że monitoring sam nie przynosi żadnych rozwiązań i bywa wręcz lekceważony przez różne opiniotwórcze i decydenckie środowiska, jest kluczowym elementem pozwalającym na racjonalne kierowanie środkami naprawczych.

Wszystkie dane liczbowe pochodzą z państwowego monitoringu środowiska i były pozyskane przez pracowników Inspekcji Ochrony Środowiska lub na jej zlecenie.

Literatura:

1. Anderson, L., Wyatt, B., Denisov, N., & Kristensen, P. (1999). State of the environment reporting: Institutional and legal arrangements in Europe. Kopenhaga: Europejska Agencja Środowiska.
2. Bojakowska, I., Lech, D. i Jaroszyńska, J. (2012). Wskaźniki zasolenia w wodach Potoku Służewieckiego i Jeziora Wilanowskiego w Warszawie. *Górnictwo i Geologia*, 85–99.
3. Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland eV vs Bundesrepublik Deutschland, Freie Hansestadt Bremen, C 461/13 (Trybunał Sprawiedliwości Unii Europejskiej 2015).
4. Eljarrat, E. i Barceló, D. (2018). How do measured PBDE and HCB levels in river fish compare to the European Environmental Quality Standards? *Environmental Research*, 203-211.
5. Europejska Agencja Środowiska. (2016). Rivers and lakes in European cities. Past and future challenges. EEA Report No 26/2016. Luksemburg: Publications Office of the European Union.
6. Europejska Agencja Środowiska. (2018a). Chemicals in European waters. Knowledge developments. EEA Report No 18/2018. Luksemburg: Publications Office of the European Union.
7. Europejska Agencja Środowiska. (2018b). European waters. Assessment of status and pressures 2018. EEA Report No 7/2018. Luksemburg: Publications Office of the European Union.
8. Howarth, F. G. (1983). Classical Biocontrol: Panacea or Pandora's Box. *Proceedings of the Hawaiian Entomological Society*, 24(2&3), 239–244.
9. Kobus, D., Iwanek, J. i Mitosek, G. (2016). 11.4.2.1. Arsen, kadm, nikiel, ołów. w K. Juda-Rezler i B. Toczko, *Pyły drobne w atmosferze Kompendium wiedzy o zanieczyszczeniu powietrza pyłem zawieszonym w Polsce (strony 197–202)*. Warszawa: Główny Inspektorat Ochrony Środowiska.
10. Kolada, A., Pasztaleniec, A., Bielczyńska, A., Ochocka, A., Kutyła, S., Zalewska, T., . . . Panek, P. (2018). Wskaźniki fizykochemiczne w ocenie stanu ekologicznego wód powierzchniowych – weryfikacja standardów środowiskowych. Warszawa: Główny Inspektorat Ochrony Środowiska.
11. Loga, M. (2019). Niepewność oceny stanu ekologicznego wód powierzchniowych. Warszawa: Oficyna Wydawnicza Politechniki Warszawskiej.
12. Macioszczyk, A. (1995). Zagrożenie i ochrona zasobów wodnych. w A. Macioszczyk, W. Lenart, A. Drągowski J. B. Faliński, i A. Kalinowska (Red.), *Antropogeniczne przemiany środowiska (strony 4–34)*. Warszawa: Wydawnictwa Szkolne i Pedagogiczne.
13. Marszałek, H. i Wąsik, M. (2000). Influence of arsenic-bearing gold deposits on water quality in Złoty Stok mining area (SW Poland). *Environmental Geology*, 39(8), 888–892.
14. Panek, P. (2011). Przyrodnicy i inżynierowie, czyli ocena jakości wody w Polsce. *Przegląd Przyrodniczy*, XXII(1), 3–9.
15. Parlament Europejski i Rada Unii Europejskiej. (2000). Dyrektywa 2000/60/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 23 października 2000 r. ustanawiająca ramy wspólnego działania w dziedzinie polityki wodnej.

16. Parlament Europejski i Rada Unii Europejskiej. (2008). Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2008/105/WE z dnia 16 grudnia 2008 r. w sprawie środowiskowych norm jakości w dziedzinie polityki wodnej, zmieniająca i w następstwie uchylająca dyrektywy Rady 82/176/EWG, 83/513/EWG, 84/156/EWG, 84/491/EWG i 86.
17. Parlament Europejski i Rada Unii Europejskiej. (2008). Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2008/56/WE z dnia 17 czerwca 2008 r. ustanawiająca ramy działań Wspólnoty w dziedzinie polityki środowiska morskiego (dyrektywa ramowa w sprawie strategii morskiej).
18. Phillips, G. i Pitt, J.-A. (2016). a comparison of European freshwater nutrient boundaries used for the Water Framework Directive: a report to WG ECOSTAT. Londyn: Ensis Ltd.
19. Piha, H., Dulio, V. i Hanke, G. (2010). Workshop Report: River Basin-Specific Pollutants - Identification and Monitoring. Luksemburg: Publications Office of the European Union.
20. Rada Unii Europejskiej. (1991). Dyrektywa Rady z dnia 12 grudnia 1991 r. dotycząca ochrony wód przed zanieczyszczeniami powodowanymi przez azotany pochodzenia rolniczego (91/676/EWG).
21. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 21 lipca 2016 r. w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych (Dz.U. 2016 poz. 1187). (2016).
22. Valverde García, N., Wasilewicz, M., Alvarez Troncoso, R., Zalewski, T., Soszka, H., Kolada, A. i Pasztaleniec, A. (2012). Weryfikacja wartości granicznych dla oceny stanu ekologicznego rzek i jezior w zakresie elementów fizykochemicznych z uwzględnieniem warunków charakterystycznych dla poszczególnych typów wód. Warszawa: Adasa Sistemas, Instytut Ochrony Środowiska – PIB.
23. WG Ecostat. (2018). Best practice for establishing nutrient concentrations to support good ecological status.
24. Wiech, A. K., Marciniewicz-Mykieta, M. i Toczko, B. (2018). Stan środowiska w Polsce. Raport 2018. Warszawa: Główny Inspektorat Ochrony Środowiska.
25. Working Group 2A. (2005). Guidance document no. 13: Overall approach to the classification of ecological status and ecological potential. Luksemburg: Office for Official Publications of the European Communities.

Pozostałości leków w wodach powierzchniowych ujmowanych do celów pitnych

Anna Zajęc- Woźnalis, Izabela Kruszelnicka

Instytut Inżynierii Środowiska, Politechnika Poznańska

Dobrochna Ginter- Kramarczyk1, Joanna Zembrzuska

Instytut Chemii i Elektrochemii Technicznej, Politechnika Poznańska

Wstęp

Rozwojowi cywilizacyjnemu oprócz olbrzymich korzyści dla ludzkości towarzyszą również niebezpieczeństwa. Poważnym zagrożeniem dla środowiska, szczególnie dla ekosystemów wodnych są związki, które już w niskich stężeniach wykazują duże właściwości toksyczne, a ich pojawianie się w środowisku warunkowane jest rozwojem społeczno – gospodarczym. w literaturze anglojęzycznej związki te określa się zwrotem emerging contaminants (EC) i definiuje jako nowo pojawiające zanieczyszczenia lub contaminants of emerging concern – zanieczyszczenia budzące niepokój w odniesieniu do zmian środowiskowych. Pierwsze doniesienia literaturowe na temat obecności tego rodzaju mikrozanieczyszczeń w ekosystemach wodnych i lądowych pojawiły się w latach 90-tych [Luo Y. i in. 2014]. Uzyskano wówczas niepokojące wyniki badań, wskazujące na niekontrolowane rozprzestrzenianie się EC w środowisku. Doniesienia te stały się ogólnoswiatowym wezwaniem do podjęcia próby zdefiniowania zagrożenia wynikającego z pojawienia się tych związków i określenia skali i zakresu problemu środowiskowego, jak również określenia wpływu na życie i zdrowie człowieka. Do związków EC należą substancje pochodzenia przede wszystkim antropogenicznego, m.in. środki i preparaty higieniczne, kosmetyki, hormony sterydowe, związki chemiczne pochodzące z przemysłu, pestycydy i inne (Tabela1).

Tabela 1. Kategorie emerging contaminants [Nosek K., 2014]

Grupa związków	Przykłady
Środki farmaceutyczne i ich metabolity:	
Antybiotyki stosowane w medycynie i weterynarii	trimetoprim, erytromycyna, linkomycyna, sulfametaxozol
Leki przeciwbólowe i przeciwzapalne	kodeina, ibuprofen, diklofenak, fenoprofen, kwas acetylosalicylowy
Leki psychotropowe	diazepam, karbamazepina
Regulatory tłuszczów	bezafibrany, kwas klofibrynowy, kwas fenofibrynowy
β-blokery	metoprolol, propranolol, timolol
Środki kontrastowe stosowane w prześwietleniach RTG	jopromid, jopamidol, diatrizan
Środki narkotyczne	kokaina, heroina, morfina
Steroidy i hormony	estradiol, estron, estriol, etinyloestradiol
Środki higieny osobistej:	
Substancje zapachowe	piżmo nitrowe, policykliczne i makrocykliczne
Środki ochrony przeciwślonecznej	benzofenon, kamfora metylbenzylidenowa
Repelenty	N,N-dietyltoluamid
Środki antyseptyczne oraz biocydy	triklosan, chloro fen
Pestycydy	MCPP (mekoprop), MCPA, 2,4-D
Związki powierzchniowo czynne i ich metabolity	alkilofenolowe etoksylany, alkilofenole (nonylofenole i oktylofenole), alkilofenolowe karboksylazy
Środki opóźniające palenie	polibromowane etery difenylowe (PBDEs), tris(2-chloroetylo) fosforany TCEP
Plastyfikatory	ftalany (ftalan dimetylu, ftalan dietylu), bisfenol A
Środki i dodatki przemysłowe	związki kompleksujące (EDTA), aromatyczne sulfoniary, chlorowodorek tris(2-karboksyetylo)fosfiny (TCEP)
Dodatki do benzyn	etery dialkylowe, eter metylo-tert-butylowy (MTBE)
Produkty uboczne procesów dezynfekcji	bromiany, bromokwasy, bromoacetonitryle, bromoaldehydy, N-nitrozodimetyloamina (NDMA), jodotrihalometany
Nanomateriały	ditlenek tytanu, tlenek glinu, węglowe fulereny i nanorurki
Toksyny sinicowe	mikrocystyny LR, RR, YR
Dodatki spożywcze	sukraloza, tria cetyna

W tej grupy zanieczyszczeń w sposób szczególny zaznaczyła się grupa substancji farmaceutycznych. Największy ładunek tego typu zanieczyszczeń zawarty jest w ściekach pochodzących ze szpitali, gospodarstw domowych, ośrodków weterynaryjnych czy też gospodarstw hodowlanych, gdzie do pasz dodawane są głównie antybiotyki. Przyjmowane leki wydalane są, głównie jako metabolity substancji wyjściowej. Tylko niewielki procent stanowią substancje czynne w niezmienionej postaci. Wielu naukowców zwraca także uwagę na niechlubną praktykę wyrzucania przeterminowanych leków do toalet lub umywalk, skąd wraz ze ściekami komunalnymi kierowane są do oczyszczalni ścieków. Badania przeprowadzone przez ośrodki naukowe w różnych częściach świata wskazują, że konwencjonalne metody oczyszczania za pomocą osadu czynnego, przeznaczone głównie do oczyszczania ścieków bytowo-gospodarczych nie redukują całkowicie substancji farmaceutycznych. Dlatego też ścieki oczyszczone, transportowane do odbiorników zawierają pozostałości produktów lekowych i ich metabolitów. Odbiornikami ścieków najczęściej są wody powierzchniowe, które niejednokrotnie stanowią źródło wody pitnej. Podobny obieg substancji farmaceutycznych i ich metabolitów pojawił się w przypadku innych źródeł wody pitnej. Substancje te mogą pojawiać się w odciekach, np. z wysypisk śmieci a także w wodzie spływającej z pól. Znaczącym źródłem zanieczyszczeń aktywnych

postaci leków jak również ich metabolitów są koncerny i zakłady wytwarzające produkty farmaceutyczne. Ścieki poprodukcyjne często odprowadzane są bezpośrednio do odbiornika lub wprowadzane do miejskiej sieci kanalizacyjnej, bez wcześniejszego określenia zawartych w nich pozostałości substancji czynnych.

Pomimo tego, że wzmożone badania w zakresie obecności farmaceutyków i ich wpływu na środowisko prowadzone są od około 10 lat, nie są aktualnie znane i możliwe do przewidzenia długoterminowe konsekwencje związane z kumulacją farmaceutyków w środowisku wodnym (odprowadzanie ścieków, ścieków oczyszczonych) i glebowym (wykorzystanie przyrodnicze osadów ściekowych, nawożenie). Literatura naukowa [Fent K. i in., 2006, Martín J. i in., 2012, Ashfaq M. i in., 2017] dostarcza jednak wielu argumentów, które potwierdzają ich szkodliwy wpływ na organizmy żywe.

W odniesieniu do komunikatów naukowych niepokojący wydaje się fakt, że obecnie obowiązujące przepisy prawne nie uwzględniają dopuszczalnych, bezpiecznych limitów dawek substancji farmaceutycznych, jakim powinny odpowiadać ścieki poprodukcyjne z zakładów farmaceutycznych. Podobna sytuacja dotyczy ścieków oczyszczonych, odprowadzanych do odbiorników wodnych. Pomimo udowodnionego, negatywnego oddziaływania na środowisko substancji farmaceutycznych, szczególnie przy braku jakiegokolwiek kontroli i monitoringu tych substancji i ich metabolitów, obecnie nie ma konieczności stosowania technologii zwiększających ich redukcję. Jak dotąd w wodach powierzchniowych oraz w ściekach w oczyszczalniach ścieków, zidentyfikowano ponad 3500 substancji farmaceutycznych, z wykluczeniem metabolitów oraz innych produktów transformacji. Wśród oznaczonych związków, największą grupę stanowiły niesteroidowe leki przeciwzapalne (NLPZ) [Aissaoui S. i in., 2017].

Najczęściej występujące grupy lekowe to:

- **Leki przeciwbólowe, przeciwzapalne, przeciwzkrzepowe, przeciwwymiotne** – jedna z najpopularniejszych grup leków dostępnych w większości bez recepty. Do najczęściej kupowanych należą: ibuprofen, paracetamol, naproksen, diklofenak, karbamazepina oraz kwas salicyłowy [Felis E. i in., 2005, Khetan S. i in., 2007]. Ibuprofen znajduje się w pierwszej dziesiątce najpopularniejszych leków w rankingu światowym [Murdoch R.W., Hay A. G., 2015]. Farmaceutyki te wraz z metabolitami zostały wykryte w wodach powierzchniowych, wodach do picia oraz w ściekach [Adamek E. i in., 2011, Felis E. i in., 2005, Kosjek T., 2007, Nosek K. i in., Subramanya N. T. i in., 2007, Yu Ch-P. i in., 2009].
- **Leki przeciwnowotworowe** – są to głównie chemoterapeutyki, posiadające właściwości toksyczne. Obecnie na rynku znanych jest około 90 rodzajów leków tego typu. Zapotrzebowanie na te leki niestety ciągle wzrasta, jest to najbardziej zauważalne w krajach uprzemysłowionych. Do najczęściej spotykanych leków z tej grupy należą m.in. epirubicin, exemestane, 5-Fluorouracil, flutamide, letrozol, mitotan [Zounkova R. i in., 2010].
- **Leki z grupy beta-blokerów** – to grupa leków hamująca układ współczulny. Mają za zadanie obniżanie ciśnienia tętniczego krwi, zmniejszenie zapotrzebowania serca na tlen oraz poprawę wydolności wieńcowej poprzez zwolnienie pracy serca. Beta-blokery znalazły także zastosowanie w leczeniu migreny, nerwic lękowych, schizofrenii, choroby Parkinsona oraz w okulistyce przy zwalczaniu jaskry [Zounkova R. i in., 2010, <http://www.damian.pl>, odczyt 04.2017]. Do najbardziej rozpowszechnionych farmaceutyków z tej grupy należą: propranolol, metoprolol, atenolol. Ich obecność stwierdzono w wodach powierzchniowych, wodach

gruntowych, na dopływie i odpływie z oczyszczalni ścieków [Zoukova R. i in., 2010].

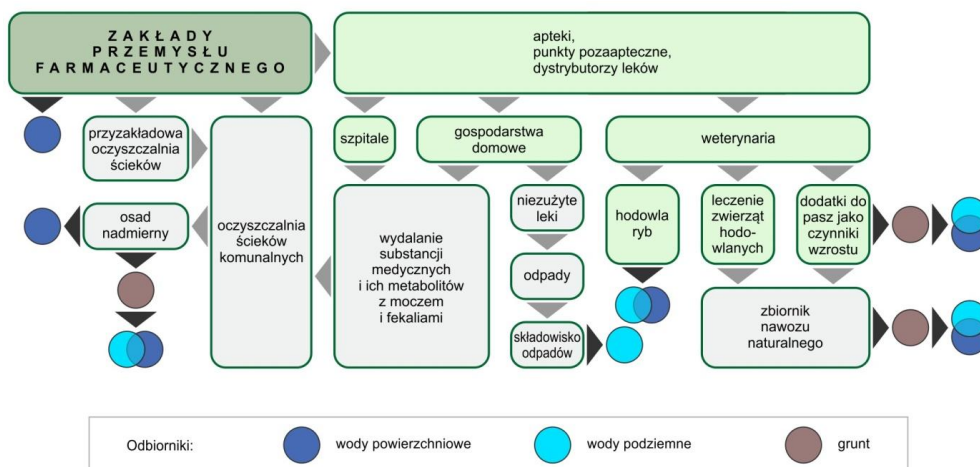
- **Leki działające na mikroorganizmy chorobotwórcze** – do tej grupy zalicza się środki dezynfekujące i odkażające, sulfonamidy, antybiotyki, leki przeciwgruźlicze i przeciwprątkowe, leki przeciwwirusowe, leki przeciwgrzybiczne, leki przeciwpierwotniakowe i przeciwrobacze. Wiele z nich znajduje zastosowanie podczas wykonywania zabiegów chirurgicznych w celu odkażenia skóry, dezynfekcji rąk a także narzędzi. Wykorzystywane są również w celu dezynfekcji wody przeznaczonej zarówno do konsumpcji jak i przemysłu. Leki te są skuteczne w zwalczaniu zakażeń bakteryjnych oraz grzybiczych w medycynie i weterynarii. Można je kupić tylko za okazaniem recepty. Ta grupa leków jest słabo usuwana w oczyszczalniach ścieków, co oznacza, że w większości docierają one do wód powierzchniowych w ilości nawet kilku $\mu\text{g/l}$ [Marciocha D. i in., 2009]. Popularnymi substancjami z tej grupy leków są m.in. sulfamethoxazole, trimethoprim, tetracykliny, erytromycyna, linkomycyna [Marciocha D. i in., 2009, Stuart M., 2012].
- **Leki hormonalne** – substancje te mają na celu regulację czynności narządów wewnętrznych przez pobudzanie bądź hamowanie odpowiednich procesów biochemicznych. Najpopularniejsze hormony to estrogeny (np. 17β - estradiol, 17α -estradiol, estriol) i gestageny (np. etynodiol), które są podstawowymi składnikami środków antykoncepcyjnych. Zapotrzebowanie na te substancje nieustannie wzrasta. w Polsce leki te są dostępne jedynie na receptę [Hernando M.D. i in., 2007, Jiang L. i in., 2010, Yu Ch.-P. i in., 2007]. Porównywalne działanie do leków hormonalnych mają również inne związki zaliczane do grupy EC np.: triklosan, bisfenol A.
- Substancje farmaceutyczne stosowane w weterynarii to najczęściej:
 - związki stymulujące ich wzrost, bądź hamujące rozwój niektórych mikroorganizmów np. ziarniaków w hodowli drobiu – dodawane do pasz zwierząt hodowlanych,
 - leki stosowane doraźnie w przypadku chorób,
 - substancje medyczne stosowane jako dodatek do karmy w hodowli ryb [Makuch A., 2009].

Farmaceutyki w środowisku wodnym – sposoby przedostawania się do środowiska wodnego, występowanie i wpływ na żywe organizmy

Sposoby przedostawania się do środowiska

Cykl życia leku rozpoczyna się od planowania i opracowania formuły leku a następnie wielu lat badań i obserwacji. Po uzyskaniu patentu analizowanej substancji, rozpoczyna się proces jego wytwarzania. z zakładów produkcyjnych leki są transportowane do dystrybutorów: aptek, punktów pozaaptecznych, jak sklepy czy supermarkety lub innych dostawców. Odbiorcą leków (w przewadze leków OTC) mogą być konsumenci indywidualni. Pewne ilości ścieków bytowo-gospodarczych zawierające pozostałości farmaceutyków mogą być gromadzone lokalnie w zbiornikach bezodpływowych. Zasadnicza ich część odprowadzana jest jednak do oczyszczalni ścieków. Niezużyte lub przeterminowane leki są wyrzucane do śmieci, jako zwykły odpad, skąd transportowane są na składowiska odpadów. Przez niewłaściwe zabezpieczenie podłoża, podczas opadów

deszczu, może nastąpić przenikanie odcieku z wysypiska do gleb, a następnie wód podziemnych. Niekiedy też niewykorzystane leki usuwane są w toaletach i umywalkach, skąd systemami kanalizacyjnymi odprowadzane są do oczyszczalni ścieków. Do zwiększania ładunku zanieczyszczeń farmaceutycznych przyczyniają się także szpitale, zakłady produkujące leki a także ścieki pochodzące z punktów nielegalnej produkcji leków (Rysunek 1). Leiki weterynaryjne, wykorzystywane w gospodarstwach rolnych i stawach hodowlanych również są źródłem skażenia środowiska naturalnego. w gospodarstwach hodowlanych do pasz dodawane są leki wstrzymujące rozwój pasożytów i innych drobnoustrojów, które mogłyby doprowadzić do epidemii. Spożyte przez zwierzęta substancje wraz z nawozem organicznym trafiają na powierzchnię gleb, skąd poprzez spływ powierzchniowy oraz infiltrację przedostają się do wód powierzchniowych oraz podziemnych. Inną drogą transportu leków do wód jest bezpośrednia aplikacja środków leczniczych do wód, jak np. stawów hodowlanych ryb. Dopływające do oczyszczalni ścieki zawierające domieszki substancji farmaceutycznych zostają poddane oczyszczaniu z zastosowaniem konwencjonalnych rozwiązań technologicznych. Dlatego też skuteczność usuwania leków w oczyszczalniach jest różna i zależy od rodzaju farmaceutyku, od jego stężenia na wejściu oraz od parametrów technologicznych układu. Spośród analizowanych związków farmaceutycznych, żaden nie został usunięty całkowicie, o czym donosi literatura [Quintana J.B. i in., 2005, Nakada N. i in., 2006, Samaras V.G. i in., 2013, Pereira A.M. i in., 2015]. w konsekwencji, odbiorniki wodne, stanowiące źródło wody pitnej, do których wprowadza się oczyszczone ścieki, nie zostają wolne od pozostałości lekových [Zajac A. i in., 2013].



Rys. 1. Drogi farmaceutyków w środowisku [Zajac A., 2017]

Występowanie w środowisku i wpływ na żywe organizmy

Mimo, że farmaceutyki występują w środowisku w stężeniach rzędu ng/L (Tabela 2), ich obecność negatywnie wpływa na żywe organizmy, które są narażone na bezpośredni kontakt z nimi. Bardzo niski poziom ich stężenia, graniczący niekiedy z granicą wykrywalności urządzenia pomiarowego, wymaga odpowiedniego, często czasochłonnego, wydzielenia i zateżenia analitów, co wiąże się także z większym prawdopodobieństwem błędu pomiaru końcowego i wysokimi kosztami [Mielżyńska-Svach D., 2011]. w celu określenia stopnia

toksyczności danej substancji i oceny jej wpływu na środowisko, alternatywnie w stosunku do metod analitycznych, wykorzystywane są metody biologiczne. Mogą je stanowić tzw. biocejniki w postaci bakterii, wirusów, czy przeciwciał. Innym sposobem jest biomonitoring w środowisku, mający na celu obserwacje zmian flory i fauny w badanym obszarze. Biomonitoring odbywa się przy udziale organizmów pełniących rolę wskaźników wrażliwości (jak np. ryby, małże) lub wskaźników kumulacji (np. glony, skorupiaki, rośliny wyższe, ryby), tzw. organizmy monitorowe. Mikroorganizmy wykorzystywane do biotestów muszą charakteryzować się: wysoką wrażliwością na szerokie spektrum toksyn, dostępnością w każdym czasie, łatwością do przetrwania w warunkach laboratoryjnych, niezmiennością genetyczną, a także muszą być wyselekcjonowane pod kątem wyeliminowania chorób czy pasożytów.

Tabela 2. Obecność diklofenaku i ibuprofenu w środowisku wodnym i ściekach

Diklofenak (stężenie)	Ibuprofen (stężenie)	Lokalizacja	Literatura
0,3 + 0,5 µg/L	0,05 + 0,10 µg/L	wody powierzchniowe, Polska	Guzik U. i in., 2013
0,001 + 0,033 µg/L	< 0,0045 µg/L	wody powierzchniowe, Francja	
0,15 µg/L	< 0,0006 µg/L	wody powierzchniowe, Niemcy	
< 0,0025 µg/L	0,003 µg/L	woda pitna, Francja	
25 + 170 ng/L	13 + 87 ng/L	wody powierzchniowe, Szwecja	Szymonik A. i in., 2012
9 + 49 ng/L	–	wody powierzchniowe, Słowenia	
17 + 486 ng/L	12 + 76 ng/L	wody powierzchniowe, Polska	
313 + 3363 ng/L	2234 + 16886 ng/L	wody powierzchniowe, Hiszpania	
3 µg/L	35 µg/L	surowe ścieki komunalne	Łebkowska M. i in., 2012
0,27 + 2,51 µg/L	0,002 + 85 µg/L	odpływ ścieków komunalnych	Yu J. T. i in., 2006
110 ng/L	1900 ng/L	odpływ ścieków komunalnych	Kasprzyk-Hordern B. i in., 2009
6 + 496 ng/L	65 + 491 ng/L	odpływ ścieków komunalnych	Rabiet M. i in., 2006
211 + 486 ng/L	18 + 219 ng/L	odpływ ścieków komunalnych	Bendz D. i in., 2005
120 ng/L	150 ng/L	odpływ ścieków komunalnych	Reungoat J. i in., 2011
80 + 290 ng/L	< 10 + 161 ng/L	odpływ ścieków komunalnych	Ashton D. i in., 2004
599 ng/L	4201 ng/L	odpływ ścieków komunalnych	Teijon G. i in., 2010
187 + 855 ng/L	–	odpływ ścieków komunalnych	Stasinakis A. S. i in., 2012
432 ng/L	–	Grecja, rzeka Aisohas	Wang L. i in., 2010
22,8 + 136 ng/L	–	Chiny, rzeka Żółta	Helenkar A. i in., 2010
24 + 931 ng/L	–	Węgry, rzeka Dunaj	Valcarcel Y.
6 + 35 ng/L	–	woda pitna, Niemcy/Berlin	Vystavna Y. i in., 2012
3000 ng/L	–	osady denne, Ukraina/Łopañ	Kasprzyk-Hordern B. i in., 2009
300 + 900 ng/L	–	osady denne, Francja/Jalle	Kosjek T. i in., 2005
9 + 40 ng/L	–	Walia, rzeka Taff	Shala L. i in., 2010
282 ng/L	–	Słowenia, rzeka Krka	Daneshvar A. i in., 2010
54,9 ng/L	–	USA, rzeka Anacostia	Baranowska I. i in., 2012
25 + 170 ng/L	–	Szwecja, rzeka Fyris	Zgoła-Grzeškowiak A. i in., 2010
470 ng/L	–	Polska, rzeka Odra	Zembrzuska J. i in., 2014
4 ng/L	–	woda pitna, Polska	Zembrzuska J. i in., 2013
31 ng/L	–	woda rzeczna, Polska	Zając A. i in., 2014
13 + 99 ng/L	–	woda rzeczna, Polska	
0,56 + 33 µg/L	–	ścieki surowe	
9 + 34 ng/L	–	ścieki oczyszczone	

Sposób oceny ryzyka środowiskowego

Potencjalne ryzyko związane z występowaniem w środowisku substancji toksycznych jest charakteryzowane na podstawie porównania dwóch parametrów: prognozowanego

stężenia substancji w środowisku (ang. PEC – Predicted Environmental Concentration) oraz przewidywanego stężenia nie wywołującego zmian w środowisku (ang. PNEC – Predicted No Effect Concentration) [Fent K. i in., 2006]. Wartość parametru PNEC jest obliczana za pomocą odpowiedniego współczynnika szacowania (ang. UF – Uncertainty Factor) wprowadzanego do wyników badań (przeprowadzonych na żywych organizmach), takich jak LC50 (*lethal concentration*), EC50 (*effective concentration*), NOEC (*no observed effects concentration*), LOEC (*lowest observed effects concentration*) lub inne odpowiednie wyniki badań [Kuczyńska A. i in., 2003, Fent K. i in., 2006]. w Polsce regulacje prawne dotyczące weryfikacji stopnia toksyczności poszczególnych substancji szkodliwych dla środowiska określa Rozporządzenie Ministra Zdrowia z dnia 12 stycznia 2005r. w sprawie sposobu dokonywania oceny ryzyka dla zdrowia człowieka i dla środowiska stwarzanego przez substancje nowe [Dz. U. 2005 Nr 16 poz. 138, załącznik nr 3]. w Europie natomiast wymóg badań ekotoksyczności stał się warunkiem uzyskania rejestracji leków, na podstawie Dyrektywy 2001/83/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 6 listopada 2001r. w sprawie wspólnotowego kodeksu odnoszącego się do produktów leczniczych stosowanych u ludzi [Dz.U. L 311 z 28.11.2001, str. 67], jak i substancji weterynaryjnych, na podstawie Rozporządzenia Komisji z dnia 27 marca 1992r., zmieniające załącznik V do rozporządzenia Rady EWG nr 2377/90 ustanawiającego wspólnotową procedurę określania maksymalnych limitów pozostałości weterynaryjnych produktów leczniczych w środkach spożywczych pochodzenia zwierzęcego. w Stanach Zjednoczonych Agencja Leków i Żywności (ang. Food and Drug Administration FDA) opublikowała wytyczne (Guidance for Industry Metered Dose Inhaler (MDI) and Dry Powder Inhaler (DPI) Drug Products 11.1998), według których wprowadzenie leku do sprzedaży wiąże się z przedstawieniem raportu oceny wpływu na środowisko, podczas gdy spodziewane stężenie substancji przekracza 1 µg/L [Santos Lucia H.M.L.M., i in., 2010]. Niepokój związany z pojawieniem się substancji lekowych w wodach powierzchniowych i podziemnych zapoczątkował nowy obszar badań, określony jako „PIE” (Pharmaceuticals In the Environment – leki w środowisku). w związku z narastającym zainteresowaniem i popytem na produkty farmakologiczne, przemysł lekowy stara się sprostać oczekiwaniom konsumentów, tworząc coraz nowsze i bardziej skuteczne aktywne substancje farmaceutyczne API (Active Pharmaceutical Ingredients), które są odporne lub wysoce odporne na biodegradację [Khetan Sushil K. i in., 2007]. Dane literaturowe wskazują, że pojedyncze farmaceutyki z grupy NLPZ poddane badaniu toksyczności w stężeniach obserwowanych w środowisku nie wywołują negatywnych skutków, lub ich obecność powoduje śladowe efekty środowiskowe. Naukowcy wskazują jednak, że te same rodzaje leków występujące w postaci mieszaniny mogą wywoływać bardzo niepożądane skutki lub intensyfikować działanie innych zanieczyszczeń. Potwierdzają to badania m.in. Rizzo i współpracowników [Rizzo L. i in., 2015], gdzie mieszanina ibuprofenu, diklofenaku, karbamazepiny i kofeiny spowodowała wzrost toksyczności w granicach 87-100%, w stosunku do aplikowanych pojedynczo składników mieszaniny. Wyniki analiz prowadzonych przez naukowców z Idaho State University (Pocatello, USA) dowiodły, że mieszanina trzech leków: prozak (fluoksetyna), wenlafaksyna oraz karbamazepina występująca w dawkach bezpiecznych dla środowiska, może negatywnie oddziaływać na rozwijający się płód [Thomas M. A. i in., 2012]. Związki farmaceutyczne spożywane przez ludzi i zwierzęta ulegają licznym procesom przemian, w wyniku których uzyskuje się metabolity. Niektóre z nich mogą być bardziej toksyczne niż postać wyjściowa leku. Ze względu na dużą polarność, ich właściwości różnią się w zależności od warunków środowiskowych, w jakich się

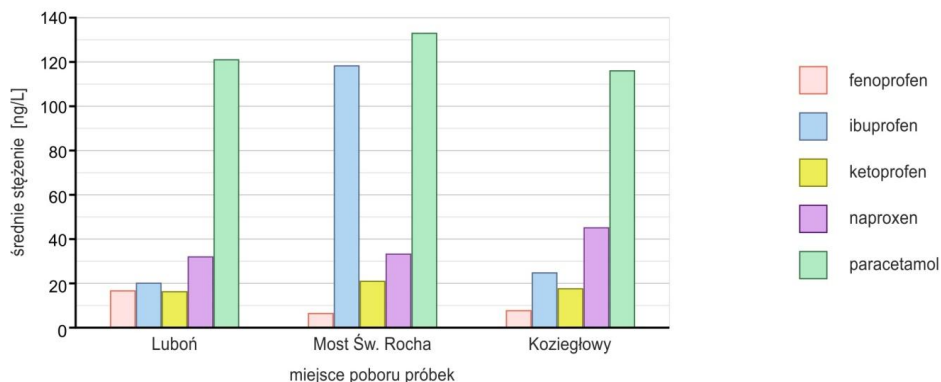
znajdują. Formy sprzężone ulegające hydrolizie, mogą powrócić do postaci macierzystej leku [Sosnowska K. i in., 2009, Khetan Sushil K. i in., 2007]. Obecność substancji farmaceutycznych jest analizowana w środowisku wodnym od ponad dekady. Jak wskazują liczne publikacje, nawet niewielkie stężenia różnych grup związków lekowych, wywołują pewne skutki środowiskowe i oddziałują negatywnie na eksponowane, żywe organizmy. Ze względu na stosunkowo krótki czas analizy, niektóre leki z grupy NLPZ w testach ekotoksyczności nie wskazują negatywnego oddziaływania na środowisko. Nie można jednak wykluczyć, że utrzymująca się w dłuższej perspektywie czasowej tendencja ich transportu do środowiska, pozostanie obojętna dla ekosystemów.

Droga farmaceutyków do odbiorników ścieków oczyszczonych

Głównym źródłem ładunku zanieczyszczeń farmaceutycznych są konsumenci indywidualni. w przypadku drobnych dolegliwości nie wymagających konsultacji lekarskich, w niekontrolowany sposób nabywają oni łatwo dostępne produkty lekowe z grupy NLPZ. Część leków dostępnych bez recepty, po przekroczeniu terminu ważności usuwana jest w toalecie lub umywalce skąd systemem kanalizacyjnym przodostaje się do oczyszczalni ścieków. Szpitale, mimo dużego ładunku zanieczyszczeń farmaceutycznych, przed odprowadzaniem ścieków do oczyszczalni zobligowane są jedynie do neutralizowania patogenów chorobotwórczych, np. poprzez chlorowanie. Metody stosowane do usuwania drobnoustrojów nie wpływają jednak na rozkład substancji lekowych. Dodatkowe obciążenie związkami farmaceutycznymi dostarczają zakłady produkujące różnego rodzaju produkty lekowe. Nieuregulowana kwestia prawna w zakresie obowiązku zachowania odpowiednich poziomów stężeń leków wprowadzanych do kanalizacji miejskiej, powoduje często, że zakłady wytwórcze kierują ścieki poprodukcyjne bezpośrednio do przewodów kanalizacyjnych i oczyszczalni ścieków. Niekiedy nawet ścieki są odprowadzane bezpośrednio do wód powierzchniowych. Rosnąca świadomość i dostęp do powszechnej informacji na temat toksycznego działania na żywe organizmy substancji lekowych, spowodowały, że zakłady farmaceutyczne wyznaczają wewnątrzzakładowe normy w zakresie jakości i wielkości parametrów ścieków wprowadzanych do kanalizacji miejskiej. Skonsumowane leki, przed dotarciem do oczyszczalni ścieków przechodzą wiele procesów. Określa się je akronimem LADME, które kolejno oznaczają : uwolnienie (z ang. Liberation), wchłanianie (Absorption), dystrybucję (Distribution), metabolizm (Metabolism) oraz wydalanie (Excretion). Przemiany leku dokonujące się tuż po spożyciu w organizmie człowieka, w obrębie właściwości chemicznych i strukturalnych określa się mianem metabolizmu lub biotransformacji. Największy rozkład leku zachodzi w wątrobie (około 2/3 dawki), gdzie następuje zmiana formy z liofilowej na hydrofilową, która pozwala na jego wydalanie z organizmu. w procesie metabolizmu dominują dwie fazy. Faza pierwsza obejmuje procesy utleniania, redukcji oraz hydrolizy. w drugiej natomiast produkty fazy pierwszej są sprzężane z kwasem glukuronowym i wydalane wraz z moczem lub żółcią. Leki nie ulegają całkowitej biotransformacji w organizmie, stąd leki wydalane są w formie metabolizowanej, jak i w postaci wolnej, wyjściowej [Szymonik A. i in., 2012]. Mimo, że stężenia związków farmaceutycznych zawartych w ściekach bytowo-gospodarczych są śladowe, konwencjonalne oczyszczalnie ścieków nie umożliwiają ich całkowitego usunięcia. Niektóre substancje farmaceutyczne rozkładane są za pomocą metod biologicznych do prostych związków nieorganicznych,

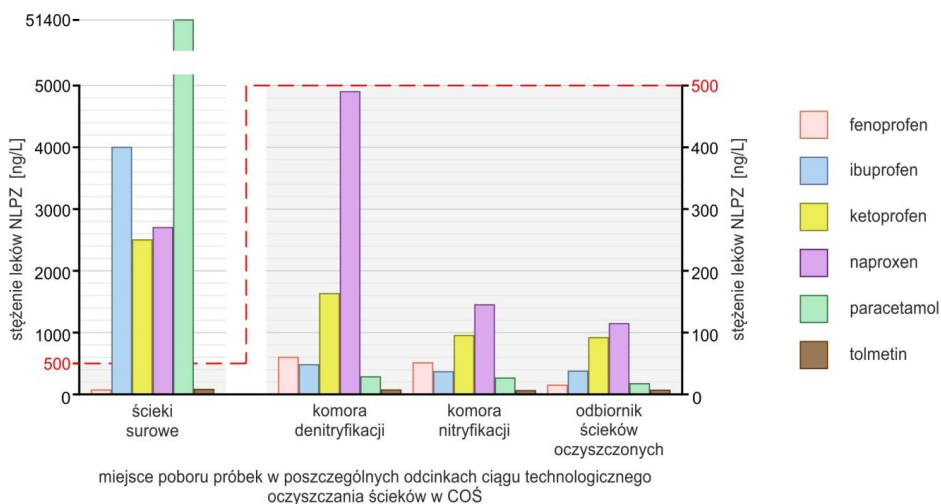
w postaci ditlenku węgla oraz wody. Niekiedy też usuwanie tych substancji możliwe jest za pomocą adsorpcji na osadach dennych. Skuteczność tej metody jest jednak zależna od oddziaływań elektrostatycznych leków z cząsteczkami stałymi oraz właściwości fizykochemicznych danego leku. Leki o charakterze liofilowym (np. estrogeny) znacznie lepiej adsorbują się na osadach dennych, w porównaniu z lekami hydrofilowymi. Innym parametrem decydującym o zajściu adsorpcji jest odczyn pH. Leki o charakterze kwasowym, do których zalicza się większość NLPZ, jak np. kwas acetylosalicylowy, diklofenak, ketoprofen czy naproksen są słabo adsorbowane i krążą w fazie wodnej. Farmaceutyki z grupy antybiotyków, np. tetracykliny, makrolity czy sulfonamidy są dobrze adsorbowane na osadach dennych. Proces usuwania leków za pomocą adsorpcji na osadach dennych niesie ze sobą ryzyko zanieczyszczenia wód powierzchniowych i podziemnych. Wykorzystanie osadów do użyczenia gruntów może spowodować przedostawanie się zaadsorbowanych farmaceutyków do gleb i stąd, w procesie infiltracji, przenikanie do wód gruntowych [Szymonik i in., 2012]. Stan i stopień toksyczności analizowanej substancji może być zależny od czynników fizycznych, jak np. pH, temperatura czy promieniowanie. Szwajcarscy naukowcy Tauxe-Wuersch A. i in. w 2005 r. przeprowadzili badania usuwania farmaceutyków poddanych procesom występującym w konwencjonalnych oczyszczalniach ścieków, takich jak: mineralizacja, transformacja oraz adsorpcja związków na powierzchni materiału osadu. Uzyskane wyniki wskazały, że zmiana temperatury przy zachowaniu na stałym poziomie pozostałych parametrów otoczenia znacznie wpływa na redukcję ibuprofenu. w okresie zimowym stopień redukcji wynosił około 10%, w porze letniej natomiast skuteczność usuwania wzrosła do ponad 80%. Tendencja ta jest podobna zarówno w odniesieniu do leków występujących w ściekach jak i w wodzie [Tauxe-Wuersch A. i in., 2005].

W Instytucie Inżynierii Środowiska oraz Instytucie Chemii i Elektrochemii Technicznej Politechniki Poznańskiej zbadano obecność wybranych niesteroidowych leków przeciwbólowych w rzece Warcie w odcinku miasta Poznania i Lubonia w latach 2012 – 2014. Przeanalizowano zawartości wybranych rodzajów leków z grupy niesteroidowych leków przeciwzapalnych: fenoprofenu, ibuprofenu, ketoprofenu, naproksenu oraz paracetamolu i podjęto próbę wyjaśnienia ich zmiennych rozkładów stężeń w wyznaczonych punktach pomiarowo-kontrolnych w wybranych trzech punktach rzeki Warty, w obszarze miasta Poznania i Lubonia (Rysunek 2). Występowanie leków w rzece Warcie potwierdza, że problem obecności leków w środowisku wodnym jest spotykany w rzekach, jak i jeziorach znajdujących się na całym świecie, w tym również w Polsce. Mimo, że Poznań, zarówno pod względem liczby mieszkańców, jak i gęstości zaludnienia jest mniejszy niż wiele miast Ameryki Północnej, Australii czy Azji, stężenia analizowanych leków w rzece Warcie osiągają podobny rząd wielkości na poziomie ng/L oraz µg/L, jak w Kanadzie, Stanach Zjednoczonych, Indiach, Chinach czy Nowej Zelandii [Kim M. i in., 2014, Shala L. i in, 2010 Zhou H. i in., 2013, Murdoch K., 2015].



Rys. 2. Średnie stężenia wybranych leków z grupy NLPZ w wybranych odcinkach rzeki Warty na terenie m. Poznania w okresie od 2012 do 2014 [Zając A., 2017]

W tym samym czasie określono również stopień degradacji wybranych leków przeciwbólowych w Centralnej Oczyszczalni Ścieków dla miasta Poznania w Koziegłowach (Rysunek 3).



Rys. 3. Stężenie wybranych leków z grupy NLPZ w różnych miejscach ciągu technologicznego COŚ w Koziegłowach k. Poznania [Zając A., 2017, Zembruska i in. 2012, Tyc, 2011]

Największy stopień redukcji analizowanych leków: ibuprofenu, ketoprofenu, naproxenu, paracetamolu oraz tolmentinu zaobserwowano między przepompownią ścieków a komorą denitryfikacji. Fenoprofen natomiast uzyskuje największy stopień redukcji w odcinku za osadnikiem wtórnym. Prowadzi to do wniosku, że leki są podatne na rozkład nie tylko w warunkach tlenowych ale w także w warunkach beztlenowych [Suarez S. i in., 2010]. Wysoki stopień redukcji ibuprofenu, ketoprofenu, paracetamolu, tolmetinu, powyżej 90%, obserwowany jest na odcinku od dopływu ścieków surowych do COŚ w Koziegłowach do komory denitryfikacji. Kwaśny charakter tych związków oraz wysoka wartość stałej biodegradacji sugerują, że

związki te są eliminowane głównie na drodze biodegradacji [Clara M i in., 2005, Suarez S. i in., 2010]. Nie określono jednoznacznie, jaki procent usunięcia leków następuje w wyniku biodegradacji. Wzrost stężenia ibuprofenu oraz tolmentinu na odpływie z oczyszczalni może sugerować, że leki te ulegają częściowej adsorpcji na kłaczkach, które w wyniku długiego czasu zatrzymania ścieków bądź długiego wieku osadu zostają ponownie uwalniane do cieczy nadosadowej.

Badania potwierdzają obecność wybranych rodzajów leków z grupy NLPZ w ściekach bytowo-gospodarczych, transportowanych do COŚ w Koziegłowach. Analiza rozkładu leków w poszczególnych odcinkach ciągu technologicznego oczyszczalni, potwierdza redukcję ibuprofenu, ketoprofenu, naproksenu, paracetamolu oraz tolmentinu w granicach 90-99,5% głównie na drodze biodegradacji oraz w ponad 76% fenoprofenu na drodze biodegradacji oraz sorpcji na kłaczkach osadu czynnego. Uzyskane wyniki prowadzą do wniosku, że konwencjonalne oczyszczalnie ścieków wykorzystujące metody osadu czynnego są zaprojektowane do skutecznego oczyszczania ścieków bytowo-gospodarczych, nie stanowią jednak skutecznego rozwiązania pozwalającego na całkowitą eliminację zanieczyszczeń farmaceutycznych. Pomimo uzyskania 99,5% stopnia redukcji dla ibuprofenu i paracetamolu, substancje czynne tych leków, jak i pozostałe analizowane związki są odprowadzane wraz ze ściekami oczyszczonymi do wód powierzchniowych, w ilościach, które mogą negatywnie oddziaływać na ekosystemy wodne [Zajac A., 2017, Zembrzuska J., 2012].

Podsumowanie

Obecność farmaceutyków w ściekach jest szczególnie niebezpiecznym zagrożeniem dla zdrowia i życia ludzi, ale także nie pozostaje obojętna dla zwierząt i roślin. Prowadzenie odpowiedniej gospodarki lekami poczynając od racjonalnego ich używania, a kończąc na właściwej utylizacji oraz podejmowanie i realizowanie działań związanych z podczyszczaniem ścieków na terenie choćby zakładów farmaceutycznych i szpitali pozwoli na zmniejszenie ładunków zanieczyszczeń farmaceutycznych w ściekach dopływających do komunalnych oczyszczalni. Należy podkreślić, że istotną sprawą wymagającą szybkiego rozwiązania jest kwestia legislacyjna, bowiem obecnie nie istnieje żadne prawo, które regulowałoby wartości dopuszczalnych stężeń farmaceutyków w ściekach oczyszczonych jak też w wodach powierzchniowych. Pierwszym krokiem w tym kierunku jest dodanie 31 stycznia 2012 roku przez Komisję Europejską 15 nowych substancji chemicznych do listy 33 związków, których stężenia powinny być monitorowane w wodach na terenie Unii Europejskiej. Wśród nowych proponowanych substancji są farmaceutyki takie jak diklofenak, 17 α -etynyloestradiol i 17 β -estradiol. Pojawia się szansa rozwiązania problemu w tym zakresie, gdyż wszechobecnością farmaceutyków w ściekach, wodach i w środowisku interesują się aktualnie takie organizacje jak Europejska Agencja Medyczna, Europejska Agencja Środowiskowa, Amerykańska Agencja Ochrony Środowiska oraz Światowa Organizacja Zdrowia.

Literatura

1. Adamek E., Jakubczyk E., Baran W., Makowski A., Lipska I., Ziemiańska J., Sobczak A., Fotodegradacja wybranych leków przeciwpalnych w środowisku wodnym, *Proceeding of ECOpole*, vol. 5, 1, 147 -153, 2011
2. Aissaoui S., Ouled-Hadar H., Sifour M., Beggah Ch., Benhamada F., Biological removal of the mixed pharmaceuticals: diclofenac, ibuprofen and sulfamethoxazole using a bacterial consortium, *Iranian Journal of Biotechnology*, 15(2), 2017

3. Ashfaq M., Khan K.N., Ur Rehman M.S., Mustafa G., Nazar M.F., Sun Q., Iqbal J., Mulla S.I., Yu Ch-P., Ecological risk assessment of pharmaceuticals in the receiving environment of pharmaceutical wastewater in Pakistan, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 136, 31-39, 2017
4. Ashton D., Hilton M., Thomas K.V., Investigating the environmental transport of human pharmaceuticals to streams in the United Kingdom, *Science of the Total Environment*, 333:167–184, 2004
5. Baranowska I., Kowalski B. a rapid UHPLC method for the simultaneous determination of drugs from different therapeutic groups in surface water and wastewater *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 89:8-14, 2012
6. Bendz D., Paxeus N.A., Ginn T.R., Loge F.J., Occurrence and fate of pharmaceutically active compounds in the environment, a case study: Hoje River in Sweden, *Journal of Hazardous Materials*, 122:195–204, 2005
7. Clara M., Kreuzinger N., Strenn B., Gans O., Kroiss H., The solids retention time – a suitable design parameter to evaluate the capacity of wastewater treatment plants to remove micropollutants, *Water Research*, 39, 97-106, 2005
8. Daneshvar A., Svanfelt J, Kronberg L, Weyhenmeyer GA. Winter accumulation of acidic pharmaceuticals in a Swedish River, *Environmental Science and Pollution Research*, 17:908-916, 2010
9. Felis E., Miksch K., Sikora J.: Występowanie i możliwości usuwania farmaceutyków w Polsce, Materiały konferencyjne, VII Ogólnopolska Sesja Popularnonaukowa, „Środowisko a zdrowie - 2005”, Częstochowa, 2005
10. Fent K., Weston A.A., Caminada D., Ecotoxicology of human pharmaceuticals, *Aquatic Toxicology* 76, p. 122-159, 2006
11. Guzik U., Hupert-Kocurek K., Mazur A., Wojcieszynska D., Biotransformacja wybranych niesteroidowych leków przeciwzapalnych w środowisku, *Bromatologia i Chemia Toksykologiczna*, XLVI, 2013, 1, 105-112
12. Helenkar A., Sebök A., Zaray G., Molnar-Perl I. The role of the acquisition methods in the analysis of the non-steroidal anti-inflammatory drugs in Danube River by gas chromatography - mass spectrometry, *Talanta*, 82:600-607, 2010
13. Hernando M.D., Gomez M.J., Aguera A., Fernandez-Alba A.R.: LC -MS analysis of basic pharmaceuticals (beta-blockers and anti-ulcer agent) in wastewater and surface water, *Trends in Analytical Chemistry*, 26, No.6, 2007
14. <http://www.damian.pl/270,116,263,Zastosowanie-beta-blokerow-endokrynolog-kardiolog.news.htm>, odczytano 04.2017
15. Jiang L., Yang J., Chen J.: Isolation and characteristics of 17β-estradiol-degrading *Bacillus* spp. strains from activated sludge, *Biodegradation*, 2010
16. Kasprzyk-Hordern B., Dinsdale RM, Guwy AJ. The removal of pharmaceuticals, personal care products, endocrine disruptors and illicit drugs during wastewater treatment and its impact on the quality of receiving waters. *Water Research*, 43:363-380, 2009
17. Khetan S.K., Collins T.J., Human Pharmaceuticals in the Aquatic Environment: a Challenge to Green Chemistry, *Chemical Reviews*, 107, 2319-2364, 2007
18. Kim M., Guerra P., Shah A., Parsa M., Alae M., Smyth S. A., Removal of pharmaceuticals and personal care products in a membrane bioreactor wastewater treatment plant, *Water Science and Technology*, 69,11, 2014, 2221- 2229

19. Kosjek T., Heath E., Krbavčič A. Determination of non-steroidal anti-inflammatory drug (NSAIDs) residues in water samples, *Environment International*, 31:679-685, 2005
20. Kuczyńska A., Wolska L., Namieśnik J., Rozdział 32. Zastosowanie biotestów w badaniach środowiskowych. s. 667-698. W: *Nowe horyzonty i wyzwania w analityce i monitoringu środowiskowym*. Red. Namieśnik J., Chrzanowski W., Szpinek P. Wydawca: Centrum Doskonałości Analityki i Monitoringu Środowiskowego (CEEAM), Wydział Chemiczny, Politechnika Gdańska, 2003, 807
21. Luo Y., Guo W., Ngo H-H, Nghiem L-D, Hai F-I., Zhang J., Liang S., Wang X.C., *Science of the Total Environment* 619, 473-474, 2014
22. Łebkowska M., Załęska-Radziwiłł M., Affek K., Substancje farmaceutyczne w środowisku wodnym – występowanie i zagrożenia, *Gaz, Woda i Technika Sanitarna*, 2012, 129-133
23. Marciocha D., Raszka A., Kalka J., Górska-Surmacz J., Leki w środowisku. Sulfametoksazol i trymetoprim jako jedne z najczęściej wykrywanych chemioterapeutyków w środowisku wodnym, *Wydawnictwo Komitetu Inżynierii Środowiska PAN, Lublin*, 145-156, 2009
24. Makuch A., Biologiczne usuwanie związków azotu ze ścieków zawierających sulfonamidy, *Rozprawa doktorska, Gdańsk*, 2009
25. Martín J., Camacho-Munoz D., Santos J.L., Aparicio I., Alonso E., Occurrence of pharmaceutical compounds in wastewater and sludge from wastewater treatment plants: Removal and ecotoxicological impact of wastewater discharges and sludge disposal, *Journal of Hazardous Materials*, 2012 239–240, 40–47
26. Mielżyńska-Svach D., Control of hazardous substances in the Baktic Sea Region, prezentacja power point zrealizowana w ramach projektu COHIBA współfinansowanego przez unijną Program Region Morza Bałtyckiego 2007-2013 Hoeger B., Kollner B., Dietrich D.R., Hitzfeld B., Water -borne diclofenac affects kidney and gill integrity and selected immune parameters in brown trout (*Salmo trutta* f. Fario). *Aquatic Toxicology* 75(1), p. 53-64, 2005
27. Murdoch K., *Pharmaceutical Pollution in the Environment: Issues for Australia, New Zealand and Pacific Island countries*, National Toxics Network, Australia, 2015
28. Nakada N., Tanishima T., Shinoohara H., Kiri K., Takada H., Pharmaceutical chemicals and endocrine disrupters in municipal wastewater in Tokyo and their removal during activated sludge treatment, *Water Resources*, 40, 3297-3303, 2006
29. Nosek K., *Analityka wybranych farmaceutyków jako nowopojawiających się zanieczyszczeń środowiska wodnego*, rozprawa doktorska, 2014
30. Nosek K., Styszko K., Gołaś J.: Badanie obecności wybranych niesteroidowych leków przeciwzapalnych (NLPZ), triclosanu i bis fenolu a w ściekach komunalnych techniką chromatografii gazowej z detektorem mas (GC/MS)
31. Pereira A.M., Silva L.J., Meisel, L.M., Lino C.M., Pena A., Environmental impact of pharmaceuticals from Portuguese wastewaters: geographical and seasonal occurrence, removal and risk assessment, *Environmental Research*, 136, 108-119, 2015
32. Quintana J.B., Weiss S., Reemtsma T., Pathways and metabolites of microbial degradation of selected acidic pharmaceutical and their occurrence in municipal wastewater treated by a membrane bioreactor, *Water Research*, 39(12), 2654-2664, 2005
33. Rabiet M., Togola A., Brissaud F., Seidel J-L., Budzinski H., Elbaz-Poulichet F., Consequences of treated water recycling as regards pharmaceuticals and drugs in

- surface and ground waters of a medium-sized Mediterranean catchment, *Environmental Science & Technology*, 40, 5282-5288, 2006
34. Reungoat J., Escher B.I., Macova M., Keller J., Biofiltration of wastewater treatment plant effluent: effective removal of pharmaceuticals and personal care products and reduction of toxicity. *Water Research* 45:2751–2762, 2011
 35. Rizzo L., Fiorentino A., Grassi M., Attanasio D., Guida M., Advanced treatment of urban wastewater by sand filtration and graphene adsorption for wastewater reuse: Effect on a mixture of pharmaceuticals and toxicity, *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2015, 3, 122-128
 36. Samaras V.G., Stasinakis A.S., Mamais D., Thomaidis N. S., Lekkas T. D. Fate of selected pharmaceuticals and synthetic endocrine disrupting compounds during wastewater treatment and sludge anaerobic digestion, *Journal of Hazardous Materials*, volumes 244-245, 259-267, 2013
 37. Shala L., Foster G.D. Surface water concentrations and loading budgets of pharmaceuticals and other domestic -use chemicals in an urban watershed (Washington, DC, USA), *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 58:551-561, 2010
 38. Sosnowska K., Styszko-Grochowiak K., Gołaś J.: *Leki w środowisku – źródła, przemiany, zagrożenia*, 2009
 39. Suarez S., Lema J.M., Omil F., Removal of Pharmaceutical and Personal Care Products (PPCPs) under nitrifying and denitrifying conditions, *Water Research* 44, 3214-3224, 2010
 40. Subramanya N.T., Biodegradation of bisphenol a and ibuprofen by ammonia oxidizing bacteria, Master of Science, Texas A&M University, 2007
 41. Santos Lucia H.M.L.M., Araujo A.N., Fachini A., Pena A., Delerue-Matos C., Montenegro M.C.B.S.M., *Journal of Hazardous Materials*, 175, 45 -95, 2010
 42. Stasinakis A.S., Mermigka S., Samaras V.G., Farmaki E. Occurrence of endocrine disrupters and selected pharmaceuticals in Aisonas River (Greece) and environmental risk assessment using hazard indexes, *Environmental Science and Pollution Research*, 19:1574-1583, 2012
 43. Stuart M., Lapworth D., Crane E., Hart A.: Review of risk from potential emerging contaminants in UK groundwater, 2012, 1-12
 44. Szymonik A., Lach J., *Zagrożenia środowiska wodnego obecnością środków farmaceutycznych*, *Inżynieria i Ochrona Środowiska*, 2012, 15, 3, 249-263
 45. Tauxe -Wuersch A., De Alencastro L.F., Grandjean D ., Tarradellas J., Occurrence of several acidic drugs in sewage treatment plants in Switzerland and risk assessment, *Water Resources*, 1761-1772, 39, 9, 2005
 46. Teijon G., Candela L., Tamoh K., Molina-Díaz A., Fernández-Alba A.R. Occurrence of emerging contaminants, priority substances (2008/105/CE) and heavy metals in treated wastewater and groundwater at Depurbaix facility (Barcelona, Spain), *Science of the Total Environment* 408:3584–3595, 2010
 47. Thomas M. A., Klaper R. D., *Psychoactive Pharmaceuticals Induce Fish Gene Expression Profiles Associated with Human Idiopathic Autism*, Research Article, 2012
 48. Yu Ch -P., Chu K. – Hui, Occurrence of pharmaceutical and personal care products along the West Prong Little Pigeon River in east Tennessee, USA, 1281-1286, 2009
 49. Yu Ch-P., Roh Hyungkeun, Chu Kung-Hui: 17β-Estradiol-Degrading Bacteria isolated from Activated Sludge, *Environment Science Technology*, 486-492, 2007

50. Yu J.T., Bouwer E.J., Coelhan M., Occurrence and biodegradability studies of selected pharmaceuticals and personal care products in sewage effluent, *Agricultural Water Management*, 86, 72-80, 2006
51. Valcárcel Y., González Alonso S, Rodríguez-Gil JL, Romo Maroto R. Analysis of the presence of cardiovascular and analgesic/anti-inflammatory/antipyretic pharmaceutical in river- and drinking-water of the Madrid Region in Spain. *Chemosphere*;82:1062-1071,2011
52. Vystavna Y., Huneau F., Grynenko V., Vergeles Y. Pharmaceuticals in rivers of two regions with contrasted socio-economic conditions: occurrence, accumulation, and comparison for Ukraine and France, *Water, Air, & Soil Pollution*, 223:2111-2124, 2012
53. Wang L., Ying GG, Zhao JL, Yang XB, Chen F. Occurrence and risk assessment of acidic pharmaceuticals in the Yellow River, Hai River and Liao River of north China. *Science of the Total Environment*, 408:3139-3147, 2010
54. Zając A., Budnik I., Zembrzuska J., Kruszelnicka I., Ginter-Kramarczyk D., Droga farmaceutyków w środowisku przyrodniczym na terenie województwa wielkopolskiego - źródła występowania, obecność, zagrożenia, Materiały konferencyjne z II studenckiej konferencji naukowej „Produkcja, ekonomia, zarządzanie, marketing i ochrona środowiska – jak to się robi w Wielkopolsce”, Gniezno, maj 2013
55. Zając A. Skuteczność usuwania wybranych niesteroidowych leków przeciwzapalnych ze ścieków metodą osadu czynnego, rozprawa doktorska, 2017
56. Zgoła -Grześkowiak A. Application of DLLME to isolation and concentration of non-steroidal anti-inflammatory drugs in environmental water samples, *Chromatographia*, 72:671-678, 2010
57. Zhou H., Zhang Q., Zhang Q., Ma L., Yu B., Li H., Zhou Y., Removal of clofibric acid and diclofenac during anaerobic digestion of sewage sludge, *Environment Protection Engineering*, 39, 2013, 4, 63-77
58. Zounkova R., Kovalova L., Blaha L., Dott W.: Ecotoxicity and genotoxicity assessment of cytotoxic antineoplastic drugs and their metabolites, *Chemosphere*, 2010, 253- 260
59. Zembrzuska J., Kruszelnicka I., Ginter-Kramarczyk D, Ścieżka biodegradacji leków przeciwbólowych – ibuprofenu w ściekach COŚ w Poznaniu, Materiały konferencyjne “Zaopatrzenie w wodę, jakość i ochrona wód, pod red Z. Dymaczewskiego i J. Jeż-Walkowiak, Polskie Zrzeszenie Inżynierów i Techników Sanitarnych, Poznań 2012
60. Tyc E. Oznaczanie pozostałości wybranych niesteroidowych leków przeciwzapalnych w próbkach środowiskowych, Praca magisterska, WTCh, Politechnika Poznańska, Poznań 2011
61. Zembrzuska J., Ginter-Kramarczyk D, Kruszelnicka I., Budnik I., Zając A., Przemysł farmaceutyczny – znaczące źródło leków w Polsce, Materiały konferencyjne “Zaopatrzenie w wodę, jakość i ochrona wód, pod red Z. Dymaczewskiego i J. Jeż-Walkowiak, M. Nowak, Polskie Zrzeszenie Inżynierów i Techników Sanitarnych, Poznań/Toruń 2014
62. Zembrzuska J., Budnik I., Monitoring of residues of selected non-steroidal anti-inflammatory drugs in the River Warta, Materiały konferencyjne, PhD Interdisciplinary Journal, 01, 2013, 85-117

Zajac A., Zembruska J., Ginter-Kramarczyk D., Kruszelnicka I. Stopień biodegradacji niesteroidowych leków zapalnych w procesach oczyszczania ścieków w dużych aglomeracjach miejskich, *Przemysł Chemiczny*, 93, 2014, 2265-2269

Obecność pozostałości farmaceutyków w środowisku wodnym

Katarzyna Styszko

Akademia Górniczo-Hutnicza im. St. Staszica w Krakowie, Wydział Energetyki i Paliw,
Katedra Chemii Węgla i Nauk o Środowisku

Wstęp

W ciągu ostatnich dziesięcioleci zanieczyszczania środowiska wodnego stały się bardzo ważną kwestią. Uwaga środowisk badawczych skupiła się jednak głównie na tzw. zanieczyszczeniach priorytetowych ujętych w Ramowej Dyrektywie Wodnej UE, do których należą między innymi związki z grupy wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych oraz metale ciężkie i ich związki. Należy jednak mieć na uwadze, iż oprócz tych zanieczyszczeń do wód powierzchniowych i podziemnych uwalniane są ogromne ilości innych substancji chemicznych, których oddziaływanie na środowisko i człowieka nie jest jeszcze do końca zbadane. Substancje te określane są terminem *emerging contaminants* (EC's).

Przedstawicielami substancji z grupy *emerging contaminants* są farmaceutyki i ich metabolity. Mimo, iż obecny stan wiedzy na ich temat uniemożliwia pełną ocenę ryzyka związanego z ich obecnością w środowisku wodnym i długotrwałą ekspozycję organizmów żywych. Produkty transformacji farmaceutyków powstające w środowisku wodnym mogą bowiem wykazywać większą aktywność i silniejszy efekt toksykologiczny niż substancja macierzysta.

Głównym źródłem farmaceutyków w środowisku wodnym są ścieki, zarówno szpitalne, przemysłowe, jak i bytowo-gospodarcze, co wynika z faktu, iż konwencjonalne oczyszczalnie ścieków, oparte głównie na technologii osadu czynnego, nie są ukierunkowane na usuwanie tego typu zanieczyszczeń. Powoduje to niepełną ich eliminację, a co za tym idzie obecność w strumieniu ścieków oczyszczonych. Ponadto, koszty oczyszczania ścieków stale rosną, co jest skutkiem coraz to wyższych wymagań dotyczących jakości wód, potrzebujących kosztownych technologii.

Ochrona wód jest jedną z dziedzin priorytetowych w polityce ekologicznej Unii Europejskiej. Jakość wody jest nadrzędna, dlatego Komisja Europejska w wielu tematach stawia na oczyszczanie wód w obszarach rolnych, jej wtórne wykorzystanie dla rolnictwa, akwakultur oraz leśnictwa. Poszukiwane są innowacyjne rozwiązania techniczne i technologiczne, ekonomicznie uzasadnione, które pozwolą na efektywny stopień oczyszczania wód oraz możliwości ich recyklingu.

Klasyfikacja zanieczyszczeń

Zgodnie z definicją zawartą w Ramowej Dyrektywie Wodnej mianem zanieczyszczenia określa się „bezpośrednie lub pośrednie wprowadzenie, na skutek działalności człowieka, substancji lub ciepła do powietrza, wody lub ziemi, które mogą być szkodliwe dla zdrowia ludzkiego lub jakości ekosystemów wodnych lub ekosystemów lądowych bezpośrednio zależnych od ekosystemów wodnych, czego rezultatem są szkody materialne, lub które ogranicza lub zakłóca udogodnienia lub prawnie uzasadnione użytkowanie środowiska” (RDW). Przyjmując za kryterium klasyfikacji ich stan prawny, zanieczyszczenia te można podzielić na dwie grupy, co przedstawia Tablica 1.

Tablica 1. Podział zanieczyszczeń środowiska ze względu na status prawny

	Zanieczyszczenia podlegające regulacjom prawnym	Zanieczyszczenia nie podlegające regulacjom prawnym
Źródła emisji i wpływ na środowisko	znane są źródła ich emisji, jak również negatywne efekty ich oddziaływania na organizmy żywe i środowisko abiotyczne	brak dokładnych danych o źródłach emisji oraz wpływie tych substancji na organizmy żywe i środowisko nieożywione
Dopuszczalny poziom stężeń	określone wartości normatywne dopuszczalnego poziomu stężeń	brak regulacji odnośnie dopuszczalnych poziomów stężeń w poszczególnych elementach środowiska
Dostępność procedur analitycznych	powszechnie dostępne procedury analityczne	brak procedur analitycznych (kłopoty z walidacją oraz brak akceptacji organów odpowiedzialnych za zarządzanie zasobami środowiska wodnego)

Ze względu na wprowadzanie praktycznie codziennie nowych procesów, substancji, lista *emerging contaminants* pozostaje otwarta. w Tablicy 2 przedstawiono przykłady substancji należących do grupy *emerging contaminants*, które sklasyfikowano według dziedziny ich wykorzystywania.

Tablica 2. Przykłady nowo pojawiających się zanieczyszczeń

Grupa związków	Przykłady
Środki farmaceutyczne (medyczne i weterynaryjne)	NLPZ, antybiotyki, steroidy, hormony
Środki antyseptyczne	chlorofen, triclosan
Środki pielęgnacji osobistej: – zapachowe – repelenty – ochrony przeciwsłonecznej	piżmo nitrowe N,N-dietyltoluoamid kamfora metylbenzylidenowa
Związki powierzchniowo czynne	alkilofenole, alkilofenolowe etoksyłany
Środki opóźniające zapłon	TCEP, polibromowane etery difenylowe (PBDEs)
Plastyfikatory	bisfenol A, ftalanay

Dodatki do benzyn	eter metylo-tert-butyłowy (MTBE)
Środki przemysłowe	aromatyczne sulfoniany, związki kompleksujące (EDTA)
Produkty uboczne dezynfekcji	bromoaldehydy, bromiany
Związki perfluorowane	kwasy perfluorooktanosulfonowy (PFOS), kwasy perfluoroheksanowy (PFHxA)

Charakterystyka polskiego rynku farmaceutycznego

Polski rynek farmaceutyczny nieustannie się rozwija, o czym świadczy jego wartość, która rośnie z roku na rok. Jak wynika z raportu firmy badawczej IQVIA zajmującej się między innymi analizą rynku farmaceutycznego, wartość polskiego rynku farmaceutycznego w 2017 roku wyniosła 38.3 mld zł, co stanowi wzrost w ilości 4.9% w porównaniu do roku 2016 (IQVIA).

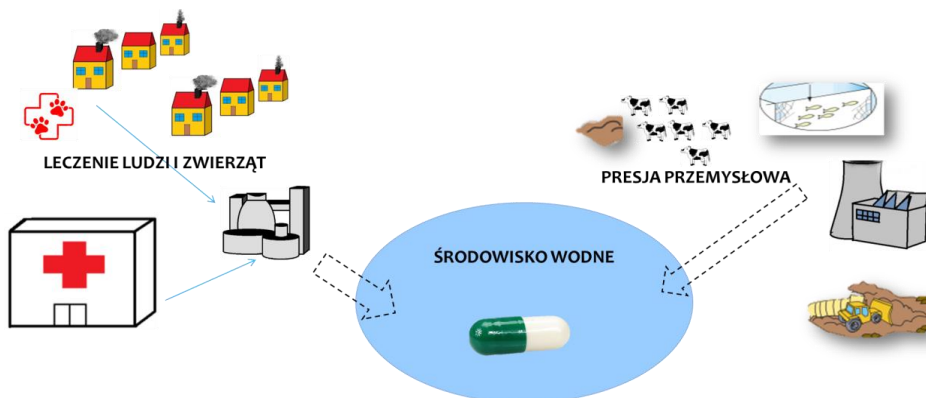
Polski rynek farmaceutyczny tworzą: rynek apteczny, rynek szpitalny, a także bardzo popularny w ostatnich latach rynek sprzedaży wysyłkowych, czyli tzw. e-aptek. Podziału można dokonać również rozpatrując ogólnodostępność poszczególnych substancji farmakologicznych. Biorąc więc za kryterium klasyfikacji dostępność, można wyróżnić trzy segmenty. W każdym z tych segmentów obowiązują inne przepisy, które regulują czynności związane z ich obrotem oraz akcjami promocyjnymi. Pierwszy segment stanowi grupa leków na receptę, tzw. leki Rx. Produkty należące do tej grupy podlegają szeregowi regulacji i ograniczeń, a do nabycia są tylko i wyłącznie w aptekach. Drugi segment tworzą leki wydawane bez recepty, w skrócie OTC (over the counter), względem których również występują pewne regulacje i ograniczenia, jednak o zakresie dużo węższym niż dla leków z pierwszego segmentu. Segment ostatni to pozostałe produkty lecznicze, jak np. suplementy diety, kosmetyki. W ich przypadku nie ma żadnych prawnych ograniczeń. Substancje farmakologiczne z drugiego i trzeciego segmentu oprócz aptek, oferowane są także w innych miejscach jak np. supermarkety, stacje benzynowe (Skrzypczak and Haczyński, 2011; Krążyńska, 2013).

Skłasyfikowanie produktów leczniczych według ich dostępności, czyli na leki dostępne wyłącznie na receptę (Rx) oraz ogólnodostępne (OTC, over the counter) daje możliwość sprecyzowania determinantów popytu na leki należące do tych dwóch grup. Najważniejszym z punktu widzenia konsumenta czynnikiem jest cena, a co za tym idzie wielkość dochodów. Cena ta dotyczy zarówno konkretnego leku będącego obiektem zainteresowania konsumenta, jak i dóbr komplementarnych (jeśli oczywiście takie są dostępne). Kolejnym czynnikiem jest reklama, która odgrywa bardzo dużą rolę w kształtowaniu popytu na leki. Reklama ta w przypadku leków na receptę kierowana jest wyłącznie do lekarzy i farmaceutów. Wynika to z polskiego prawa, które zabrania reklamowania leków wydawanych na receptę. Promocja leków bez recepty z kolei kierowana jest do wszystkich konsumentów. Bardzo ważna jest również możliwość wyboru i związany z nim komfort psychiczny. O wyborze konkretnego leku w przypadku leków Rx decyduje lekarz, natomiast decyzję o potencjalnym zakupie substancji farmakologicznej dostępnej bez recepty decyduje sam nabywca. Przesłanki te wpływają w głównej mierze na poziom konsumpcji leków należących do tych dwóch grup.

Według badań przeprowadzonych przez Centrum Badania Opinii Społecznej (CBOS) na temat najczęściej stosowanych leków bez recepty (OTC), najpowszechniej stosowaną grupą leków są środki przeciwzapalne i przeciwbólowe. Kolejne miejsca zajmują leki na przeziębienie, grypę, ból gardła, a także witaminy i minerały. Najmniej popularne są środki odchudzające, odżywki dla sportowców, środki wspomagające rzucanie palenia (CBOS, 2010).

Źródła pozostałości farmaceutyków w środowisku wodnym

Wzrost produkcji i spożycia leków generuje problem ich obecności w środowisku naturalnym. Głównym ich źródłem są ścieki szpitalne, z zakładów opieki zdrowotnej, przemysłu farmaceutycznego oraz komunalne. Do innych źródeł należą gospodarstwa rolne i hodowlane i ośrodki weterynaryjne. Na rys. 1 przedstawiono główne źródła farmaceutyków w środowisku (Birch et al., 2015; Gavrilesco et al., 2015).



Rys. 1. Główne źródła farmaceutyków i ich metabolitów w środowisku

Oczyszczalnie ścieków nie radzą sobie z usuwaniem tego typu zanieczyszczeń wskutek czego, w sposób ciągły są one zrzucane do wód, często w formie produktów częściowego rozkładu i transformacji o wzmożonej aktywności (Ternes, 1998; Dębska et al., 2004; Westerhoff et al., 2005; Verlicchi et al., 2012a).

Występowanie pozostałości farmaceutyków w środowisku

Problem występowania pozostałości farmaceutyków i substancji zaburzających funkcjonowanie układu hormonalnego w środowisku został po raz pierwszy podkreślony w latach 50-tych (Fisher et al., 1952), ale prawdziwe zainteresowanie zaczęło się pod koniec lat 90-tych wraz z rozwojem technik analitycznych (Ternes, 1998; Daughton and Ternes, 1999; Hirsch et al., 1999; Ternes, 2001; Ternes et al., 2002; Carballa et al., 2004; Crane et al., 2006; Fent et al., 2006; Touraud et al., 2011; Galus et al., 2013; Ortiz de García et al., 2013). w ostatnich dziesięcioleciach opublikowano znaczną liczbę raportów na temat powszechnego występowania pozostałości środków farmaceutycznych i substancji zaburzających gospodarkę hormonalną w środowisku w krajach europejskich, a także w USA w ściekach surowych i oczyszczonych, w wodach powierzchniowych i gruntowych i sporadycznie w wodzie pitnej. Zanieczyszczenie chemiczne stwarza zagrożenie dla środowiska, takie jak ostra i przewlekła toksyczność w organizmach wodnych, gromadzenie się zanieczyszczeń w ekosystemie oraz utrata siedlisk i różnorodności biologicznej, a także

stanowi zagrożenie dla zdrowia ludzkiego (Stuer-Lauridsen et al., 2000; Fent et al., 2006; Hernando et al., 2006; Ankley et al., 2009; Baran et al., 2011; Houeto et al., 2012; Geissen et al., 2015; Brack et al., 2016). w pierwszej kolejności należy zidentyfikować przyczyny zanieczyszczenia, a emisje zanieczyszczeń należy rozwiązywać u źródła, w sposób najbardziej efektywny pod względem ekonomicznym i środowiskowym.

Do tej pory ponad 200 farmaceutyków zostało oznaczonych w rzekach w skali globalnej, w stężeniach do 6,5 mg/L (Petrie et al., 2015), ale z reguły stężenia leków w środowisku nie przekraczają poziomu kilku µg/L (Gracia-Lor et al., 2012). Jak się okazuje tak niskie i dużo niższe stężenia mogą już być toksyczne, czego najlepszym przykładem są hormony, które zaburzają gospodarkę hormonalną organizmów wodnych prowadząc do ich feminizacji (Fent et al., 2006). Te i inne niepokojące przykłady, m.in. przedostawanie się leków do wód pitnych (Cunningham et al., 2009), budzą uzasadniony niepokój i zainteresowanie środowisk nauki problemem farmaceutyków w środowisku szczególnie w obliczu wzrastających wskaźników produkcji i konsumpcji leków (Hirsch et al., 1996; Pal et al., 2014; Puckowski et al., 2016; Santos and Ramos, 2016). Szczególną uwagą objęte są hormony i związki endokrynne, których obecność w środowisku prowadzi do zaburzenia funkcji rozrodczych organizmów wodnych poprzez feminizację osobników męskich (Futran Fuhrman et al., 2015). Istnieją przypuszczenia, że problem ten może mieć także odzwierciedlenie w obserwowanym spadku płodności mężczyzn (Cunningham et al., 2009). Pojawia się również coraz więcej potwierdzonych danych o szkodliwości innych substancji farmaceutycznych, np. diklofenaku, który jest zdolny do bioakumulacji w organizmach ryb i ptaków (Tixier et al., 2003; Cleuvers, 2004; Oaks et al., 2004; Schwaiger et al., 2004; Triebkorn et al., 2004; Fent et al., 2006; Stülten et al., 2008). Istniejące dane na temat występowania i ekotoksyczności nowopojawiających się zanieczyszczeń są wciąż fragmentaryczne i niewystarczające do oszacowania skali zagrożenia.

Najczęściej identyfikowanymi w środowisku farmaceutykami są niesteroidowe leki przeciwzapalne, β-blokery, antydepresanty, ze względu na wysokie wskaźniki ich spożycia (Tixier et al., 2003; Sim et al., 2011; Fang et al., 2012; Guerra et al., 2014). Bardzo mało jest danych dotyczących oznaczania metabolitów leków i produktów przemian w środowisku, głównie ze względu na brak materiałów referencyjnych, które dopiero w ostatnich latach zaczęły być dostępne na rynku. Przykładowo, pierwsze dane dotyczące badania obecności metabolitów diklofenaku w ściekach zostały przeprowadzone w 2008 roku z użyciem wyizolowanego metabolitu z moczu ludzkiego (Stülten et al., 2008). Obecność środków odurzających i substancji psychotropowych oraz ich metabolitów w ściekach, wodach powierzchniowych a nawet wodzie pitnej jest wynikiem dużej konsumpcji tego typu związków i często ich niewielkiej eliminacji w oczyszczalniach ścieków (Zuccato et al., 2008; Zuccato and Castiglioni, 2009; Pal et al., 2013; Evgenidou et al., 2015).

Badania przeprowadzone dotychczas w Polsce potwierdzają że problem obecności tego typu zanieczyszczeń dotyczy również naszego środowiska wodnego (Dębska et al., 2004; Felis et al., 2005; Kot-Wasik et al., 2007). w 2005 roku, stwierdzono obecność 23 farmaceutyków z różnych klas terapeutycznych w ściekach surowych z Zabrze do 27 µg / L (Felis et al., 2005). w tym samym roku naukowcy z Politechniki Gdańskiej ustalili obecność niesteroidowych leków przeciwzapalnych (NLPZ) w wodach powierzchniowych w wysokości do ~ 0,5 µg / L . Kasprzyk-Hordern i in. opublikowali wyniki oznaczania licznej grupy farmaceutyków w rzece Warcie i w ściekach (Kasprzyk-Hordern et al., 2008). Badane farmaceutyki znaleziono w stężeniu do 10 µg / L. Kolejne badania w 2012 roku potwierdziły obecność niesteroidowych leków przeciwzapalnych i hormonów estrogenowych w ściekach i rzekach w rejonie Gdańska do 1,4 µg / L (Migowska et al.,

2012). Również badania ścieków krakowskich w latach 2009–2013, potwierdziły obecność pozostałości farmaceutyków na poziomie do kilku $\mu\text{g} / \text{L}$ (Nosek et al., 2012, 2014). Badania obejmowały 12 analitów: diklofenak, ibuprofen, naproksen, ketoprofen, kwas salicylowy, kwas klofibrynowy, karbamazepinę, paracetamol, bisfenol A, triklosan, propranolol, metoprolol. w surowych ściekach ibuprofen został wykryty na najwyższym poziomie do $12,6 \mu\text{g} / \text{L}$ z częstotliwością 100% podczas kolejnych kampanii, podobnie jak kwas salicylowy zidentyfikowany na poziomie $12,7 \mu\text{g} / \text{L}$. Obecność pozostałych związków z wyjątkiem propranololu stwierdzono w zakresie od $0,12$ do $6,3 \mu\text{g} / \text{L}$ (karbamazepina). Leki przeciwdepresyjne, fluoksetyna i wenlafaksyna, zostały wykryte w rzece Wiśle odpowiednio na poziomie $5 \text{ ng} / \text{L}$ i $250 \text{ ng} / \text{L}$, a wenlafaksyna była obecna również w wodzie wodociągowej ale na poziomie $2 \text{ ng} / \text{L}$ (Giebułtowicz and Nałęcz-Jawecki, 2014).

W ostatnich dziesięcioleciach antybiotyki są stosowane nie tylko jako leki dla ludzi, ale są również szeroko stosowane w hodowli zwierząt i akwakulturze (Verlicchi et al., 2012b; Barbosa et al., 2016). Jednak antybiotyki, które są uwalniane do środowiska, stanowią wielkie zagrożenie dla ekosystemów i zdrowia ludzkiego (Hirsch et al., 1999; Białk-Bielińska et al., 2011; Vignesh et al., 2012; Deblonde and Hartemann, 2013; Rossmann et al., 2014; Bondarczuk et al., 2016). Mogą gromadzić się w łańcuchach pokarmowych, a najbardziej alarmujący jest problem przenoszenie genów oporności na antybiotyki między bakteriami środowiskowymi a ludzkimi patogenami. Antybiotyki i ich wpływ na ekosystemy stały się jednym z najważniejszych problemów środowiskowych (Cunningham et al., 2009).

Rosnące zainteresowanie społeczeństwa i wrastająca ilość danych naukowych wskazujących na potencjalne poważne zagrożenie dla zdrowia ze strony tego typu zanieczyszczeń skłaniają także organy ustawodawcze do zainteresowania się tym problemem. w 2012 roku po raz pierwszy substancje pochodzenia farmaceutycznego, tj. diklofenak, estradiol i etynyloestradiol zostały uwzględnione w oficjalnej propozycji Komisji Europejskiej dotyczącej nowej listy substancji priorytetowych, których emisja do wód powinna być sukcesywnie ograniczana (http://europa.eu/rapid/press-release_IP-12-88_en.htm). Pierwsza lista obserwacyjna substancji do monitorowania w całej Unii w dziedzinie polityki wodnej została zdefiniowana w decyzji 2015/495 / UE (WE, 2015), następnie Unia Europejska zaproponowała drugą listę obserwacyjną 2018/840 / UE (WE, 2018).

Pierwsza lista obserwacyjna obejmowała: 8 pestycydów (oksadiazon, metiokarb, triallat oraz 5 neonikotynoidów, w tym imidaklopryd, tiaklopryd, tiametoksam, klotianidynę i acetamipryd), 4 leki (niesteroidowe przeciwzapalne diklofenak i 3 antybiotyki makrolidowe, a mianowicie azytromycyna, klarytromycyna i erytromycyna), 3 estrogeny (naturalne hormony estron (E1) i 17-beta-estradiol (E2) i syntetyczny hormon 17-alfa-etynyloestradiol (EE2)), filtr UV (2-etyloheksylo-4-metoksycynamonian, EHMC) i 1 przeciwutleniacz powszechnie stosowany jako dodatek do żywności (2,6-di-tert-butylo-4-metylofenol, BHT). Na drugiej liście obserwacyjnej, pięć substancji zostało wyłączonych z pierwszej listy obserwacyjnej (diklofenak, oksadiazon, triallat, EHMC i BHT) i włączono 3 nowe substancje: 2 antybiotyki, amoksycylina i cyprofloksacyna oraz metaflumizone pestycydu. Obecność antybiotyków na listach obserwacyjnych potwierdza ich bezpośrednie zagrożenie dla zdrowia ludzi i zwierząt i zaleca uważne monitorowanie przez państwa członkowskie UE.

Komunikat Komisji do Parlamentu Europejskiego, Rady i Europejskiego Komitetu Ekonomiczno-Społecznego opublikowany w marcu 2019 r. zawiera strategiczne podejście

Unii Europejskiej do produktów farmaceutycznych w środowisku. Określa ono sześć obszarów działania. Obszary obejmują wszystkie etapy cyklu życia produktów farmaceutycznych, od projektowania i produkcji po składowanie i gospodarkę odpadami. Podkreśla, że nadal potrzebne są dodatkowe informacje, aby zrozumieć i ocenić niektóre środki farmaceutyczne pod względem ich stężenia w środowisku i wynikających z nich poziomów ryzyka. Monitorowanie farmaceutyków w środowisku jest bardzo ograniczone, chociaż wybrane substancje są monitorowane w wodach powierzchniowych i podziemnych zgodnie z ramową dyrektywą wodną. Ocena ryzyka dla środowiska będzie przeprowadzana dla wszystkich leków.

Literatura

1. Ankley, G.T., Bencic, D.C., Breen, M.S., Collette, T.W., Conolly, R.B., Denslow, N.D., Edwards, S.W., Ekman, D.R., Garcia-Reyero, N., Jensen, K.M., Lazorchak, J.M., Martinović, D., Miller, D.H., Perkins, E.J., Orlando, E.F., Villeneuve, D.L., Wang, R.-L., Watanabe, K.H., 2009. Endocrine disrupting chemicals in fish: Developing exposure indicators and predictive models of effects based on mechanism of action. *Aquat. Toxicol.* 92, 168-178.
2. Baran, W., Adamek, E., Ziemiańska, J., Sobczak, A., 2011. Effects of the presence of sulfonamides in the environment and their influence on human health. *J. Hazard. Mater.* 196, 1-15.
3. Barbosa, M.O., Moreira, N.F.F., Ribeiro, A.R., Pereira, M.F.R., Silva, A.M.T., 2016. Occurrence and removal of organic micropollutants: An overview of the watch list of EU Decision 2015/495. *Water Res.* 94, 257-279.
4. Białk-Bielińska, A., Stolte, S., Arning, J., Uebbers, U., Bösch, A., Stepnowski, P., Matzke, M., 2011. Ecotoxicity evaluation of selected sulfonamides. *Chemosphere* 85, 928-933.
5. Birch, G.F., Drage, D.S., Thompson, K., Eaglesham, G., Mueller, J.F., 2015. Emerging contaminants (pharmaceuticals, personal care products, a food additive and pesticides) in waters of Sydney estuary, Australia. *Mar. Pollut. Bull.* 97, 56-66.
6. Bondarczuk, K., Markowicz, A., Piotrowska-Seget, Z., 2016. The urgent need for risk assessment on the antibiotic resistance spread via sewage sludge land application. *Environ. Int.* 87, 49-55.
7. Brack, W., Ait-Aissa, S., Burgess, R.M., Busch, W., Creusot, N., Di Paolo, C., Escher, B.I., Mark Hewitt, L., Hilscherova, K., Hollender, J., Hollert, H., Jonker, W., Kool, J., Lamoree, M., Muschket, M., Neumann, S., Rostkowski, P., Ruttkies, C., Schollee, J., Schymanski, E.L., Schulze, T., Seiler, T.-B., Tindall, A.J., De Aragão Umbuzeiro, G., Vrana, B., Krauss, M., 2016. Effect-directed analysis supporting monitoring of aquatic environments — An in-depth overview. *Sci. Total Environ.* 544, 1073-1118.
8. Carballa, M., Omil, F., Lema, J.M., Llombart, M.a., García-Jares, C., Rodríguez, I., Gómez, M., Ternes, T., 2004. Behavior of pharmaceuticals, cosmetics and hormones in a sewage treatment plant. *Water Res.* 38, 2918-2926.
9. CBOS, 2010. Stosowanie leków dostępnych bez recepty. Centrum badania opinii społecznej, Warszawa.
10. Cleuvers, M., 2004. Mixture toxicity of the anti-inflammatory drugs diclofenac, ibuprofen, naproxen, and acetylsalicylic acid. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 59, 309-315.
11. Crane, M., Watts, C., Boucard, T., 2006. Chronic aquatic environmental risks from exposure to human pharmaceuticals. *Sci. Total Environ.* 367, 23-41.

12. Cunningham, V.L., Binks, S.P., Olson, M.J., 2009. Human health risk assessment from the presence of human pharmaceuticals in the aquatic environment. *Regul. Toxicol. Pharmacol.* 53, 39-45.
13. Daughton, C.G., Ternes, T.A., 1999. Pharmaceuticals and personal care products in the environment: agents of subtle change? *Environ. Health Perspect.* 107(Suppl 6), 907–938.
14. Deblonde, T., Hartemann, P., 2013. Environmental impact of medical prescriptions: assessing the risks and hazards of persistence, bioaccumulation and toxicity of pharmaceuticals. *Public Health* 127, 312-317.
15. Dębska, J., Kot-Wasik, A., Namieśnik, J., 2004. Fate and Analysis of Pharmaceutical Residues in the Aquatic Environment. 34.
16. Evgenidou, E.N., Konstantinou, I.K., Lambropoulou, D.A., 2015. Occurrence and removal of transformation products of PPCPs and illicit drugs in wastewaters: a review. *Sci. Total Environ.* 505, 905-926.
17. Fang, T.-H., Nan, F.-H., Chin, T.-S., Feng, H.-M., 2012. The occurrence and distribution of pharmaceutical compounds in the effluents of a major sewage treatment plant in Northern Taiwan and the receiving coastal waters. *Mar. Pollut. Bull.* 64, 1435-1444.
18. Felis, E., Miksch, K., Surmacz-Gorska, J., Ternes, T., 2005. Presence of pharmaceuticals in wastewater from waste water treatment plant "Zabrze-Śródmieście" in Poland. *Archives of Environmental Protection* 31, 49-58.
19. Fent, K., Weston, A.A., Caminada, D., 2006. Ecotoxicology of human pharmaceuticals. *Aquat. Toxicol.* 76, 122-159.
20. Fisher, A.L., H.H., K., Schueler, F.W., 1952. Estrogenic Action of some DDT Analogues. *Proc. Soc. Exp. Biol. Med.* 81, 439-441.
21. Futran Fuhrman, V., Tal, A., Arnon, S., 2015. Why endocrine disrupting chemicals (EDCs) challenge traditional risk assessment and how to respond. *J. Hazard. Mater.* 286, 589-611.
22. Galus, M., Jeyaranjaan, J., Smith, E., Li, H., Metcalfe, C., Wilson, J.Y., 2013. Chronic effects of exposure to a pharmaceutical mixture and municipal wastewater in zebrafish. *Aquat. Toxicol.* 132–133, 212-222.
23. Gavrilesco, M., Demnerová, K., Aamand, J., Agathos, S., Fava, F., 2015. Emerging pollutants in the environment: present and future challenges in biomonitoring, ecological risks and bioremediation. *New Biotechnology* 32, 147-156.
24. Geissen, V., Mol, H., Klumpp, E., Umlauf, G., Nadal, M., van der Ploeg, M., van de Zee, S.E.A.T.M., Ritsema, C.J., 2015. Emerging pollutants in the environment: a challenge for water resource management. *International Soil and Water Conservation Research* 3, 57-65.
25. Giebułtowiec, J., Nałęcz-Jawecki, G., 2014. Occurrence of antidepressant residues in the sewage-impacted Vistula and Utrata rivers and in tap water in Warsaw (Poland). *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 104, 103-109.
26. Gracia-Lor, E., Martinez, M., Sancho, J.V., Penuela, G., Hernandez, F., 2012. Multi-class determination of personal care products and pharmaceuticals in environmental and wastewater samples by ultra-high performance liquid-chromatography-tandem mass spectrometry. *Talanta* 99, 1011-1023.
27. Guerra, P., Kim, M., Shah, A., Alae, M., Smyth, S.A., 2014. Occurrence and fate of antibiotic, analgesic/anti-inflammatory, and antifungal compounds in five wastewater treatment processes. *Sci. Total Environ.* 473–474, 235-243.

28. Hernando, M.D., Mezcua, M., Fernandez-Alba, A.R., Barcelo, D., 2006. Environmental risk assessment of pharmaceutical residues in wastewater effluents, surface waters and sediments. *Talanta* 69, 334-342.
29. Hirsch, R., Ternes, T., Haberer, K., Kratz, K.L., 1999. Occurrence of antibiotics in the aquatic environment. *The Science of The Total Environment* 225, 109-118.
30. Hirsch, R., Ternes, T., Heberer, T., Kratz, K.L., 1996. Determination of Betablockers and β -Sympathomimetics in the Aquatic Environment. *Vom Wasser* 87, 263-274.
31. Houeto, P., Carton, A., Guerbet, M., Mauclair, A.-C.c., Gatignol, C., Lechat, P., Masset, D., 2012. Assessment of the health risks related to the presence of drug residues in water for human consumption: Application to carbamazepine. *Regul. Toxicol. Pharmacol.* 62, 41-48.
32. IQVIA, IMS Health and Quintiles (IQVIA), Rynek farmaceutyczny w 2017 roku, Warszawa, 2018.
33. Kasprzyk-Hordern, B., Dabrowska, A., Vieno, N., Kronberg, L., Nawrocki, J., 2008. Occurrence of Acidic Pharmaceuticals in the Warta River in Poland. *Chemical Analysis* 53, 289-304
34. Kot-Wasik, A., Dębska, J., Namieśnik, J., 2007. Analytical techniques in studies of the environmental fate of pharmaceuticals and personal-care products. *TrAC, Trends Anal. Chem.* 26, 557-568.
35. Krążyńska, K., 2013. Apteczny rynek farmaceutyczny i konsumpcja leków w Polsce., *Konsumpcja i Rozwój*, 2, 108-119.
36. Migowska, N., Caban, M., Stepnowski, P., Kumirska, J., 2012. Simultaneous analysis of non-steroidal anti-inflammatory drugs and estrogenic hormones in water and wastewater samples using gas chromatography-mass spectrometry and gas chromatography with electron capture detection. *Sci. Total Environ.* 441, 77-88.
37. Nosek, K., Styszko, K., Gołaś, J., 2012. Determination of acidic pharmaceuticals in municipal wastewater by using solid-phase extraction followed by gas chromatography-mass spectrometry. *Geomatics and Environmental Engineering* 6, 45-60.
38. Nosek, K., Styszko, K., Gołaś, J., 2014. Combined method of solid-phase extraction and GC-MS for determination of acidic, neutral, and basic emerging contaminants in wastewater (Poland). *International Journal of Analytical Environmental Chemistry* 94, 961-974.
39. Oaks, J.L., Gilbert, M., Virani, M.Z., Watson, R.T., Meteyer, C.U., Rideout, B.A., Shivaprasad, H.L., Ahmed, S., Chaudhry, M.J., Arshad, M., Mahmood, S., Ali, A., Khan, A.A., 2004. Diclofenac residues as the cause of vulture population decline in Pakistan. *Nature* 427, 630-633.
40. Ortiz de García, S., Pinto Pinto, G., García Encina, P., Irusta Mata, R., 2013. Consumption and occurrence of pharmaceutical and personal care products in the aquatic environment in Spain. *Sci. Total Environ.* 444, 451-465.
41. Pal, A., He, Y., Jekel, M., Reinhard, M., Gin, K.Y.-H., 2014. Emerging contaminants of public health significance as water quality indicator compounds in the urban water cycle. *Environ. Int.* 71, 46-62.
42. Pal, R., Megharaj, M., Kirkbride, K.P., Naidu, R., 2013. Illicit drugs and the environment — a review. *Sci. Total Environ.* 463-464, 1079-1092.
43. Petrie, B., Barden, R., Kasprzyk-Hordern, B., 2015. a review on emerging contaminants in wastewaters and the environment: Current knowledge, understudied areas and recommendations for future monitoring. *Water Res.* 72, 3-27.

44. Puckowski, A., Mioduszewska, K., Łukaszewicz, P., Borecka, M., Caban, M., Maszkowska, J., Stepnowski, P., 2016. Bioaccumulation and analytics of pharmaceutical residues in the environment: a review. *J. Pharm. Biomed. Anal.* 127, 232-255.
45. RDW, Dyrektywa 2000/60/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 23 października 2000 r. ustanawiająca ramy wspólnotowego działania w dziedzinie polityki wodnej (RDW), (Dz. U. UE L 327 z 22.12.2000).
46. Rossmann, J., Schubert, S., Gurke, R., Oertel, R., Kirch, W., 2014. Simultaneous determination of most prescribed antibiotics in multiple urban wastewater by SPE-LC-MS/MS. *J. Chromatogr. B* 969, 162-170.
47. Santos, L., Ramos, F., 2016. Analytical strategies for the detection and quantification of antibiotic residues in aquaculture fishes: a review. *Trends Food Sci. Technol.* 52, 16-30.
48. Schwaiger, J., Ferling, H., Mallow, U., Wintermayr, H., Negele, R.D., 2004. Toxic effects of the non-steroidal anti-inflammatory drug diclofenac: Part I: histopathological alterations and bioaccumulation in rainbow trout. *Aquat. Toxicol.* 68, 141-150.
49. Sim, W.-J., Lee, J.-W., Lee, E.-S., Shin, S.-K., Hwang, S.-R., Oh, J.-E., 2011. Occurrence and distribution of pharmaceuticals in wastewater from households, livestock farms, hospitals and pharmaceutical manufactures. *Chemosphere* 82, 179-186.
50. Skrzypczak, Z., Haczyński, J., 2011. Rynek farmaceutyczny w Polsce - determinant popytu na leki. *Handel Wewnętrzny* 4, 3-10.
51. Stuer-Lauridsen, F., Birkved, M., Hansen, L.P., Holten Lützhøft, H.C., Halling-Sorensen, B., 2000. Environmental risk assessment of human pharmaceuticals in Denmark after normal therapeutic use. *Chemosphere* 40, 783-793.
52. Stülten, D., Zühlke, S., Lamshöft, M., Spitteller, M., 2008. Occurrence of diclofenac and selected metabolites in sewage effluents. *Sci. Total Environ.* 405, 310-316.
53. Ternes, T.A., 1998. Occurrence of drugs in German sewage treatment plants and rivers. *Water Res.* 32, 3245-3260.
54. Ternes, T.A., 2001. Analytical methods for the determination of pharmaceuticals in aqueous environmental samples. *TrAC, Trends Anal. Chem.* 20, 419-434.
55. Ternes, T.A., Meisenheimer, M., McDowell, D., Sacher, F., Brauch, H.-J., Haist-Gulde, B., Preuss, G., Wilme, U., Zulei-Seibert, N., 2002. Removal of pharmaceuticals during drinking water treatment. *Environ. Sci. Technol.* 36, 3855-3863.
56. Tixier, C., Singer, H.P., Oellers, S., Muller, S.R., 2003. Occurrence and fate of carbamazepine, clofibric acid, diclofenac, ibuprofen, ketoprofen, and naproxen in surface waters. *Environ. Sci. Technol.* 37, 1061-1068.
57. Touraud, E., Roig, B., Sumpter, J.P., Coetsier, C.m., 2011. Drug residues and endocrine disruptors in drinking water: Risk for humans? *Int. J. Hyg. Environ. Health* 214, 437-441.
58. Trieborskorn, R., Casper, H., Heyd, A., Eikemper, R., Köhler, H.R., Schwaiger, J., 2004. Toxic effects of the non-steroidal anti-inflammatory drug diclofenac: Part II. Cytological effects in liver, kidney, gills and intestine of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Aquat. Toxicol.* 68, 151-166.
59. Verlicchi, P., Al Aukidy, M., Zambello, E., 2012a. Occurrence of pharmaceutical compounds in urban wastewater: Removal, mass load and environmental risk after a secondary treatment-A review. *Sci. Total Environ.* 429, 123-155.

60. Verlicchi, P., Al Aukidy, M., Zambello, E., 2012b. Occurrence of pharmaceutical compounds in urban wastewater: Removal, mass load and environmental risk after a secondary treatment—A review. *Sci. Total Environ.* 429, 123-155.
61. Vignesh, S., Muthukumar, K., Arthur James, R., 2012. Antibiotic resistant pathogens versus human impacts: a study from three eco-regions of the Chennai coast, southern India. *Mar. Pollut. Bull.* 64, 790-800.
62. Westerhoff, P., Yoon, Y., Snyder, S., Wert, E., 2005. Fate of endocrine-disruptor, pharmaceutical, and personal care product chemicals during simulated drinking water treatment processes. *Environ Sci Technol* 39, 6649-6663.
63. Zuccato, E., Castiglioni, S., 2009. Illicit drugs in the environment. *Philosophical Transactions of The Royal Society* 367, 3965-3978.
64. Zuccato, E., Castiglioni, S., Bagnati, R., Chiabrando, C., Grassi, P., Fanelli, R., 2008. Illicit drugs, a novel group of environmental contaminants. *Water Res.* 42, 961-968.