



MONOGRAFIE KOMITETU INŻYNIERII ŚRODOWISKA

**POLSKIEJ AKADEMII NAUK**

vol. 145



**ZASTOSOWANIE ZIELONEJ INFRASTRUKTURY  
DO OGRANICZANIA ZANIECZYSZCZENIA  
WÓD POWIERZCHNIOWYCH W ZLEWNI MIEJSKIEJ**

**Ewa Wojciechowska**

Gdańsk 2018

**POLSKA AKADEMIA NAUK  
KOMITET INŻYNIERII ŚRODOWISKA**

**MONOGRAFIE**

**Nr 145**

**Zastosowanie Zielonej Infrastruktury  
do ograniczania zanieczyszczenia wód  
powierzchniowych w zlewni miejskiej**

**Ewa Wojciechowska**

**Gdańsk 2018**

**Recenzent wydawniczy:**

prof. dr hab. inż. Małgorzata Pawłowska

prof. dr hab. inż. Ziemowit Suligowski

**Komitet redakcyjny:**

prof. Anna Anielak  
prof. Kazimierz Banasik  
prof. January Bien  
prof. Ryszard Błazejewski  
prof. Michał Bodzek  
dr hab. inż. Marcin Chodak  
prof. Wojciech Dąbrowski  
prof. Marzenna Dudzińska  
dr hab. inż. Katarzyna Ignatowicz  
prof. Janusz Jeżowiecki  
dr hab. inż. Katarzyna Juda-Rezler  
dr hab. inż. Małgorzata  
Kabsch-Korbutowicz  
dr hab. inż. Piotr Koszelnik  
prof. Mirosław Krzemieniewski  
dr hab. inż. Izabela  
Majchrzak- Kucęba

prof. Marian Mazur  
prof. Korneliusz Miksch  
dr hab. inż. Maciej Mrowiec  
prof. Hanna Obarska-Pempkowiak  
prof. Artur Pawłowski  
prof. Lucjan Pawłowski  
prof. Tadeusz Piecuch  
dr hab. inż. Bernard Quant  
prof. Czesława Rosik-Dulewska  
prof. Zofia Sadecka  
prof. Marek Sozański  
prof. Joanna Surmacz-Górska  
prof. Kazimierz Szymański  
prof. Józefa Wiater  
prof. Tomasz Winnicki  
prof. Mirosław Żukowski

**Skład:**

mgr inż. Karolina Matej-Łukowicz

© Komitet Inżynierii Środowiska PAN

ISBN: 978-83-63714-44-4

druk: Perfekta info Paweł Markisz, tel. 81 46 10 229  
20-280 Lublin, ul. Doświadczalna 48 [www.perfekta.info.pl](http://www.perfekta.info.pl)

*Moim Rodzicom*



# SPIS TREŚCI

WSTĘP.....	3
1. ZMIANY DEMOGRAFICZNE W XXI WIEKU I ICH KONSEKWENCJE DLA ŚRODOWISKA WODNEGO.....	6
1.1. Wzrost liczby ludności.....	6
1.2. Urbanizacja i megamiasta .....	8
1.3. Wyczerpywanie się zasobów wody .....	12
1.4. Sytuacja w Polsce .....	18
1.5. Woda wirtualna i ślad wodny produktów .....	21
2. KONSEKWENCJE ANTROPOPRESJI DLA ŚRODOWISKA WODNEGO.....	24
2.1. Konsekwencje zmian demograficznych i urbanizacji.....	24
2.2. Zmiany w obiegu wody na obszarach zurbanizowanych.....	25
2.3. Syndrom cieków miejskich.....	27
2.4. Zanieczyszczenie wód powierzchniowych i osadów dennych .....	29
2.4.1. Zanieczyszczenie wód opadowych podczas fazy atmosferycznej .....	33
2.4.2. Faza spływu powierzchniowego - wpływ charakterystyki zlewni na jakość wód opadowych.....	35
2.4.3. Jakość spływu z dachów w zależności od rodzaju pokrycia dachowego.....	37
2.4.4. Analiza jakościowa opadów i spływu z dachów w Gdańsku.....	40
2.4.5. Zanieczyszczenie osadów dennych.....	49
3. GOSPODARKA CYRKULACYJNA I KONSEKWENCJE DLA GOSPODARKI WODNO-ŚCIEKOWEJ .....	59
3.1. Koncepcja gospodarki cyrkulacyjnej.....	59
3.2. Gospodarka o obiegu zamkniętym - konsekwencje dla gospodarki wodnej.....	66
3.3. Zielona Infrastruktura i jej funkcje .....	68
4. RECYRKULACJA I ODZYSK WODY – WZKORYZSTANIE WÓD OPADOWYCH I ŚCIEKÓW SZARYCH W GOSPODARSTWACH DOMOWYCH.....	72
4.1. Gospodarcze wykorzystanie wody z dachów.....	73
4.2. Ścieki szare .....	79

4.3. Przykładowe efektywności systemu do gospodarczego wykorzystania wód opadowych i ścieków szarych dla budynku jednorodzinnego .....	88
4.3.1. Założenia.....	89
4.3.2. Wykorzystanie wody deszczowej.....	91
4.3.3. Wykorzystanie wody szarej .....	94
4.3.4. Zintegrowane wykorzystanie wody opadowej i ścieków szarych .....	95
5. OCZYSZCZALNIE HYDROFITOWE JAKO FUNKCJONALNY ELEMENT ZIELONEJ INFRASTRUKTURY NA TERENACH ZURBANIZOWANYCH .....	97
5.1. Oczyszczanie spływów opadowych.....	99
5.1.1. Spływy opadowe z terenów miejskich .....	100
5.1.2. Spływy z dróg szybkiego ruchu .....	105
5.1.3. Spływy z terenów lotnisk .....	107
5.1.4. Strefy buforowe – ograniczenie dopływu zanieczyszczeń ze źródeł rozproszonych do wód powierzchniowych.....	109
5.2. CSO – oczyszczanie wód przelewowych z kanalizacji ogólnospławnej.....	111
5.3. Renaturalizacja oczyszczonych ścieków komunalnych.....	117
5.4. Oczyszczanie odcieków ze składowisk odpadów komunalnych w oczyszczalniach hydrofitowych.....	122
5.5. Fitoremediacja osadów usuwanych ze zbiorników retencyjnych.....	126
PODSUMOWANIE.....	131
LITERATURA.....	132

## WSTĘP

Pierwsza połowa XXI wieku to czas ogromnych wyzwań związanych z gwałtownym wzrostem liczby ludności, jej nierównomiernym przyrostem w różnych częściach świata, urbanizacją oraz niespotykaną dotychczas presją na zasoby naturalne. Dotychczas wzrost gospodarczy i wzrost poziomu życia ludzi szedł w parze ze zwiększeniem zużycia surowców, co u progu XXI wieku doprowadziło do sytuacji, kiedy wiele zasobów znalazło się na wyczerpaniu. Utrzymanie tempa wzrostu wymaga zmiany podejścia. Rozwiązaniem może być wprowadzenie gospodarki cyrkulacyjnej, która zakłada obieg surowców i ich ponowne wykorzystanie. W tym podejściu odpad staje się produktem. Gospodarka cyrkulacyjna to model rozwoju gospodarczego, który zakłada zrównoważony rozwój poprzez ochronę zasobów, w szczególności poprzez zamknięty obieg materiałów w gospodarce (powtórne wykorzystanie, recykling) w celu zminimalizowania zanieczyszczenia u źródła i ogólnej ilości odpadów. Zakłada efektywne wykorzystanie zasobów na wszystkich etapach życia produktu. Ostatecznym celem gospodarki o obiegu zamkniętym jest osiągnięcie wzrostu gospodarczego, który nie jest zależny od wyczerpujących się zasobów naturalnych.

Gospodarka cyrkulacyjna nie dotyczy wyłącznie gospodarki odpadami, ale wszystkich sektorów gospodarczych, w tym oczywiście gospodarki wodno-ściekowej. Woda jest zasobem podstawowym, niezbędnym do życia, do rozwoju rolnictwa, produkcji energii, wykorzystywanym praktycznie w każdym rodzaju produkcji przemysłowej. Szczególnie silna presja na zasoby wodne występuje w miastach, co wynika ze zmiany cyklu hydrologicznego na obszarach zurbanizowanych, rosnącego zapotrzebowania na wodę, wzrostu produkcji ścieków oraz zjawisk powodziowych na terenach miejskich. Wiele regionów świata cierpi z powodu niedoborów wody. W dużym stopniu dotyczy to tych obszarów, dla których prognozowany jest największy przyrost liczby ludności; sytuację tę pogarszają zmiany klimatyczne w wyniku których wiele regionów doświadcza pogłębiającej się suszy. Niedobory wody mogą doprowadzić do dramatycznych konsekwencji – migracji ludności na ogromną skalę oraz wojen. Dlatego, zgodnie z preambułą Ramowej Dyrektywy



Wodnej UE, należy przyjąć, że „...woda nie jest produktem handlowym jak każdy inny, ale raczej dziedzicznym dobrem, które powinno być chronione, bronione i traktowane jako takie...”. W praktyce oznacza to konieczność racjonalnego zużywania wody również w tych miejscach, gdzie nie występują jej bezpośrednie niedobory. Zarządzanie zasobami wodnymi powinno dążyć do zamkniętego obiegu surowców i energii. Konieczne będzie wprowadzanie recyklingu i odzysku wody – w zależności od jakości woda opadowa, lub woda odzyskana ze ścieków mogą być ponownie wykorzystane do różnych celów. Należy dążyć do całościowego spojrzenia na cykl hydrologiczny w mieście – woda opadowa powinna być w miarę możliwości retencjonowana i pozostawiana w miejscu, gdzie występuje opad. Część wód opadowych powinna być rozsączana do gruntu, aby zapewnić odnawianie zasobów wód podziemnych. Istotny jest niski ślad środowiskowy rozwiązań, tworzenie nowych, przyjaznych mieszkańcom i zdrowych ekosystemów w miastach i łączenie w nich różnorodnych funkcji, zgodnie z koncepcją *ecosystem services*. Należy również ograniczać dopływ zanieczyszczeń do wód powierzchniowych, w tym zanieczyszczeń ze źródeł obszarowych, transportowanych przez spływ powierzchniowy, który trafia następnie do rzek i mniejszych cieków albo bezpośrednio, albo za pośrednictwem kanalizacji deszczowej.

Bardzo istotne miejsce w tej koncepcji pełnią rozwiązania inspirowane naturą (ang. *Nature Based Solutions* – NBS), które wykorzystują procesy zachodzące w przyrodzie lub je naśladują w taki sposób, aby przyczynić się do lepszego zarządzania zasobami wodnymi. Rozwiązania określane jako NBS bazują na funkcjach ekosystemów w celu osiągnięcia założeń gospodarki wodnej. NBS może polegać zarówno na konserwacji i rehabilitacji naturalnych ekosystemów, jak i na stworzeniu zmodyfikowanych lub sztucznych ekosystemów. Z koncepcją rozwiązań opartych na naturze (NBS) bardzo silnie związane i znaczeniowo bliskie jest pojęcie Zielonej Infrastruktury (ang. *Green Infrastructure*). Mianem Zielonej Infrastruktury określane są naturalne lub semi-naturalne systemy, które umożliwiają osiągnięcie celów gospodarki wodnej na równorzędym lub wyższym poziomie niż infrastruktura

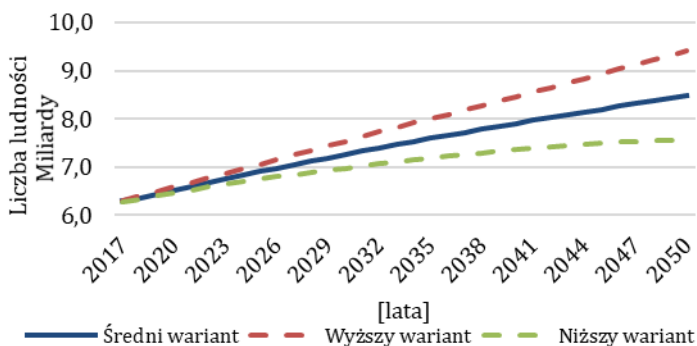
konwencjonalna, zwana dla odróżnienia „szarą”. Do rozwiązań z zakresu Zielonej Infrastruktury należą m.in. zielone dachy, ogrody deszczowe, oczyszczalnie hydrofitowe, obiekty bioretencyjne (np. muldy chłonne obsadzone roślinnością), które są często stosowane równolegle z takimi elementami jak nawierzchnie przepuszczalne (w celu podniesienia infiltracji do gruntu), zbieranie i ponowne wykorzystywanie wody opadowej czy odzysk ścieków szarych. Zielona Infrastruktura często wykorzystuje retencję i oczyszczanie wody w skali lokalnej, co przyczynia się do zmniejszenia ładunków zanieczyszczeń odprowadzanych do odbiorników ze źródeł obszarowych. Rozwiązaniem doskonale wpisującym się w założenia i wypełniającym zadania Zielonej Infrastruktury są oczyszczalnie hydrofitowe, których zastosowanie bynajmniej nie ogranicza się do terenów wiejskich. Oczyszczalnie hydrofitowe z powodzeniem wykorzystywane są do różnych zadań z zakresu ochrony wód powierzchniowych przed zanieczyszczeniem, zarówno ze źródeł punktowych, jak i znacznie trudniejszych źródeł obszarowych. Nadają się do oczyszczania spływów powierzchniowych w miastach, spływów z dróg szybkiego ruchu i lotnisk, oczyszczania ścieków odprowadzanych przez przelewy burzowe na kanalizacji ogólnospławnej, doczyszczania ścieków odpływających z oczyszczalni konwencjonalnych i wielu innych zastosowań.

W niniejszej monografii omówiono zmiany cyklu hydrologicznego na obszarach miejskich i ich konsekwencje w postaci występowania syndromu cieków miejskich oraz rosnącego zanieczyszczenia wód pochodzącego ze źródeł obszarowych. Przedstawiono również koncepcję gospodarki cyrkulacyjnej, ze szczególnym uwzględnieniem jej wprowadzania w gospodarce wodno-ściekowej oraz potrzebę wprowadzania w miastach rozwiązań z zakresu Zielonej Infrastruktury. W kolejnych rozdziałach omówiono możliwości gospodarczego wykorzystania wody opadowej oraz ścieków szarych w gospodarstwach domowych, jako rozwiązań prowadzących do zmniejszenia zapotrzebowania na wodę (Rozdział 4) oraz przykłady i możliwości zastosowania oczyszczalni hydrofitowych na terenie miast jako funkcjonalnego elementu Zielonej Infrastruktury (Rozdział 5).

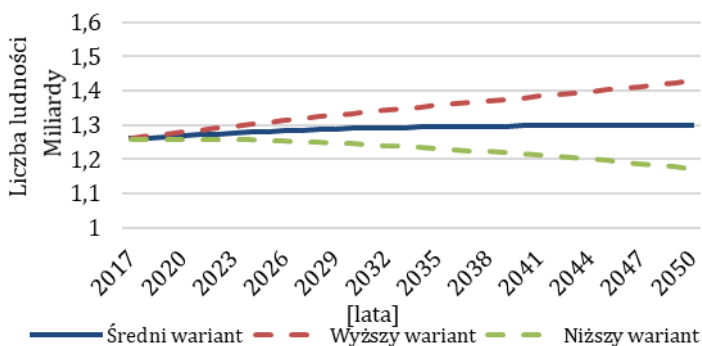
# 1. ZMIANY DEMOGRAFICZNE W XXI WIEKU I ICH KONSEKWENCJE DLA ŚRODOWISKA WODNEGO

## 1.1. Wzrost liczby ludności

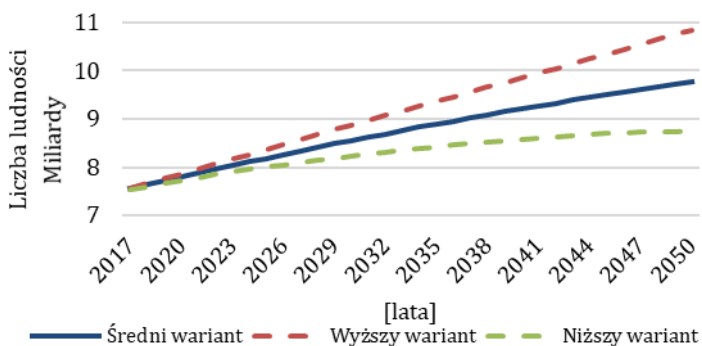
Od czasów rewolucji przemysłowej w XIX wieku światowa liczba ludności nieustannie wzrasta. W drugiej połowie XX wieku proces ten gwałtownie przyspieszył. Na początku XIX światowa populacja wynosiła około 100 milionów (Kremer 2003). Dziś, według szacunków ONZ, liczba mieszkańców wynosi ponad 7 miliardów (UN 2017). Mówiąc obrazowo, szacuje się, że aktualnie liczba ludności świata wynosi około 6,5% całkowitej liczby osób, które się narodziły od początku ludzkości (Haub 2011). Niepojęce są prognozy demograficzne, które wskazują, że, liczba ludności będzie w dalszym ciągu gwałtownie rosła. Raport ONZ z 2017 roku „*World Urbanization Prospects*” (UN 2017) podaje szacunkową liczbę ludności świata do roku 2050 dla trzech scenariuszy wzrostu: niskiego, średniego i wysokiego. Przy założeniu średniego wariantu wskaźnika urodzeń liczba ludności świata w 2050 roku osiągnie 9,7 miliarda, natomiast przy wariacie wysokim - prawie 11 miliardów (Rys. 1). Nawet zakładając najniższy wskaźnik wzrostu liczby urodzeń, do 2050 roku liczba ludności zwiększy się do około 8,7 miliarda. W krajach rozwiniętych gospodarczo liczba ludności prawdopodobnie będzie utrzymywać się na względnie tym samym poziomie (wariant średni), natomiast przy wariacie niskim może nawet obniżyć się (Rys. 2). Inaczej sytuacja będzie wyglądała w krajach rozwijających się – to właśnie w tych krajach przede wszystkim nastąpi przyrost liczby ludności. Zakładając najwyższy wariant wskaźnika urodzeń, do 2050 roku przybędzie tam około 3,2 miliarda mieszkańców, 2,2 miliarda przy wariacie średnim i 1,2 miliarda zakładając scenariusz z najniższym wskaźnikiem liczby urodzeń. (Rys.3) (UN 2017).



Rys. 1 Prognozowana liczba ludności na świecie w krajach rozwijających się do 2050 roku. Opracowano na podstawie „World Urbanization Prospects, The 2017 Revision” (UN 2017)

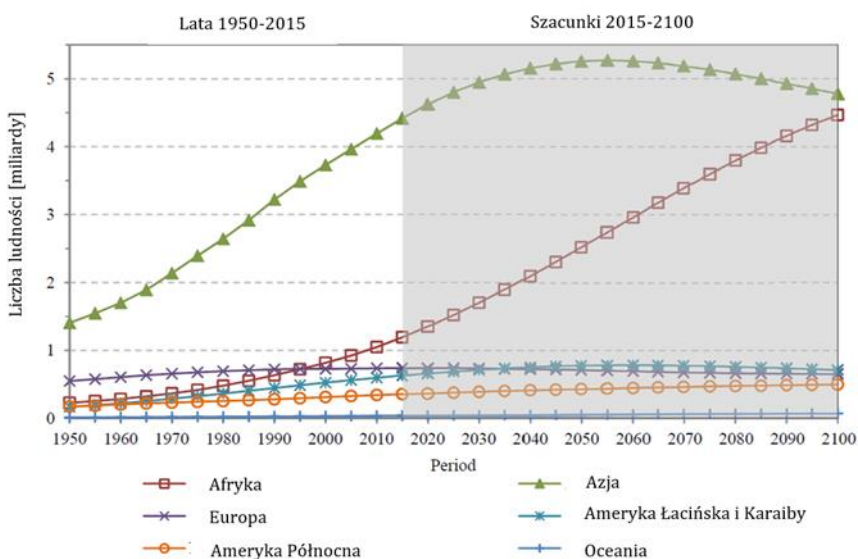


Rys. 2 Prognozowana liczba ludności na świecie w krajach rozwiniętych do 2050 roku. Opracowano na podstawie „World Urbanization Prospects, The 2017 Revision” (UN 2017)



Rys. 3 Prognozowana liczba ludności na świecie w krajach rozwiniętych i rozwijających się do 2050 roku. Opracowano na podstawie „World Urbanization Prospects, The 2017 Revision” (UN 2017)

Prognozy wskazują, że mniej więcej połowa przewidywanego wzrostu globalnej populacji w okresie od 2017 do 2050 roku przypadnie na kontynent afrykański (Tabela 1). Przyjmując średni scenariusz wzrostu, w Afryce przybędzie 1 miliard ludzi. Dla drugiej w kolejności Azji wzrost populacji wyniesie około 750 milionów. Następne w kolejności są Ameryka Południowa i Karaiby, Ameryka Północna i Oceania, gdzie przewiduje się wyraźnie niższy wzrost liczby mieszkańców. Przy założeniu średniego wariantu wzrostu liczby urodzeń Europa będzie jedynym kontynentem o mniejszej populacji w 2050 roku niż w roku 2017. (UN 2017) (Rys. 4).



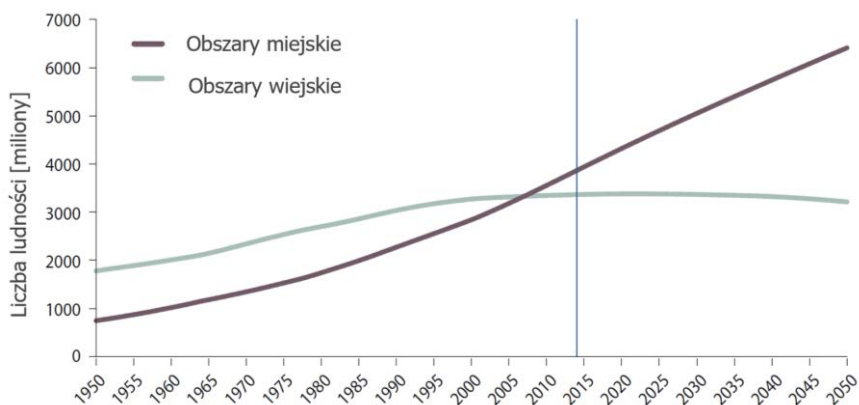
Rys.4 Liczba ludności w zależności od regionu.  
Źródło: „World Urbanization Prospects, The 2017 Revision” (UN 2017)

## 1.2. Urbanizacja i megamiasta

Miasta w ciągu całej historii ludzkości były ośrodkami władzy politycznej i ekonomicznej, jednocześnie pełniąc funkcje centów kulturalnych i naukowych. W 2007 roku ponad 50% ludności świata było mieszkańcami miast, jednak miasta zajmowały tylko 2% powierzchni Ziemi. Z drugiej strony, w 2006 roku miasta konsumowały aż trzy czwarte zasobów naturalnych i wytwarzały 71% ditlenku węgla (Fisher-Kowalski i Swilling 2011).

Wzrost liczby ludności prognozowany między innymi przez raport ONZ „*World Population Prospects, The 2017 Revision*” (UN 2017) ma być nierównomierny nie tylko w różnych regionach świata, ale ma dotyczyć przede wszystkim miast. Wielkość skupisk miejskich wzrasta nieprzerwanie od początku rewolucji przemysłowej. Na początku XIX wieku na obszarach zurbanizowanych na całym świecie mieszkało około 30 milionów osób, czyli około 2,5% ówczesnej ludności. Na początku XX wieku liczba mieszkańców miast powiększyła się do 2 miliardów. W 1950 roku obszary miejskie zamieszkiwało 30% ludności (UN 2017).

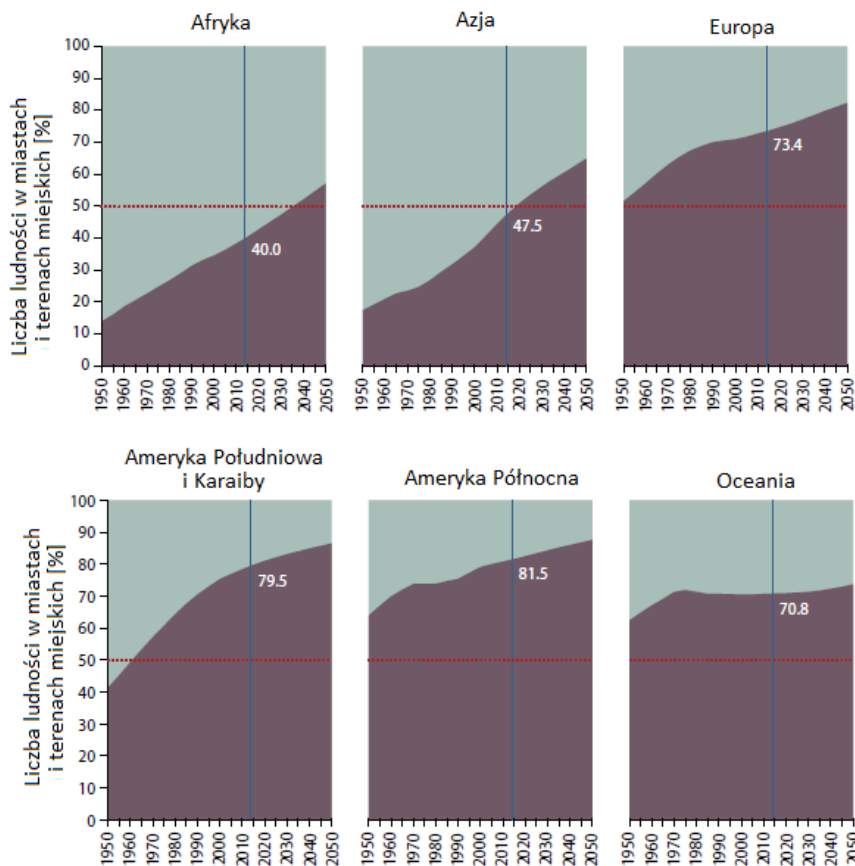
W przeciągu ostatnich sześciu dekad przenoszenie się ludności ze wsi do miast uległo intensyfikacji. W 2007 roku po raz pierwszy w historii liczba ludności miast była większa niż liczba ludności zamieszkującej wieś. Przewiduje się, że liczba ludności miejskiej będzie wciąż gwałtownie wzrastać. Z szacunków wynika, że w 2050 roku jedynie 34% ludności będzie zamieszkiwało obszary wiejskie, natomiast aż dwie trzecie populacji (66%) obszary miejskie, co jest sytuacją odwrotną do rozkładu ludności w połowie dwudziestego wieku. Tempo wzrostu liczby ludności miejskiej, szczególnie w wielkich aglomeracjach, znacznie przewyższa tempo ogólnego wzrostu liczby ludności na świecie (UN 2017) (Rys. 5).



Rys. 5 Ludność świata zamieszkująca obszary miejskie i wiejskie w latach 1950-2050. Źródło: „*World Urbanization Prospects, The 2017 Revision*” (UN 2017)

Afryka i Azja podlegają urbanizacji szybciej niż inne regiony świata. Tempo urbanizacji, mierzone jako średnia roczna zmiana proporcji ludności miejskiej do wiejskiej, jest tam najwyższe. Odsetek

ludności zamieszkującej miasta wzrasta odpowiednio o 1,5% (Afryka) i 1,1% (Azja) w ciągu roku. Na Rys. 6 przedstawiono odsetek populacji zamieszkującej tereny miejskie i wiejskie na poszczególnych kontynentach, począwszy od połowy XX wieku z prognozą do 2050 roku. Regiony, które posiadają już stosunkowo wysoki poziom urbanizacji, podlegają temu zjawisku w wolniejszym tempie (mniej niż 0,4 procenta rocznie). Warto podkreślić, że tempo urbanizacji ma tendencję do spowolnienia, gdy obszar staje się bardziej zurbanizowany.

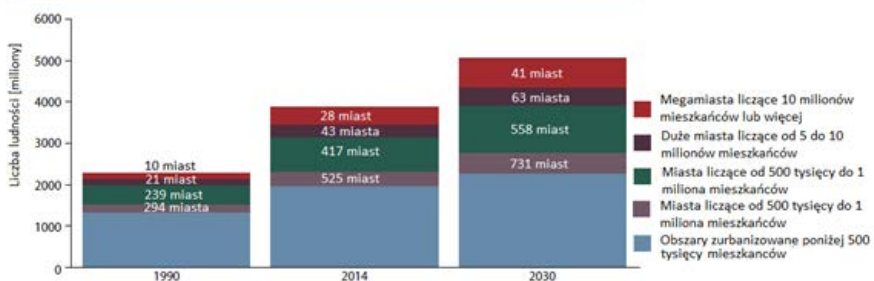


Rys. 6 Odsetek populacji zamieszkującej tereny miejskie i wiejskie w latach 1950-2050, Źródło: „World Urbanization Prospects, The 2017 Revision” (UN 2017)

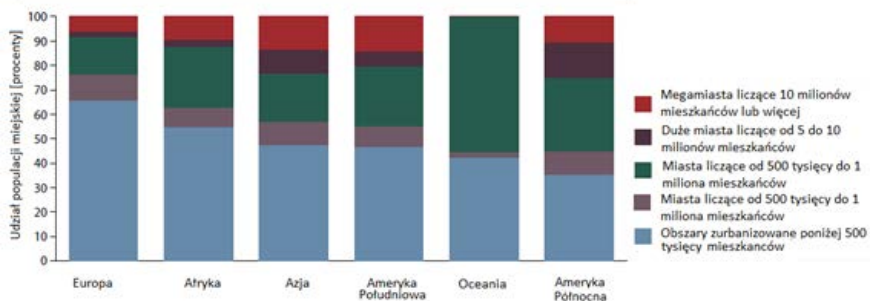
Szczególnie intensywnie rosną miasta największe oraz te, które położone są w krajach rozwijających się. Wiele miast przekształca się w tak zwane „megamiasta” – metropolie liczące powyżej 10 milionów mieszkańców. W 1990 roku na świecie znajdowało się 10 miast

z ponad 10 milionami mieszkańców (Rys. 7), w których mieszkało 153 miliony osób, co stanowiło mniej niż 7 % światowej populacji miejskiej.

Obecnie największym na świecie megamiastem, z aglomeracją liczącą 38 milionów, mieszkańców jest Tokio, drugie w kolejności jest Delhi (25 milionów mieszkańców), Szanghaj (23 miliony), oraz miasta Meksyk, Bombaj i São Paulo (około 21 milionów mieszkańców). Rosnący odsetek populacji miejskiej zamieszkuje również w miastach o liczbie mieszkańców od 5 do 10 milionów. W 2014 roku w 43 dużych miastach o liczbie mieszkańców od 5 do 10 milionów mieszkało ponad 300 milionów osób. Obecnie w miastach tych mieszka 8 procent populacji miejskiej na świecie. Liczba takich miast ma wzrosnąć do 63 w 2030 roku. Prognozy przewidują, że będzie tam mieszkało 400 milionów osób, co stanowić będzie blisko 9% globalnej populacji miejskiej. Odsetek ludności miejskiej skoncentrowany w megamiastach oraz w miastach liczących od 5 do 10 milionów mieszkańców jest bardzo zróżnicowany, od 0 procent w Oceanii do 25 procent w Ameryce Północnej (Rys. 8).

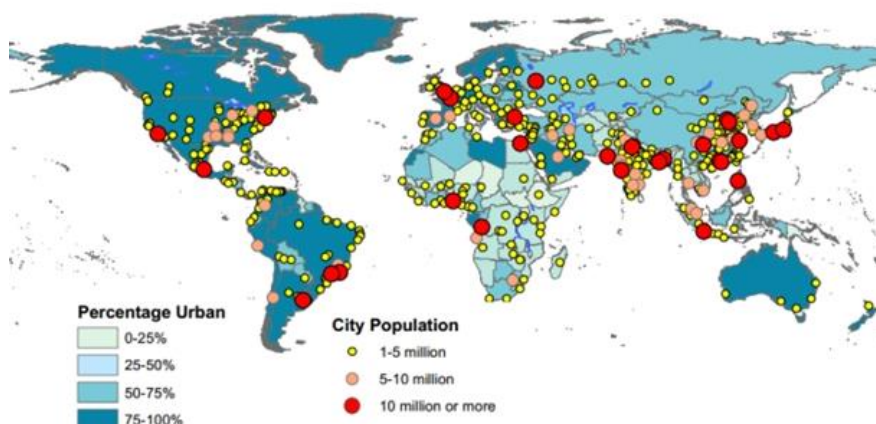


Rys. 7 Liczba miast na świecie w przedziałach liczby ludności w 1990, 2014 i 2030 roku. Źródło: „World Urbanization Prospects, The 2017 Revision” (UN 2017)



Rys.8 Rozkład populacji w zależności od rozmiaru miasta w poszczególnych regionach w 2012 roku. Źródło: „World Urbanization Prospects, The 2017 Revision” (UN 2017)





Rys. 9 Rozmieszczenie największych miast świata. Źródło: „World Urbanization Prospects, The 2017 Revision” (UN 2017)



Rys. 10 Konsekwencje powstawania megamiast związane ze środowiskiem wodnym. Opracowanie własne na podstawie Koop i Van Leeuwen (2017).

zdjęcie w tle: <https://upload.wikimedia.org/wikipedia/commons/9/9b/Shin1111.jpg>

### 1.3. Wyczerpywanie się zasobów wody

Woda bez wątpienia jest podstawowym, najważniejszym zasobem naturalnym, niezbędnym do przeżycia, rozwoju gospodarczego i przemysłowego. Dostęp do wody w potrzebnej ilości i o odpowiedniej jakości jest jedną z największych zdobyczy

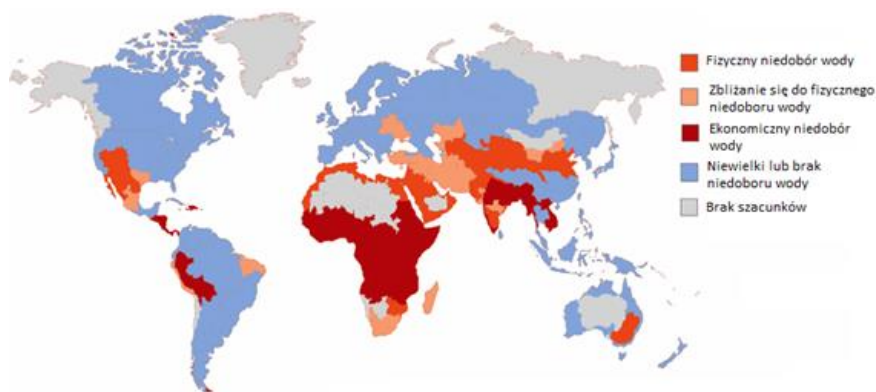
cywilizacyjnych i stanowi warunek konieczny dla właściwej jakości życia społeczeństwa. Wzrost liczby ludności, urbanizacja i industrializacja powodują stale rosnącą presję na zasoby wody, przejawiającą się zwiększonym poborem, jak również zanieczyszczeniem. Presja ta w największym stopniu dotyczy wód słodkich, które stanowią zaledwie 2,43% światowych zasobów wody (Kociołek-Balawajder i Stanisławska, 2012). Całkowita objętość wód słodkich wynosi nieco powyżej 35 milionów km<sup>3</sup> (Van Loon i Duffy, 2007), przy czym duża część, ponad 69,5%, występuje w postaci lodowców, śniegów i wiecznej zmarzliny. Słodkie wody powierzchniowe, występujące w jeziorach, rzekach i potokach, które są najłatwiejszym do wykorzystania źródłem wody, mają łączną objętość 91 tysięcy km<sup>3</sup>, czyli niecałe 0,3% całkowitej ilości wód słodkich.

Rozmieszczenie i dostępność zasobów słodkiej wody na świecie jest nierównomierne. Występują znaczne wahania przestrzenne w zależności od położenia geograficznego, szczególnie strefy klimatycznej oraz wahania czasowe, np. sezonowe – w zależności od pory roku. W poszczególnych krajach ilość dostępnej słodkiej wody w przeliczeniu na mieszkańca waha się w szerokim zakresie (UN 2015). Dodatkowo sytuację komplikują obserwowane w ostatnich latach zmiany klimatyczne, które w przypadku niektórych terytoriów mogą doprowadzić do pogłębienia deficytów wody.

Nierównomierne rozmieszczenie zasobów prowadzi do konfliktów i niejednokrotnie w historii ludzkości było przyczyną wojen. Antagonizmy mogą być spowodowane niedoborem wody a także brakiem odpowiednich struktur zarządzania, zwłaszcza na poziomie międzynarodowym. Przykładem jest fakt, że aż 158 spośród 263 transgranicznych zbiorników wodnych na świecie nie prowadzi żadnej współpracy w zakresie gospodarowania zasobami (WWAP 2015).

Niedobory wody dotyczą wielu regionów świata, szczególnie kontynentu afrykańskiego, południowej części Azji, jak również Meksyku i Ameryki środkowej oraz wschodniego wybrzeża Australii. Niepokojący jest fakt, że obszary dla których spodziewany jest największy przyrost liczby ludności, takie jak kraje afrykańskie oraz

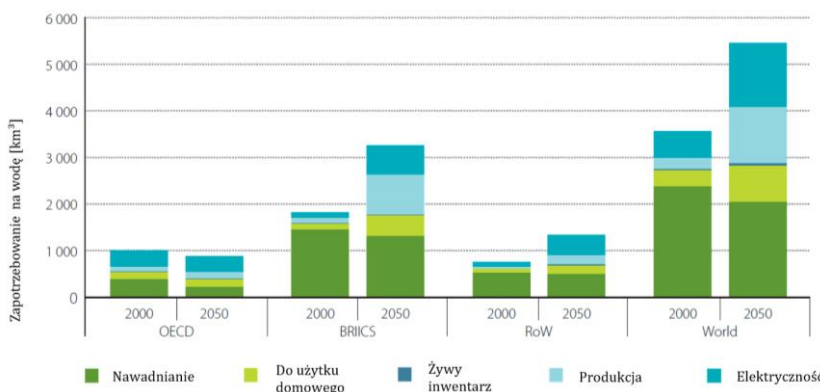
Indie, już zmagają się ze znacznym niedoborem wody. Na Rys. 11 przedstawiono rozmieszczenie regionów dotkniętych tzw. fizycznym i ekonomicznym niedoborem wody. Fizyczny niedobór wody występuje wówczas, gdy nie ma wystarczającej ilości wody, aby zaspokoić wszystkie potrzeby, w tym przepływy nienaruszalne w ciekach (niezbędne do utrzymania życia biologicznego). Niedobory fizyczne występują przede wszystkim na obszarach pustynnych, ale nie tylko – pojawiają się także w sytuacjach, kiedy dostępne zasoby wodne obszaru zostają naruszone. Dzieje się tak na przykład w rejonach, gdzie występuje bardzo rozwinięta sieć nawadniania dla potrzeb rolnictwa. Dostępne zasoby wodne są niewystarczające aby pokryć wszystkie potrzeby społeczności ludzkiej oraz potrzeby środowiskowe. Symptomami występowania fizycznego niedoboru wody są silna degradacja środowiska, zmniejszanie się zasobów wód podziemnych oraz nierównomierne alokacje dostępnych zasobów wody powodujące uprzywilejowanie niektórych grup społecznych. Z kolei z ekonomicznym niedoborem wody mamy do czynienia wówczas, gdy występują ograniczenia instytucjonalne w korzystaniu z zasobów wody. Ograniczenia mogą być spowodowane niedorozwojem infrastruktury lub barierami natury np. finansowej w dostępie do wody dla uboższej części społeczeństwa lub niektórych grup społecznych, w tym kobiet. Sytuacja ekonomicznego niedoboru wody występuje w większości krajów subsaharyjskiej części Afryki (Rys. 11) (WWAP 2015).



Rys. 11. Obszary, na których występuje fizyczny i ekonomiczny niedobór wody. Źródło: Molden (2007).

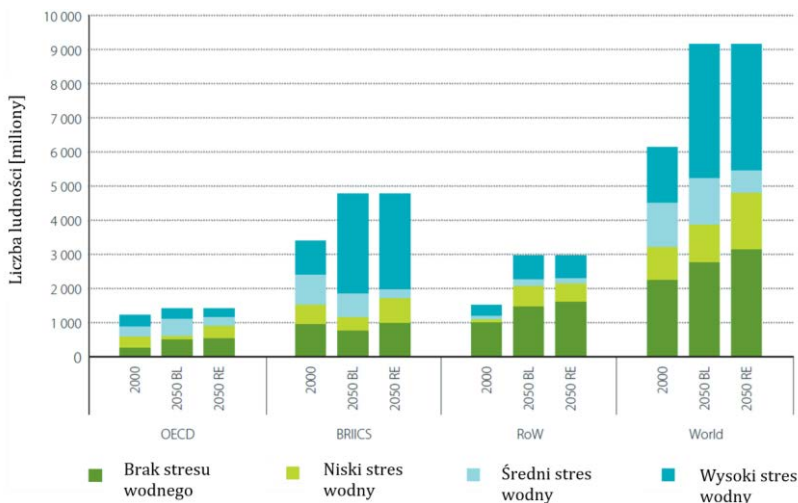
Największym użytkownikiem zasobów wodnych jest rolnictwo. Woda pobierana na potrzeby tego sektora stanowi około 70% globalnego poboru słodkiej wody. W przypadku krajów rozwijających się woda zużywana na potrzeby nawadniania sięga ponad 90% całkowitego zużycia wody (WWAP 2014). Jeśli nie zostaną wprowadzone bardziej wydajne i zrównoważone praktyki rolnicze zużycie wody przez rolnictwo może wzrosnąć nawet o 20%. Produkcja energii zużywa mniej więcej 15% całkowitego światowego poboru słodkiej wody, przy czym przewiduje się, że do 2035 roku wzrośnie do 20%, przede wszystkim w krajach nienależących do OECD (WWAP 2014).

Według aktualnych prognoz do 2050 roku przewiduje się 55% wzrost światowego zapotrzebowania na wodę. Będzie to wynikało głównie z rosnącego popytu na wodę do celów produkcyjnych, wytwarzania energii cieplnej oraz konsumpcji wody przez gospodarstwa domowe. Największy wzrost zapotrzebowania odnotują kraje rozwijające się. Na Rys. 12 przedstawiono zapotrzebowanie na wodę wybranych grup krajów (OECD – kraje należące do Organizacji Współpracy Gospodarczej i Rozwoju; BRICIS – Brazylia, Rosja, Indie, Indonezja, Chiny i Republika Południowej Afryki; RoW – reszta świata) oraz dla wszystkich państw świata łącznie w roku 2000 i w roku 2050. Można zaobserwować, że do 2050 roku prognozowane zapotrzebowanie na wodę w krajach należących do OECD nawet nieznacznie spadnie. Jednak w grupie krajów rozwijających się, określanym mianem BRICIS zapotrzebowanie na wodę słodką wzrośnie o ponad 50%. Podobny trend prognozowany jest dla krajów należących do grupy RoW. Globalny wzrost zapotrzebowania na wodę wynika zatem przede wszystkim z wzrostu liczby ludności oraz rosnącej urbanizacji w krajach rozwijających się.



Rys. 12 Zapotrzebowanie na wodę w 2000 i 2050 roku, na podstawie raportu ONZ „Water for sustainable world” (WWAP 2015)

Wzrost zapotrzebowania na wodę nieuchronnie prowadzi do występowania zjawiska stresu wodnego. Stres wodny występuje wtedy, gdy zapotrzebowanie na wodę przekracza ilość dostępną w danym okresie lub gdy niewystarczająca jakość wody ogranicza możliwości jej użycia. W wyniku wystąpienia stresu wodnego następuje pogorszenie zasobów pod względem ilości (nadmierna eksploatacja, wysychanie rzek, trwałe obniżenie zwierciadła wód gruntowych itp.) i jakości (eutrofizacja, zanieczyszczenie, intruzja wód zasolonych itp.). Przyjmuje się, że zjawisko stresu wodnego występuje, gdy wielkość zasobów wody w przeliczeniu na mieszkańca spada poniżej 1700 m<sup>3</sup> (World Water Development Report, 2014). Na Rys. 13 przedstawiono dane dotyczące stresu wodnego w 2000 roku oraz szacunki na rok 2050 w krajach OECD, BRICS, WoR oraz dla wszystkich państw świata. W krajach OECD spodziewany jest z jednej wzrost liczby ludności nienarażonej na występowanie stresu wodnego. Z drugiej strony wzrośnie też liczba ludności doświadczającej stresu wodnego na średnim poziomie. Największy wzrost liczby ludności narażonej na stres wodny prognozowany jest w krajach BRICIS. Grupa ta obejmuje kraje szybko rozwijające się gospodarczo, a przy tym przeżywające gwałtowny wzrost demograficzny. Rozpatrując całą światową populację można zauważyć dwa trendy – z jednej strony wzrost liczby ludności niemającej problemu z dostępem do wody (brak stresu wodnego), z drugiej wyraźny wzrost liczby ludności narażonej na wysoki poziom stresu wodnego.



Rys. 13 Liczba ludności narażonej na występowanie stresu wodnego w roku 2000 i 2050, na podstawie raportu ONZ „Water for sustainable world” (WWAP 2015)

Oszacowania dotyczące zmniejszania się zasobów wodnych w perspektywie kilkunastu czy kilkudziesięciu lat są oczywiście obarczone dość dużym ryzykiem błędu, szczególnie w perspektywie zachodzących zmian klimatycznych. Generalnie ocenia się, że zachodzące zmiany klimatu będą prowadziły do sytuacji, kiedy roczne opady w krajach, które obecnie mają klimat suchy jeszcze się zmniejszą, natomiast w regionach mokrych – wzrosną. Należy zatem liczyć się ze wzrostem nierównomierności dystrybucji zasobów wodnych, z koniecznością jej magazynowania i retencjonowania w przypadku nadmiaru. Z drugiej strony, w regionach o suchym klimacie wzrasta zainteresowanie zbieraniem i wykorzystywaniem wody opadowej, technologiami odsalania wody morskiej jak również recykulacją wody i wprowadzaniem obiegu zamkniętego w gospodarce wodno-ściekowej.

Europa nie należy do regionów zbyt silnie zagrożonych deficytami wody. Odnawialne zasoby wody są na relatywnie wysokim poziomie, dodatkowo prognozy demograficzne nie przewidują skokowego wzrostu liczby ludności – a raczej odwrotnie, widoczna jest niewielka tendencja spadkowa. Niemniej jednak, dane Eurostat z 2015 roku pokazują, że według długookresowych analiz klimatycznych i hydrologicznych w okresie 1960-2010 nastąpił 24% spadek zasobów wodnych w przeliczeniu na mieszkańca. Największy

spadek nastąpił w krajach Europy południowej. W trakcie bardzo suchego i gorącego lata 2014 roku aż 40% mieszkańców krajów śródziemnomorskich narażonych było na wystąpienie stresu wodnego. Inne szczególnie narażone obszary to silnie zaludnione zlewnie rzek, których powierzchnia łącznie stanowi około 11% powierzchni kontynentu europejskiego. Największa ilość wody zużywana jest na potrzeby rolnictwa – w 2014 roku zużycie wody przez ten sektor gospodarki europejskiej stanowiło 66% całkowitego zużycia wody w Europie, przy czym aż 80% wody pobranej na potrzeby rolnicze zużyły kraje śródziemnomorskie. W tym miejscu trzeba podkreślić, że choć wielkość powierzchni nawadnianych w krajach Europy południowej wzrosła o 12% w latach 2002-2014, to produkcja rolna w tym samym okresie zmniejszyła się aż o 36%.

#### 1.4. Sytuacja w Polsce

Zasoby wodne składają się z wód powierzchniowych i podziemnych, których odnawialność zapewniają wody opadowe (Słyś 2013). Bilans wodny oraz proporcje między jego elementami: opadem atmosferycznym, parowaniem, intercepcją, infiltracją, retencją powierzchniową i odpływem, kształtowane są przez procesy klimatyczne i hydrologiczne oraz zależą od fizyczno- geograficznych charakterystyk zlewni (Weinerowska-Bords 2010).

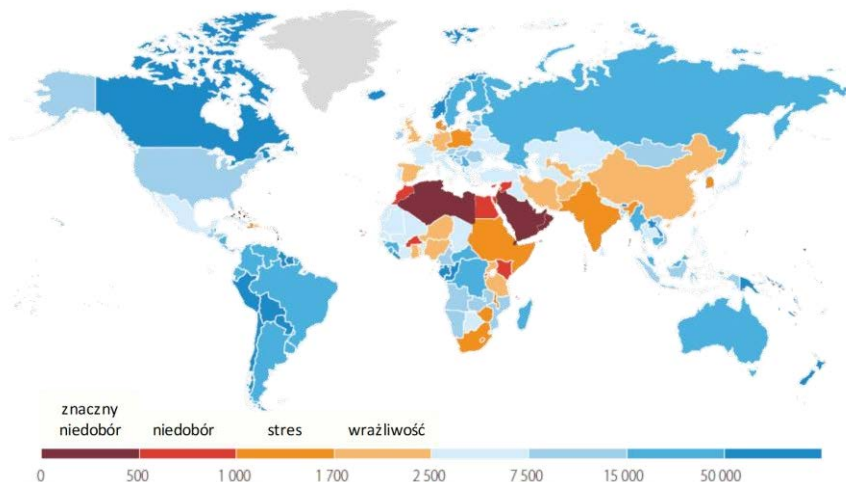
Zasoby wód powierzchniowych ocenia się na podstawie odpływu, który wynosi 30-40% sumy opadów. W Polsce zasoby wód powierzchniowych wynoszą średnio 61,9 mld m<sup>3</sup>/rok (od 37,6 mld m<sup>3</sup> w roku suchym do 89,0 mld m<sup>3</sup> w roku mokrym), z czego zasoby własne wynoszą 54,3 mld m<sup>3</sup>/rok, a pozostała część to dopływy transgraniczne. Odpowiada to odpływowi jednostkowemu 5,0 l/s km<sup>2</sup>, przy średniej europejskiej 9,5 l/s km<sup>2</sup>. Pojemność zbiorników retencyjnych stanowi jedynie 6% rocznego odpływu wód, co nie sprzyja właściwemu gospodarowaniu wodą w czasie sezonowych nadmiarów bądź deficytów wody (Krajowy Zarząd Gospodarki Wodnej 2010, Grabowska 2010).

Stan ekologiczny około 66% wód powierzchniowych został określony, według Ramowej Dyrektywy Wodnej, jako „poniżej dobrego” (GIOŚ 2014). Problemy związane z jakością wody spowodowane były zrzutami kwaśnych wód kopalnianych, dopływem

pozostałości nawozów i niewystarczająco oczyszczonych ścieków oraz niekontrolowanych przecieków paliw (Gutry-Korycka i in. 2014).

Wody powierzchniowe, których pobór wyniósł w 2014 roku 9 km<sup>3</sup>, pokryły 84% całkowitego zapotrzebowania kraju na wodę i zostały przeznaczone głównie na cele produkcyjne. Pobór wód podziemnych wyniósł 1,6 km<sup>3</sup>.) Zaopatrzenie ludności w wodę pitną zostało w 88% pokryte z ujęć wód podziemnych, ze względu na ich lepszą jakość i łatwiejszy (mniej kosztowny) proces uzdatniania. Pobór wody na cele eksploatacji sieci wodociągowej został w 72% pokryty z ujęć wód podziemnych i w 28% z ujęć wód powierzchniowych.

Polska jest krajem o niewielkich zasobach wodnych, które w przeliczeniu na jednego mieszkańca wynoszą 1600 m<sup>3</sup>/rok, podczas gdy europejska średnia szacowana jest na 4600 m<sup>3</sup>/rok (GUS 2016a). Zgodnie z danymi raportu ONZ (WWAP 2014) kwalifikuje to nasz kraj do obszarów narażonych na stres wodny (Rys. 14) . Pod względem zasobów wody słodkiej, Polska znajduje się na 25 miejscu w Unii Europejskiej, mniejsze zasoby posiadają tylko Czechy, Cypr i Malta.



Rys. 14 Odnawialne zasoby wody w przeliczeniu na mieszkańca. Źródło: WWAP (2014)

W celu oceny poziomu eksploatacji zasobów wodnych państwa stosowany jest tzw. wskaźnik eksploatacji wód WEI (ang. *Water Exploitation Index*). Wartość wskaźnika WEI oblicza się jako stosunek całkowitego poboru wody w danym roku do wielkości odnawialnych zasobów wody kraju obliczonej jako średnia z wielolecia. Indeks WEI wyraża się w procentach i przyjmuje się, że w przypadku, gdy jego



wartość przekracza 20%, występuje zjawisko stresu wodnego (GIOŚ 2014). Na tle Europy Polska należy do krajów o stosunkowo niskich poborach wody w przeliczeniu na jednego mieszkańca. W 2015 roku pobór wody na potrzeby komunalne wyniósł 36,8 m<sup>3</sup> w przeliczeniu na 1 mieszkańca (M), co było jedną z niższych wartości. Według danych Eurostatu, w Niemczech zużycie wody wynosi ponad 46 m<sup>3</sup>/M, w Grecji – 96,9 m<sup>3</sup>/M, we Włoszech 159 m<sup>3</sup>/M zaś w Norwegii aż 169 m<sup>3</sup>/M ([https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Water\\_statistics](https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Water_statistics)). Najniższy pobór wody w przeliczeniu na mieszkańca odnotowano na Malcie – tylko 31,3 m<sup>3</sup>/M, co pozostaje w ścisłym związku z bardzo niskimi zasobami wody tego kraju, które wynoszą jedynie 220 m<sup>3</sup> w przeliczeniu na 1 mieszkańca. Pobór wody na cele przemysłowe w Polsce również kształtuje się na niskim poziomie w porównaniu do pozostałych państw europejskich. Wskaźnik eksploatacji wód WEI dla Polski wynosił w 2015 roku 18,4% i był najniższy dla okresu 1999-2015 (Rys. 15). Jak widać z danych przedstawionych na Rys. 15 w latach 1999-2015 trzykrotnie została osiągnięta lub nieznacznie przekroczona wartość WEI wynosząca 20%, oznaczająca wystąpienie stresu wodnego.

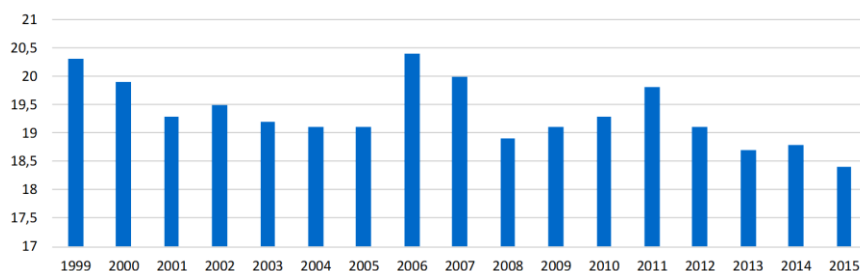
W Tabeli 1 przedstawiono dane Eurostatu z jesieni 2014 roku dotyczące poborów wody w zlewni Wisły i Odry (<https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/use-of-freshwater-resources-2/assessment-2>).

Tabela 1  
Pobory wody w zlewniach Wisły i Odry jesienią 2014 roku według danych Eurostat  
(<https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/use-of-freshwater-resources-2>)

	<b>Zlewnia Wisły</b>	<b>Zlewnia Odry</b>
<b>Liczba ludności</b>	23 875 456	16 772 636
<b>Wskaźnik eksploatacji zasobów WEI [%]</b>	5,24	9,04
<b>Pobór wód [hm<sup>3</sup>]</b>		
<b>Wody powierzchniowe</b>	322	434
<b>Wody gruntowe</b>	244	163

	Zlewnia Wisły	Zlewnia Odry
<b>Zużycie wód przez sektor gospodarki [hm<sup>3</sup>]:</b>	3	14
<b>rolnictwo, leśnictwo, rybołówstwo</b>	101	200
<b>energetyka</b>	14	15
<b>przemysł wydobywczy i budownictwo</b>	35	23
<b>usługi</b>	135	74
<b>zakłady wodociągowo-kanalizacyjne</b>		

Pomimo dość niskich odnawialnych zasobów wody zużycie wody na cele komunalne i przemysłowe w Polsce pozostaje również na stosunkowo niskim poziomie. Jednak jest to stan dość delikatnej równowagi, który może w przyszłości okazać się podatny na zaburzenia, co może prowadzić do wystąpienia niedoborów wody. Taka sytuacja stanowiłaby niewątpliwie barierę dla rozwoju gospodarczego Polski. Biorąc pod uwagę zmiany klimatyczne, przejawiające się wzrostem średniej rocznej temperatury powietrza, zmianą struktury opadów atmosferycznych oraz zwiększeniem częstości występowania zjawisk ekstremalnych (GIOŚ 2014), utrzymanie dostępności wody na aktualnym poziomie może być zagrożone, co oznacza pilną konieczność zmian w gospodarowaniu zasobami wody.

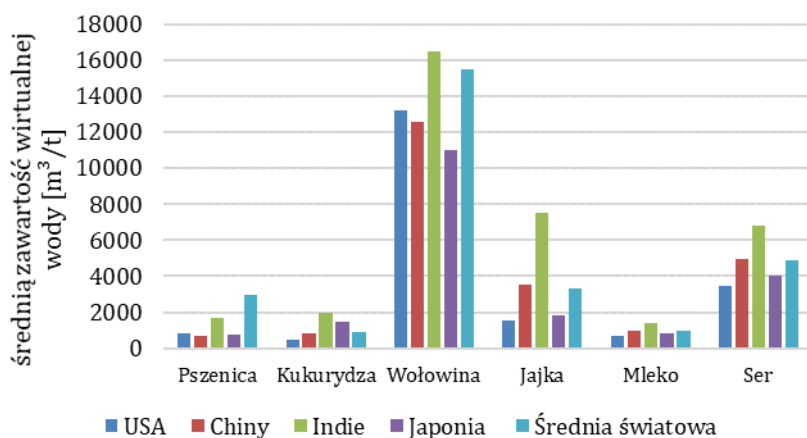


Rys. 15 Zmiany wskaźnika eksploatacji wód WEI – *Water Exploitation Index* dla Polski w latach 1999-2015 według danych Eurostat  
[https://ec.europa.eu/eurostat/web/products-datasets/-/t2020\\_rd220](https://ec.europa.eu/eurostat/web/products-datasets/-/t2020_rd220)

## 1.5. Woda wirtualna i ślad wodny produktów

Woda wirtualna to ilość wody potrzebna do wyprodukowania jednostki danego produktu, z uwzględnieniem wszystkich etapów, w których następuje zużycie i/lub zanieczyszczenie wody,

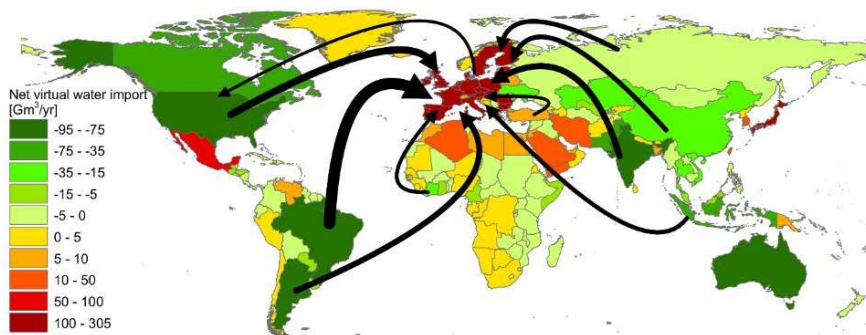
z uwzględnieniem na przykład działań takich jak nawadnianie upraw lub chłodzenie maszyn produkcyjnych (<http://waterfootprint.org>). Na Rys. 16 przedstawiono średnią zawartość wirtualnej wody w wybranych produktach w zależności od kraju, w którym zostały wytworzone. Posługiwanie się pojęciem wody wirtualnej pozwala prześledzić tzw. ślad wodny (ang. *water footprint*) danego produktu oraz oszacować w jakim stopniu zasoby wodnego danego kraju są zużywane do wyprodukowania na przykład dóbr eksportowych. Pozwala to na powiązanie wykorzystania zasobów wodnych do produkcji towarów z konsumpcją dóbr, niezależnie od miejsca w którym ma ona miejsce. Możliwe jest określenie, kiedy i gdzie istnieje ryzyko niedoboru wody i jej zanieczyszczenia. Pojęcia wody wirtualnej i śladu wodnego pomagają zrozumieć zależności poszczególnych gospodarek od zasobów innych krajów (<http://waterfootprint.org>).



Rys. 16 Średnia zawartość wirtualnej wody w wybranych produktach w różnych krajach. Opracowano na podstawie Integrated Assessment of Water Resources and Global Change: A North-South Analysis (2007)

Pojęcie wirtualnej wody wyjaśnia również w jaki sposób kraje zmagające się z niedoborem wody mogą realizować zapotrzebowanie ludności na produkty, do których wytworzenia wykorzystywana jest znaczna ilość wody. Światowa wymiana handlowa umożliwia tym regionom korzystanie z zasobów wodnych innych krajów w celu zaspokojenia wewnętrznych potrzeb. Importowanie wody wirtualnej, poprzez import produktów o dużej zawartości wody, zmniejsza presję na krajowe zasoby wodne. Dlatego wiele państw importuje produkty

o wysokiej zawartości wirtualnej wody i eksportuje surowce, do których produkcji wymagana jest mniejsza ilość wody, aby oszczędzać zasoby krajowe. Na przykład Meksyk importuje kukurydzę, oszczędzając dzięki temu 12 miliardów metrów sześciennych wody rocznie, czyli taką ilość, która byłaby potrzebna do produkcji kukurydzy w kraju. Izrael zniechęca do eksportu pomarańczy, aby uniknąć eksportowania dużych ilości wody do różnych części świata (<http://waterfootprint.org>). Kraje Europy Północnej importują dużo wody w postaci wirtualnej (więcej niż eksportują), choć nie jest to spowodowane niedoborem wody. Dla wszystkich państw europejskich import wody wirtualnej stanowi około 40% całkowitego zużycia. Na Rys. 17 przedstawiono import wirtualnej wody do krajów Europy, według Mekonnen i Hoekstra (2011).



Rys. 17 Import wody wirtualnej do krajów Europy.

Źródło: Mekonnen i Hoekstra (2011)

Bez wątplenia państwa, w których występują niedobory wody są bardziej zainteresowane krajowymi niż globalnymi oszczędnościami zasobów wodnych. Jednak jeżeli import produktów pochodzi z terenów o wysokiej wydajności wodnej (terenów gdzie potrzebna jest stosunkowo niska ilość wody do produkcji w porównaniu do innych krajów, np. Japonia) do terenów o niskiej wydajności wodnej, krajowe oszczędności wody przekładają się oszczędność na poziomie globalnym.

## 2. KONSEKWENCJE ANTROPOPRESJI DLA ŚRODOWISKA WODNEGO

### 2.1. Konsekwencje zmian demograficznych i urbanizacji

Zmiany demograficzne, zwiększenie zapotrzebowania na wodę oraz wzrost poziomu życia powodują że presja na zasoby wody, zwłaszcza w krajach rozwijających się, jest większa niż kiedykolwiek wcześniej. Woda jest potrzebna nie tylko bezpośrednio w gospodarstwach domowych. Dużych ilości wody wymaga rolnictwo, które musi zaspokoić popyt rosnącej liczby mieszkańców, a także produkcja energii i innych dóbr.

Obszary zurbanizowane wpływają na cykl hydrologiczny na wiele sposobów. Pobierane są znaczne ilości wody ze źródeł powierzchniowych i podziemnych. Coraz większy udział powierzchni nieprzepuszczalnych ogranicza zasilanie wód gruntowych i zwiększa ryzyko powodzi. Odprowadzanie niedostatecznie oczyszczonych ścieków oraz spływów powierzchniowych powoduje zanieczyszczenie zasobów wodnych.

Ze względu na transport zanieczyszczeń i fakt, że większość wody wykorzystywanej w miastach pochodzi z zewnątrz, niekorzystny wpływ terenów zurbanizowanych na środowisko, w tym środowisko wodne, wykracza poza ich granice. Miasta importują znaczne ilości żywności, i dóbr konsumpcyjnych, które wymagają dużej ilości wody w momencie produkcji, transportu i sprzedaży. Wirtualne zapotrzebowanie miast na wodę przekracza jej bezpośrednie zużycie (Hoekstra i Chapagain 2006).

Z drugiej strony miasta to również ośrodki innowacji i rozwoju, w których mogą zostać opracowane i wdrożone nowe technologie umożliwiające korzystanie z zasobów wodnych w sposób bardziej zrównoważony. Mogą w szybki i skuteczny sposób wdrożyć metody ochrony zasobów wodnych, a duża gęstość zaludnienia pozwala obniżyć koszty świadczenia usług, zaopatrzenia w wodę oraz odbioru i oczyszczania ścieków.

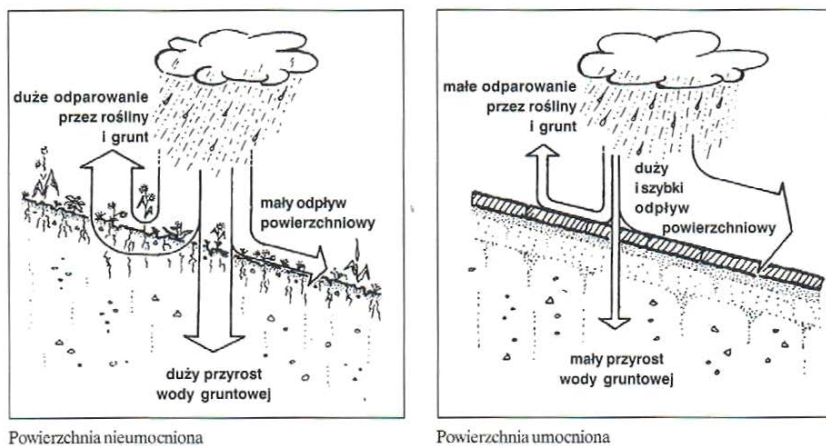
Ponieważ łatwo dostępne zasoby wód powierzchniowych i wód podziemnych w wielu obszarach zurbanizowanych są na wyczerpaniu, w przyszłości wiele miast będzie musiało pozyskiwać

wodę z obszarów położonych głębiej, wykorzystywać gospodarczo wody opadowe lub polegać na innowacyjnych rozwiązaniach, na przykład takich jak odwrócona osmoza do odsalania wody morskiej. Nie jest również wykluczone, że wprowadzone zostaną metody oczyszczania ścieków pozwalające na ich recykling i ponowne wykorzystanie. Konieczne jest znalezienie sposobów bardziej racjonalnego zarządzania zasobami wodnymi. W konwencjonalnych systemach kanalizacyjnych woda przeznaczona do picia używana jest do spłukiwania urządzeń sanitarnych. Szacuje się, że rocznie 50 000 litrów wody na osobę jest zużywane w taki sposób. W celu ograniczenia zużycia energii, która stanowi główny koszt uzdatniania wody i oczyszczania ścieków, prawdopodobnie konieczna będzie rezygnacja z oczyszczania całej wody zużywanej w gospodarstwach domowych według standardów obowiązujących dla wód przeznaczonych do picia. Będzie to nie do uniknięcia szczególnie w krajach rozwijających się oraz na obszarach zagrożonych deficytem wody. Konieczne będzie też odzyskiwanie energii ze ścieków oraz opracowanie technologii, które umożliwią jej wykorzystanie nie tylko na potrzeby własne oczyszczalni ścieków, ale również do ogrzewania mieszkań, gotowania potraw, napędzania pojazdów.

## 2.2. Zmiany w obiegu wody na obszarach zurbanizowanych

Zagadnienia związane ze zmianą cyklu hydrologicznego w miastach są szeroko omawiane w literaturze (m.in. Geiger i Dreiseitl 1999, Weinerowska-Bords 2010, Królikowska i Królikowski 2012, Słyś 2008, 2013, Wojciechowska i in. 2015, Wojciechowska i in. 2017a, Kowalczak 2015). Zmiany te dotyczą właściwie wszystkich składowych cyklu hydrologicznego – ograniczone zostaje parowanie, infiltracja, retencja, transpiracja, natomiast wzrasta i to bardzo gwałtownie spływ powierzchniowy (Rys. 18). Główna przyczyna to postępujące wraz z urbanizacją uszczelnienie terenu, będące następstwem wzrostu gęstości zaludnienia. Bezpośrednio powoduje to wzrost spływu powierzchniowego kosztem zmniejszonego wsiąkania wody opadowej do gruntu. Dodatkowo uszczelnienie terenu odbywa się w dużej mierze kosztem terenów zielonych, co powoduje ograniczenie tzw. powierzchni biologicznie czynnej. Inna istotna zmiana w zlewni miejskiej to przekształcenie sieci hydrograficznej

i zanik wielu cieków (Kowalczak 2015) – częściowo wskutek zmian w zasilaniu (ograniczona infiltracja wód opadowych), częściowo wskutek kanalizowania spływów opadowych i samych koryt cieków. Zmniejszeniu ulega szorstkość zlewni, co ponownie promuje spływ powierzchniowy. Z kolei odpływ wód opadowych siecią kanalizacyjną – gładkimi przewodami ułożonymi z odpowiednim spadkiem – ma za zadanie szybkie odprowadzenie chwilowego nadmiaru wody z terenu miejskiego, co powoduje skrócenie czasu dopływu do odbiornika. Przy czym należy wyraźnie podkreślić, że chodzi o chwilowy nadmiar – poza okresami ulewnych opadów w miastach na ogół występuje deficyt wody, która jest potrzebna do takich potrzeb jak podlewanie zieleni czy spłukiwanie ulic. Urbanizacja wiąże się też ze zmniejszeniem retencji terenowej. Powierzchnia terenu ulega wyrównaniu, znikają lokalne zagłębienia, w których gromadzi się woda opadowa, zasypywane są rowy melioracyjne, znikają oczka wodne.



Rys. 18 Dynamika odpływu wód deszczowych na powierzchniach nieumocnionych oraz umocnionych.

Źródło: Geiger i Dreiseitl (1999)

W rezultacie na terenach miejskich następuje wzrost objętości wody biorącej udział w spływie powierzchniowym a jednocześnie zmniejsza się czas koncentracji spływu. Reakcja zlewni na opad jest bardzo dynamiczna a spływ wód deszczowych następuje niezwykle szybko. Powoduje to gwałtowną kulminację odpływu, co w konsekwencji może prowadzić do powodzi miejskich powodujących znaczne straty materialne (Słyś 2013, Wojciechowska i in. 2015).

Wysokość kulminacji może być tym większa, im większe jest zróżnicowanie wysokości i deniwelacje terenu, co obserwowane jest na przykład w Gdańsku (Wojciechowska i in. 2017a, Szpakowski i Szydłowski 2018, Suligowski i Nawrot 2018). Powodzie miejskie to najbardziej widoczne, bezpośrednie zagrożenie wynikające ze zmian hydrologicznych na obszarach zurbanizowanych. Nie jest to jednak jedyna konsekwencja. Inne skutki to obniżenie poziomu wód gruntowych, brak zasilania warstw wodonośnych, zmniejszony przepływ w ciekach w okresie suszy (mogą występować trudności z zachowaniem przepływu nienaruszalnego), zmiany klimatyczne (efekt miejskiej wyspy ciepła), degradacja jakości wód powierzchniowych wskutek dopływu zanieczyszczonych spływów powierzchniowych.

### 2.3. Syndrom cieków miejskich

Pojęcie „*urban stream syndrome*” czyli syndrom cieków miejskich odnosi się do systematycznej degradacji funkcji ekologicznych cieków przepływających przez tereny zurbanizowane. Pojęcie to zostało po raz pierwszy użyte przez Meyer i in. (2005).

Cieki i związane z nimi ekosystemy znajdujące się na terenach zurbanizowanych są szczególnie narażone na zmianę sposobu zagospodarowania terenu. Do typowych symptomów zjawiska syndromu cieków miejskich należą (Walsh i in. 2005):

- zmiany hydrologiczne – hydrogramy wezbrań w ciekach na terenach miast stają się bardziej „stromie”; skraca się czas potrzebny do osiągnięcia przepływu kulminacyjnego, dodatkowo przepływ ma wyższą wartość (Rys. 19),
- podwyższone stężenia związków biogenych i innych zanieczyszczeń (np. zawiesina ogólna, metale ciężkie, zanieczyszczenia specyficzne – w zależności od sposobu użytkowania zlewni),
- zmieniona morfologia koryta,
- zmniejszenie bioróżnorodności i zwiększony udział gatunków charakteryzujących się większą tolerancją (Paul i Meyer 2001).

Dodatkowo na niektórych obszarach miejskich stwierdza się obniżone przepływy w ciekach. Jednak zjawisko to nie występuje



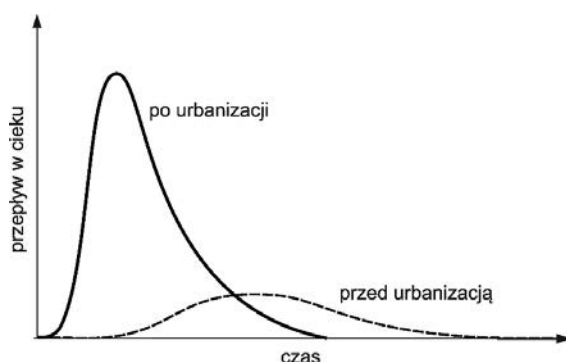
wszędzie. Z jednej strony uszczelnienie terenu ogranicza wsiąkanie wód opadowych i odpływ podpowierzchniowy, czyli następuje zmniejszenie zasilania cieków. Jednak z drugiej strony w wielu miastach wskutek nieszczelności sieci wodociągowej i kanalizacyjnej wody i ścieki infiltrują z przewodów do gruntu, co przyczynia się do zasilania cieki (Walsh i in. 2005). Charakterystyczne cechy syndromu cieków miejskich zostały zestawione w Tabeli 2.

Tabela 2  
 Typowe cechy syndromu cieków miejskich. Symbol ↑ oznacza wzrost; symbol ↓ oznacza obniżenie. Opracowano na podstawie Walsh i in. (2005).

	<b>Symptomy pojawiające się we wszystkich ciekach</b>	<b>Symptomy pojawiające się w niektórych ciekach</b>
<b>Hydrologia</b>	↑ częstotliwość wylań i wezbrań ↑ częstotliwość przepływów powodujących erozję koryta ↑ wielkość przepływów kulminacyjnych	Zmniejszenie przepływów niskich
<b>Jakość wody</b>	↑ stężenia biogenów (N,P) ↑ stężenia zanieczyszczeń specyficznych ↑ temperatura	↑ stężenia zawiesiny ogólnej
<b>Morfologia koryta</b>	↑ szerokość koryta ↑ głębokość	Wzmożona sedimentacja
<b>Ryby</b>	↓ gatunki wrażliwe	Nadmierny przyrost liczebności gatunków tolerancyjnych
<b>Bezkręgowce</b>	↑ gatunki tolerancyjne ↓ gatunki wrażliwe	
<b>Głony</b>	↑ gatunki charakterystyczne dla wód eutroficzych ↓ gatunki charakterystyczne dla wód oligotroficzych	Wzrost biomasy glonów

Rzeki i strumienie przepływające przez tereny miast mogłyby, a co więcej powinny być dla mieszkańców miejscem umożliwiającym

kontakt z przyrodą (Meyer i in. 2005). Niestety w większości miast ten potencjał jest wykorzystywany w znikomym stopniu. Główna przyczyna tkwi w historycznych uwarunkowaniach rozwoju miast, kiedy cieki przekształcano w kolektory kanalizacji ogólnospławnej lub deszczowej (Nyka 2013, Wojciechowska i in. 2017a). W XX wieku najważniejsza była ochrona ludności przed powodzią oraz przed zarazkami, które rozprzestrzeniały się za pośrednictwem zanieczyszczonej wody w miejskich strumieniach. Te jak najbardziej słuszne cele realizowano jednak kosztem kondycji ekosystemów oraz walorów użytkowych i estetycznych, które mogą one przynieść społeczności lokalnej.



Rys. 19 Zmiany przepływu i czasu koncentracji wezbrania w cieku w wyniku urbanizacji.

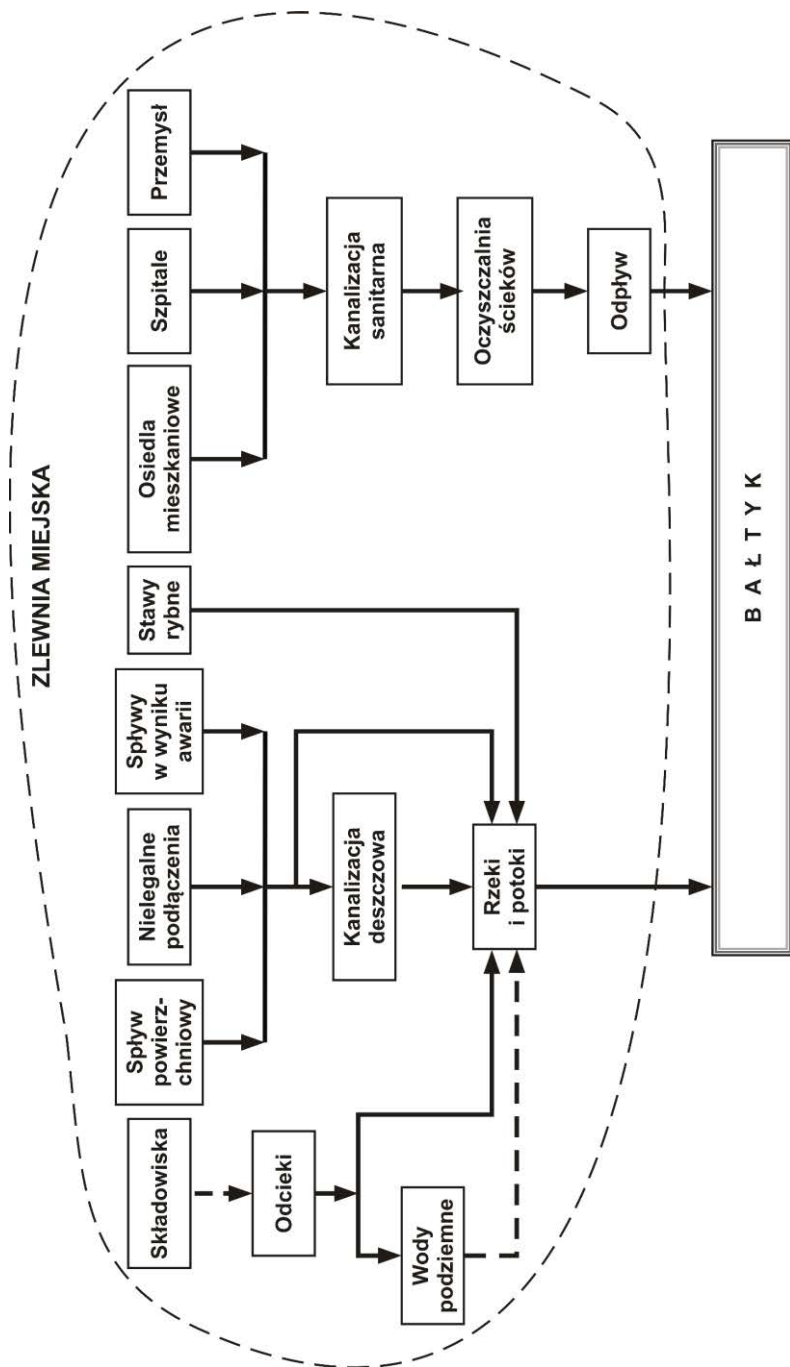
#### 2.4. Zanieczyszczenie wód powierzchniowych i osadów dennych

Nawet w krajach, w których dostęp do wody oraz urządzeń sanitarnych jest na wysokim poziomie, a wielkość zasobów wodnych pozwala na pokrycie wszystkich potrzeb, jakość zasobów wodnych jest zagrożona dopływem zanieczyszczeń ze źródeł punktowych oraz obszarowych. Źródła punktowe to na przykład dopływy ścieków oczyszczonych z oczyszczalni ścieków czy wyloty kanalizacji deszczowej, a także miejsca awaryjnych zrzutów ścieków. Można je zlokalizować w określonym miejscu, dzięki czemu łatwo jest prowadzić stałą kontrolę i monitoring. Dużo trudniej jest kontrolować, a nawet oceniać ładunek zanieczyszczeń odprowadzany ze źródeł obszarowych (rozproszonych), które wprowadzane są do wód powierzchniowych wraz ze sływem powierzchniowym. W fazie

spływu powierzchniowego płynąca po powierzchni woda opadowa wypłukuje zanieczyszczenia zgromadzone na terenie zlewni. Ładunek zanieczyszczeń wprowadzany do wód powierzchniowych wraz ze spływem powierzchniowym podlega dużym wahaniom w zależności m.in. od charakterystyki zlewni, pory roku, długości okresu bezopadowego, natężenia deszczu i czasu jego trwania (Luo i in. 2009, Ociepa i in. 2010, Królikowski i Królikowska 2012, Wojciechowska i in. 2017a, Matej-Łukowicz 2018). Do typowych zanieczyszczeń transportowanych wraz ze spływem powierzchniowym należą zawiesina ogólna i mineralna, substancje rozpuszczone, substancje ropopochodne, środki ochrony roślin, substancje biogenne pochodzące z nawozów, a także metale ciężkie, których największymi źródłami jest motoryzacja oraz spływ z pokryć dachowych (Tobiszewski i in. 2010, Nawrot i Wojciechowska 2018). Znaczny ładunek zanieczyszczeń obszarowych dopływa do odbiorników w czasie trwania powodzi i podtopień, kiedy woda niesie ze sobą zwiększone ładunki zanieczyszczeń (Matej-Łukowicz i Wojciechowska 2017). Dodatkową komplikację stanowią znaczne wahania stężeń zanieczyszczeń w ciągu roku, w zależności m.in. od opadów atmosferycznych i temperatury, a także od sezonowych zmian w zlewni, związanych na przykład z nawożeniem i uprawą roślin czy stosowaniem zabiegów odladzania ulic w zlewni miejskiej. Najważniejszym nośnikiem zanieczyszczeń jest zawiesina ogólna, ponieważ na cząstkach zawiesin adsorbują się inne zanieczyszczenia, np. związki organiczne i metale ciężkie (Gajewska i in. 2013). Zanieczyszczenia spłukiwane z terenu zlewni i dopływające do potoków są deponowane w osadach, przede wszystkim w zbiornikach retencyjnych budowanych na ciekach. W określonych warunkach, np. zmiany pH lub zmiany warunków przepływu, zgromadzone w osadach zanieczyszczenia, np. metale ciężkie, mogą przedostawać się z osadów z powrotem do środowiska.

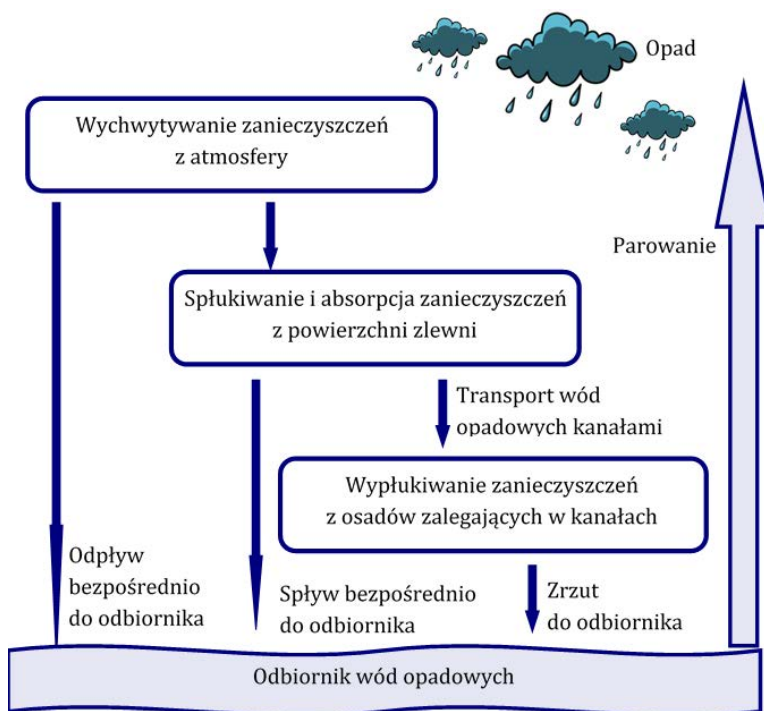
Można ocenić, że zarówno źródła punktowe jak i obszarowe stanowią zagrożenie dla jakości wód powierzchniowych, przy czym te ostatnie są trudniejsze do oceny i kontroli, a ładunek przez nie odprowadzany, szczególnie podczas okresów deszczowych, może w istotny sposób przyczyniać się do degradacji jakości wód

powierzchniowych (Wojciechowska i in. 2017a, Matej-Łukowicz 2018). Stężenia zanieczyszczeń w ściekach deszczowych, szczególnie w najbardziej zanieczyszczonej „pierwszej fali” spływu są wprawdzie niższe niż w ściekach sanitarnych, jednak z uwagi na wysokie natężenie przepływu, ładunek zanieczyszczeń może być dość znaczący (Osmulska-Mróz 1992, Królikowska i Królikowski 2012). Według Kotowskiego (2011), roczny odpływ ścieków komunalnych jest wprawdzie około ośmiokrotnie większy od odpływu wód opadowych. Jeśli jednak porównać wartości chwilowe, dla miarodajnego natężenia opadu  $q=100 \text{ dm}^3/\text{s}\cdot\text{ha}$  przy współczynniku spływu 0,3, spływ wód opadowych z powierzchni 1 ha jest około 25-krotnie większy od natężenia przepływu ścieków komunalnych (Kotowski 2011). Rozpatrując zanieczyszczenia odprowadzane z terenu zlewni miejskich, należy zwrócić uwagę na ładunek odprowadzany przez kolektory deszczowe oraz potoki i rzeki będące odbiornikami kanalizacji deszczowej oraz spływów powierzchniowych, tym bardziej, że ścieki deszczowe na ogół nie są oczyszczane. Zgodnie z Rozporządzeniem Min. Środowiska z dn. 18 listopada 2014 r. w sprawie warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi, oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego (Dz.U. 2014 poz. 1800) w ściekach deszczowych limitowane są tylko stężenia zawiesiny ogólnej oraz substancji ropopochodnych, co należy uznać za dalece niewystraszające.



Rys. 20 Zanieczyszczenia punktowe i obszarowe na terenie zlewni zurbanizowanej, według Wojciechowska in. (2017)

Na Rys. 21 schematycznie przedstawiono etapy zanieczyszczenia wód opadowych, począwszy od wyflukiwania zanieczyszczeń z atmosfery, poprzez spłukiwanie zanieczyszczeń zgromadzonych na powierzchni zlewni oraz w kanałach deszczowych. Zanieczyszczony spływ powierzchniowy lub odpływy z kanalizacji deszczowej trafia do odbiornika – najczęściej rzeki lub zbiornika wodnego. Część zanieczyszczeń deponowana jest następnie w osadach – dotyczy to przede wszystkim zawiesiny ogólnej, metali ciężkich, ale również fosforu i materii organicznej. Zgromadzone w ciekach i zbiornikach osady mogą być źródłem wtórnego zanieczyszczenia, np. w przypadku wysokich natężeń przepływów, zmian termicznych czy okresowego usuwania nagromadzonych osadów.



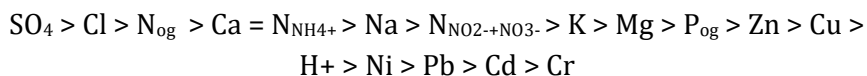
Rys. 21 Powstawanie zanieczyszczeń ze źródeł obszarowych. Opracowano na podstawie Królikowski i Królikowska (2012)

#### 2.4.1. Zanieczyszczenie wód opadowych podczas fazy atmosferycznej

Woda deszczowa ulega zanieczyszczeniu już w czasie trwania opadu atmosferycznego (Ociepa i in., 2010). Analiza próbek wody

deszczowej pobranych w okresie wstępnego opadu daje pośrednią informację o stanie jakości powietrza atmosferycznego (Tsakovski i in. 2010). Skład opadów atmosferycznych uzależniony jest od charakterystyk zlewni i odległości od źródeł emisji zanieczyszczeń. W zlewni zurbanizowanej przyczyną występujących w atmosferze zanieczyszczeń jest emisja z elektrowni, lokalnych kotłowni i przemysłu, zwłaszcza zakładów cementowych lub górniczych. Do wód opadowych dostaje się wówczas tlenek węgla, dwutlenek siarki, tlenek azotu, związki węglowodorów i pyły. Energetyka zawodowa oraz lokalne kotłownie są głównym źródłem dwutlenku siarki oraz pyłów, w których skład wchodzi m.in. szkliwo glinokrzemianowe zawierające metale ciężkie i cząstki siarczanu wapnia, a także tzw. koksików, czyli nieregularnych, porowatych fragmentów niespalonych węgla (Królikowska i Królikowski 2012). Transport i wysokotemperaturowe spalanie paliw (emisja wzrasta wraz z temperaturą przebiegu procesu) przyczyniają się do wzrostu stężenia tlenków azotu (Królikowska i Królikowski 2012).

Bardzo dobrym źródłem wiedzy o stanie jakości wód opadowych i przestrzennym rozkładzie mokrej depozycji zanieczyszczeń jest monitoring chemizmu opadów atmosferycznych prowadzony w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska. Analizowane są wody opadowe przed kontaktem z podłożem. Przykładowo, w roku 2014 w Gdańsku wody opadowe wniosły na 1 hektar powierzchni 7,62 kg siarczanów, 6,19 kg chlorków, 1,90 kg azotynów i azotanów, 2,79 kg azotu amonowego, 6,03 kg azotu ogólnego, 0,330 kg fosforu ogólnego, 2,61 kg sodu, 1,69 kg potasu, 2,79 kg wapnia, 0,45 kg magnezu, 0,193 kg cynku, 0,0201 kg miedzi, 0,0023 kg ołowiu, 0,00084 kg kadmu, 0,0029 kg niklu, 0,0004 kg chromu ogólnego oraz 0,0080 kg wolnych jonów wodorowych (WIOŚ 2014). Wartości powyższych substancji maleją zgodnie z szeregiem:



Wartości pH mieściły się w zakresie od 4,21 do 6,80, przy czym opady o wartości pH niższej niż 5,6 oznaczające naturalny stopień zakwaszenia opadów, uznawane są za tzw. kwaśne deszcze

i spowodowane są obecnością mocnych kwasów mineralnych, jak kwas siarkowy (VI) i kwas azotowy (V). Udział tych związków w powstawaniu kwaśnych deszczy wynosi odpowiednio 70% i 30%. W przypadku pojawiania się kwaśnych deszczy dodatkowym zagrożeniem jest wzrost zanieczyszczenia opadu metalami ciężkimi, których wodorotlenki i sole zasadowe o wiele łatwiej rozpuszczają się w wodzie opadowej o niższym pH. Istnieje tendencja spadkowa występowania zjawiska kwaśnych deszczy w Polsce. W porównaniu do wielolecia 2001 – 2013, ich ilość w 2014 r. spadła w województwie pomorskim o 20%. (WIOŚ 2014).

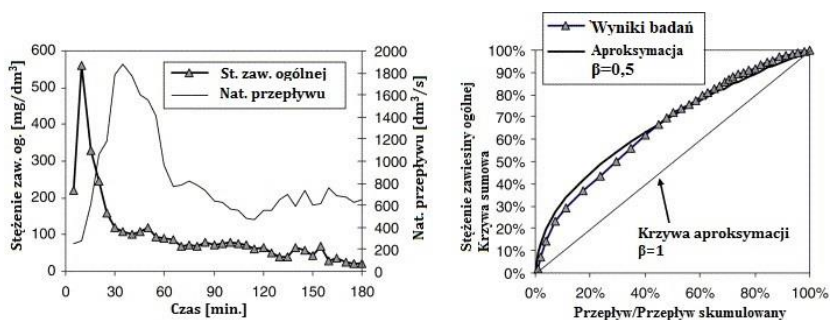
W latach 1995 – 1997 prowadzone były pierwsze na terenie Gdańska badania składu opadów atmosferycznych na obecność trwałych zanieczyszczeń organicznych, w tym pestycydów, insektycydów oraz wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (Polkowska i Namieśnik 2008). Próbki opadów zbierane były w pięciu punktach pomiarowych, zlokalizowanych w dzielnicach: Żabianka, Wrzeszcz i Rudniki. Stwierdzono, że pestycydy i insektycydy występowały jednak bardzo rzadko i w bardzo niskich stężeniach – nigdy nie przekroczyły poziomu ppb. Spośród wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych najczęściej wykrywano fenantren, fluoroantren i piren, które osiągały najwyższe stężenia w zakresie od 2500 do 12800 ng/l. (Polkowska i in. 2000)

#### 2.4.2. Faza spływu powierzchniowego - wpływ charakterystyki zlewni na jakość wód opadowych

Zmienność stężeń zanieczyszczeń w spływie powierzchniowym podczas trwania opadów była przedmiotem wielu badań. Stwierdzono występowanie szczególnie wysokich stężeń zanieczyszczeń w początkowej fazie trwania opadu, co nazywane jest zjawiskiem pierwszego spłukiwania (Deletic 1998, Lee i in. 2002, Obermann i in. 2009) lub pierwszej fali spływu (z ang. *first flush*). Alias i inni (2014) stwierdzili, że w 40% objętości spływu wywołanego opadem znajduje się największy ładunek zanieczyszczeń. Wyniki badań zmienności wymywania zanieczyszczeń umożliwiły wysunięcie wniosku, że zmiennymi są zarówno rodzaj zagospodarowania zlewni, jak i rodzaj gruntów oraz rodzaje zanieczyszczeń (Liu i in. 2013).



Stężenia zanieczyszczeń w odbiornikach wód opadowych zmieniają się w szerokich zakresach (Gajewska i in. 2013, Matej-Łukowicz 2018, Matej-Łukowicz i Wojciechowska 2017). Spływ opadowy charakteryzuje się przede wszystkim wysokimi stężeniami zawiesiny ogólnej, która jest nośnikiem innych zanieczyszczeń zaadsorbowanych na jej cząstkach. Zmienność stężeń zawiesiny wraz z czasem trwania opadu oceniał m.in. Rossi i in. (2005) (Rys. 22).



Rys. 22 Zmiany stężeń zawiesin ogólnej w czasie trwania opadu

Źródło: Rossi i in. (2005)

Na podstawie przeprowadzanych badań wykazano, że największą zmiennością stężenia materii organicznej (OWO) charakteryzują się obszary zagospodarowane usługowo (Liu i in. 2013). Stężenie zanieczyszczeń organicznych wyrażone jako ChZT wykazuje istotną zależność (współczynnik korelacji 0,81) od długości pory bezdeszczowej (Luo i in. 2009). Badania dotyczące zmienności ładunków zanieczyszczeń w zlewni zurbanizowanej, na przykładzie trzech zlewni na osiedlu mieszkaniowym w Coomera Waters, Gold Coast wykazały, że większość zanieczyszczeń (powyżej 50%) zmywana była podczas spływu spowodowanego przez pierwsze 40% objętości opadu (Alias i in. 2014). Dalsze analizy statystyczne wykazały, że zanieczyszczenie początkowego 10% objętości spływu powierzchniowego związane jest z charakterystyką opadu, natomiast na pozostałe zanieczyszczenie ma wpływ intensywność opadów i związana z nią energia kinetyczna, umożliwiającą oddzielenie zanieczyszczenia od powierzchni (Alias i in. 2014).

Matej-Łukowicz (2018) wykazała m.in., że różnice pomiędzy stężeniem związków biogenych, właściwościami fizycznymi i zawiesiną ogólną dla różnych rodzajów pokrycia zlewni związane są

ze sposobem użytkowania terenu oraz liczbą mieszkańców. Porównując zlewnie o charakterze miejskim i rolniczym, stwierdziła że ze zlewni zurbanizowanej odprowadzane były nawet wyższe stężenia związków fosforu niż ze zlewni rolniczych. Potwierdzają to również inne doniesienia literaturowe, według których ekosystemy miejskie są bogate w fosfor, pochodzący m.in. z odchodów zwierząt, nawozów stosowanych do pielęgnacji zieleni oraz resztek roślinnych, a spływ powierzchniowy z terenów zurbanizowanych o uszczelnionych powierzchniach prowadzi do wzrostu stężenia fosforu w wodach powierzchniowych (Song i in. 2015, Paul i Meyer 2001, Barańkiewicz i in. 2014). Jak podają Pluta i Mrowiec (2015) ładunek fosforu odprowadzany do odbiornika z kanalizacji deszczowej kształtuje się na poziomie ok. 1,5 kg/ha powierzchni uszczelnionej. W 2012 roku z terenu Polski kanalizacją deszczową odprowadzono 1401 tys. Mg fosforu, co stanowiło 9,2% ładunku fosforu odprowadzonego do Bałtyku (IMGW 2014).

#### 2.4.3. Jakość spływu z dachów w zależności od rodzaju pokrycia dachowego

Podczas okresów suchych, w wyniku procesu suchej depozycji, na powierzchni dachów osadzane są zanieczyszczenia, które następnie są spłukiwane podczas opadów. Na zanieczyszczenie spływów z dachów wpływ mają czynniki takie jak skład wody opadowej, wiek dachu, rodzaju pokrycia, nachylenia, lokalizacji oraz czynniki meteorologiczne (Wallinder i in. 2001).

Warunki meteorologiczne wpływają na fizyczno- chemiczne i mikrobiologiczne właściwości spływu wód opadowych z dachów. Najważniejsze czynniki to wysokość opadu oraz czas jego trwania, a także długość okresu pomiędzy opadami. Najwyższe stężenia zanieczyszczeń są często oznaczane podczas deszczów ulewnych poprzedzonych przez długie okresy bezdeszczowe. Deszcze o dużym natężeniu, występujące po długim okresie suchej depozycji, powodują oderwanie i transport zanieczyszczeń wraz ze spływem wody opadowej. Natomiast deszcze o dużym natężeniu w środku okresu deszczowego powodują rozcieńczenie zanieczyszczeń (Gwenzi i in. 2015). Prędkość wiatru oraz jego kierunek wpływają na ilość opadu

spadającą na powierzchnię dachu oraz na akumulację zanieczyszczeń. Natomiast temperatura i nasłonecznienie przyspieszają reakcje chemiczne, w tym proces rozkładu substancji organicznych zgromadzonych na dachu (Tobiszewski i in. 2010).

W spływie z dachów często obecne są metale takie jak cynk, mangan, miedź, żelazo i ołów. Metale ciężkie mogą być wymywane przez wodę opadową z dachów lub rynien, które posiadają metalowe części. Dachy wykonane z blachy lub stali ocynkowanej mogą być źródłem jonów cynku w spływie, to samo dotyczy dachów i rynien miedzianych - mogą one uwalniać jony miedzi, a także śladowe ilości kadmu i ołowiu. Pokrycie bitumiczne przyczynia się do wzrostu zabarwienia wody. W spływie z dachów pokrytych płytami azbestocementowymi mogą znajdować się włókna azbestowe. Wieloletnie badania w Niemczech wykazały, że stężenia zanieczyszczeń z różnych typów dachów, znajdujących się w tej samej okolicy, różniły się znacznie w zależności od pory roku i poszczególnych epizodów opadowych (Chang i in. 2004, Królikowska i Królikowski 2012). Podobne wyniki uzyskały Nawrot i Wojciechowska (2018), przy czym największe znaczenie miał rodzaj pokrycia dachu. Analiza przeprowadzona przez Tsakovski i in. (2010) wykazała zawartość cynku z spływie z dachu pokrytego blachą ocynkowaną na średnim poziomie 0,066 mg Zn/dm<sup>3</sup>, natomiast z dachu pokrytego dachówką ceramiczną na poziomie 0,038-0,112 mg Zn/dm<sup>3</sup>. W spływach z dachu pokrytego eternitem Polkowska i Namieśnik (2008) odnotowali stężenie cynku na poziomie 4,900 mg Zn/dm<sup>3</sup>, natomiast najwyższą zawartość ołowiu – 0,102 mg Pb/dm<sup>3</sup> – odnotowano dla spływu z dachu płaskiego pokrytego papą termozgrzewalną. Najwyższa zawartość kadmu wystąpiła w spływie z dachu pokrytego dachówką ceramiczną – 0,037 mg Cd/dm<sup>3</sup>, natomiast miedź została wykryta jedynie w próbkach wody pochodzącej z dachów o pokryciu papą oraz dachówką ceramiczną (Polkowska i Namieśnik 2008). Najwyższe stężenia zanieczyszczeń w spływach z różnego rodzaju powierzchni odnotowuje się w pierwszej fazie spływu (tzw. *first flush*); przy czym dla różnych pokryć dachowych czas trwania i objętość pierwszej, najbardziej zanieczyszczonej fali spływu mogą być różne (Kim i in. 2005).

Dachy wykonane z blachy miedzianej lub ocynkowanej, które są dłużej eksploatowane, pokryte są powierzchniową warstwą filmu, która chroni je przed korozją i zapobiega wymywaniu metali przez wodę opadową. Im większy jest spadek dachu, tym mniej gromadzi się na nim zanieczyszczeń. Konserwacja dachu, wykonanego z dachówki ceramicznej lub membrany bitumicznej, środkami chemicznymi mającymi na celu usunięcie pleśni i grzybów pogarsza jakość spływu ponieważ środki te mogą być spłukiwane przez deszcz (Tobiszewski i in. 2010). Odchody ptaków i gryzoni powodują podwyższone stężenia azotu amonowego, ortofosforanów (V) i fosforu ogólnego w spływie z dachów (Gwenzi i in. 2015).

W czystych ekologicznie regionach spływy z dachu mają o wiele lepszą jakość niż w miastach czy regionach uprzemysłowionych, co potwierdzają na przykład badania Fitobór (2018).

W kontekście zanieczyszczenia spływu, interesująco przedstawiają się badania dotyczące jakości odpływu z dachów zielonych. Ten rodzaj pokrycia dachowego bardzo zyskuje na popularności, także w Polsce, choć w mniejszym stopniu niż w innych krajach - np. Niemcy, USA czy kraje azjatyckie. Niewątpliwą zaletą zielonych dachów jest zmniejszenie objętości spływów, ponieważ część wody jest wykorzystywana przez rośliny i odprowadzana do atmosfery w wyniku procesu ewapotranspiracji. Zielone dachy są chętnie stosowane w miastach również z tego powodu, że pozwalają na odzyskanie części utraconej powierzchni biologicznie czynnej. Są więc niewątpliwie elementem zagospodarowania pozwalającym na przywracanie naturalnego obiegu wody na obszarach zurbanizowanych. Dość powszechne jest przy tym przekonanie, że odpływ z dachu zielonego ma również lepszą jakość w porównaniu do typowych pokryć dachowych, ponieważ woda opadowa ulega filtracji przez warstwy substratu, a dodatkowo część zanieczyszczeń może być pobierana przez rośliny. Tymczasem stosowanie nawozów może powodować, że w odpływie z dachów zielonych znajdują się wysokie stężenia fosforu. Również z niektórych substratów stosowanych jako podstawa warstwy wegetacyjnej dachów zielonych wyplukiwany jest fosfor. W badaniach Karczmarczyk i in. (2017) potwierdzono, że

większość kruszyw mineralnych powszechnie stosowanych w substratach jest potencjalnym źródłem fosforu w odpływie z dachów zielonych. Stężenia fosforu ogólnego w odpływach z dachów zielonych mogą osiągać wartości przekraczające 1 mg/dm<sup>3</sup> (Moran i in. 2005, Czemiel Berndtsson i in. 2006, Hathaway i in. 2008). Większość fosforu uwalnianego z substratu występuje w postaci fosforanów (Czemiel Berndtston i in. 2006).

Oprócz wypłukiwania fosforu, istnieją doniesienia literaturowe wskazujące na zwiększenie stężeń metali ciężkich w odpływie z dachów zielonych w stosunku do jakości wody opadowej (Aslup i in. 2011, Malcolm i in. 2014). Jakość odpływu z dachu zielonego zależy przede wszystkim od czynników takich jak się: rodzaj i skład substratu, miąższość substratu, rodzaj drenażu, typ dachu, wiek dachu, sposób pielęgnacji, położenie dachu (jakość opadów) oraz warunki klimatyczne (Czemiel Berndtson 2010).

#### 2.4.4. Analiza jakościowa opadów i spływu z dachów w Gdańsku

Pierwsze badania spływu z dachów w Gdańsku podjęto w latach 1996 – 1999. Przeanalizowano skład wód opadowych oraz spływy z 8 dachów o różnych pokryciach. W Tabeli 3 przedstawiono zakres stężeń anionów uzyskanych w badaniach Polkowskiej i in. (2000). Z reguły stężenia chlorków były wyższe w wodzie opadowej, jedynie spływ z dachu pokrytego papą wykazał stężenie wyższe. W spływie z dachówki metalowej, stężenia wszystkich jonów wymienionych w Tabeli 3 były niższe w opadzie atmosferycznym. Najwyższe stężenia siarczanów i azotanów zostały oznaczone w próbkach z spływu z dachu pokrytego kilkudziesięcioletnią dachówką ceramiczną.

Tabela 3  
Zakres wartości stężenia anionów w opadzie atmosferycznym i w spływach z powierzchni dachowych (Polkowska 2000)

Aniony	Stężenie anionów w deszczówce [mg/dm <sup>3</sup> ]	Stężenie anionów w spływie z dachu [mg/dm <sup>3</sup> ]
<b>Chlorki</b>	0,25 - 30	0,05 - 31
<b>Azotany</b>	1,6 - 13	0,92 - 62
<b>Siarczany</b>	3,0 - 11	0,85 - 432

Stężenie kationów w większość przypadków było wyższe w spływie z powierzchni dachu, niż w wodzie opadowej. W próbkach wody opadowej oraz spływu oznaczono stężenia cynku, ołowiu, miedzi i kadmu. Najwyższe stężenia metali ciężkich wynosiły: cynk – 4900  $\mu\text{g}/\text{dm}^3$  (płyty azbestowe), ołów – 102  $\mu\text{g}/\text{dm}^3$  (papa), kadm – 3,70  $\mu\text{g}/\text{dm}^3$  (stara dachówka ceramiczna). Miedź wykryto tylko w spływie z dachu pokrytego papą i dachówką ceramiczną (Polkowska 2008).

W latach 2007 – 2008 przeprowadzono analizę porównawczą spływu z 4 dachów o różnych pokryciach (membrana bitumiczna, płyty azbestowe, dachówka ceramiczna i blacha ocynkowana) ze szczególnym uwzględnieniem pierwszej fali spływu (Tobiszewski i in. 2010). Część wyników badań Tobiszewskiego i in. (2010), z podziałem na rodzaj pokrycia dachu, przedstawiono w Tabeli 4.

Tabela 4  
Zakres wartości stężenia zanieczyszczeń w spływie z dachów o różnym pokryciu  
(Tobiszewski i in. 2010)

Zanieczyszczenie	Jednostka	Dachówka ceramiczna (n=30)	Blacha ocynkowana (n=23)
<b>Fluorki</b>	mg/ dm <sup>3</sup>	0,01 - 0,038	0,01 - 0,19
<b>Chlorki</b>		0,21 - 22	0,53 - 7,1
<b>Azotany</b>		0,04 - 15	0,05 - 4,4
<b>Siarczany</b>		0,21 - 21	0,31 - 8,5
<b>Sód</b>		0,27 - 25	0,04 - 2,5
<b>Jon Amonowy</b>		0,1 - 2,3	0,25 - 2,7
<b>Potas</b>		0,03 - 2,3	0,03 - 1,9
<b>Magnez</b>		0,03 - 5,2	0,03 - 0,48
<b>Wapń</b>		0,5 - 19	0,4 - 5,4
<b>Cynk</b>		μg/ dm <sup>3</sup>	5 - 800
<b>Ołów</b>	1 - 40		1 - 7
<b>Kadm</b>	0,1 - 3,7		0,1 - 0,4
<b>Miedź</b>	10 - 600		10 - 600

Badania prowadzone były na przedmieściach Gdańska, na obszarze o małym natężeniu ruchu drogowego. Próbki pierwszej fali spływu zostały pobrane w początkowej fazie trwania deszczu i stanowiły przynajmniej 30% całkowitej wysokości opadu. Po zebraniu tej objętości, uznawano, że zebrane próbki reprezentują spływ z względnie stałymi stężeniami zanieczyszczeń (warunki ustalone). Porównanie stężeń w pierwszej fali spływu i podczas warunków ustalonych uzyskane w badaniach Tobiszewskiego i in. (2010) przedstawiono w Tabeli 5.

Tabela 5

Porównanie stężeń zanieczyszczeń w pierwszej fali spływu i podczas warunków ustalonych (Tobiszewski i in. 2010).

Zanieczyszczenie	Pierwsza fala spływu	Spływ ustalony	Pokrycie dachu
<b>Cl<sup>-</sup> [mg/ dm<sup>3</sup>]</b>	1,1	0,8	dachówka ceramiczna
	1,9	0,5	
	0,9	0,4	blacha ocynkowana
<b>NO<sub>3</sub><sup>-</sup> [mg/ dm<sup>3</sup>]</b>	4,8	1,3	dachówka ceramiczna
	5,9	1,4	
	3,8	1	blacha ocynkowana
<b>NO<sub>2</sub><sup>-</sup> [mg/ dm<sup>3</sup>]</b>	0,12	0,09	dachówka ceramiczna
	0,1	0,12	
	0,13	0,12	blacha ocynkowana
<b>SO<sub>4</sub><sup>3-</sup> [mg/ dm<sup>3</sup>]</b>	3,2	1,1	dachówka ceramiczna
	5,6	1	
	2,2	0,9	blacha ocynkowana
<b>NH<sub>4</sub><sup>+</sup> [mg/ dm<sup>3</sup>]</b>	1,9	1,3	dachówka ceramiczna
	2,3	1,2	
	2,1	1,2	blacha ocynkowana
<b>Na [mg/ dm<sup>3</sup>]</b>	0,6	0,3	dachówka ceramiczna
	0,8	0,3	

Zanieczyszczenie	Pierwsza fala spływu	Spływ ustalony	Pokrycie dachu
	0,3	0,3	blacha ocynkowana
K [mg/ dm <sup>3</sup> ]	0,14	0,11	dachówka ceramiczna
	0,11	0,15	
	0,15	0,09	blacha ocynkowana
Zn [mg/ dm <sup>3</sup> ]	0,06	0,01	dachówka ceramiczna
	0,25	0,01	blacha ocynkowana

W ostatnich latach badania stężeń metali ciężkich (Zn, Pb, Cu, Al oraz Cd) w spływie z dachów w dzielnicy Gdańsk Oliwa wykonywały Nawrot i Wojciechowska (2018). Do badań wytypowano trzy budynki o różnych rodzajach pokrycia dachu – dach miedziany (M) – kąt nachylenia 60°, pokryty papą (P) – kąt nachylenia 5° oraz pokryty dachówką ceramiczną (C) – kąt nachylenia 45°. Budynki były położone w odległości 150 m w linii prostej od siebie. Lokalizację budynków przedstawiono na Rys 23. W celach porównawczych pobrano również próbki wody deszczowej (WD). Próbki zebrano podczas 3 epizodów opadowych (każda próbka w trzech powtórzeniach) w okresie od czerwca do sierpnia 2017r., pobierając odpływ z dachu na wylocie z zewnętrznych rynien pionowych (wylot bezpośrednio na powierzchnię terenu). Próbki pobrano w początkowej fazie opadu, tj. w ciągu pierwszych 15 minut trwania opadu.

Natężenie spływu wody opadowej z dachu  $Q_D$  zgodnie ze wzorem:

$$Q_D = r \cdot C \cdot A \left[ \frac{dm^3}{s} \right] \quad (1)$$

gdzie:

r – natężenie opadów atmosferycznych [dm<sup>3</sup>/s·m<sup>2</sup>] (przyjęto r=0,060 dm<sup>3</sup>/s·m<sup>2</sup>)

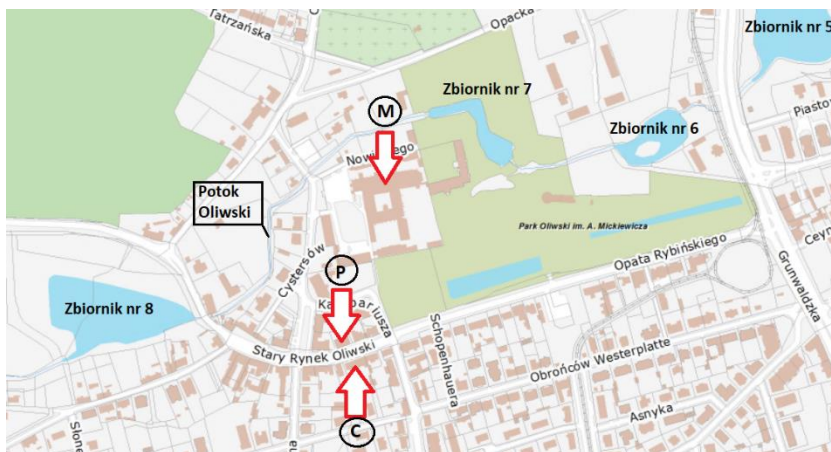
C – współczynnik spływu [-] C=1,0 (zgodnie z PN-EN 12056-3)

A – efektywna powierzchnia dachu [m<sup>2</sup>]



Natężenie spływu wody opadowej z dachów wynosi odpowiednio:

- a) M  $Q_D=102 \text{ dm}^3/\text{s}$
- b) P  $Q_D=25,2 \text{ dm}^3/\text{s}$
- c) C  $Q_D=12 \text{ dm}^3/\text{s}$



Rys. 23 Lokalizacja punktów poboru próbek z dachów w dzielnicy Gdańsk Oliwa w 2017 r. : M - dach miedziany, P - dach z papy termozgrzewalnej, C - dachówka ceramiczna.

Stężenia metali zmierzone w spływie z dachów porównano do wartości zawartych w Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 21 lipca 2016r (RMŚ) w sprawie sposobu klasyfikacji jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych (Dz. U. 2016 poz. 1187) (Tabela 6). Klasa I oznacza wody o bardzo dobrym stanie chemicznym, klasa II - wody o dobrym stanie chemicznym, natomiast wody klasy III, IV, V uważa się za wody o stanie umiarkowanym przez słaby do złego stanu chemicznego.

Tabela 6

Kryteria oceny jakości wód powierzchniowych śródlądowych i innych wg załącznika nr 6 oraz nr 9 do Rozporządzenia Ministra Środowiska - RMŚ (Dz. U. 2016 poz. 1187).

<b>wg Załącznika nr 6</b>						
<b>Nazwa wskaźnika</b>	<b>Jednostka</b>	<b>Wartość graniczna</b>				
		<b>I</b>	<b>II</b>	<b>III</b>	<b>IV</b>	<b>V</b>
<b>Cynk</b>	mg Zn/dm <sup>3</sup>	≤ 1		nie ustala się		
<b>Miedź</b>	mg Cu/dm <sup>3</sup>	≤ 0,05		nie ustala się		
<b>Glin</b>	mg Al/dm <sup>3</sup>	≤ 0,4		nie ustala się		
<b>wg Załącznika nr 9</b>						
<b>Kadm</b>		<b>I</b>	<b>II</b>	<b>III</b>	<b>IV</b>	<b>V</b>
Średnia roczna	mg Cd/dm <sup>3</sup>	0,08	0,08	0,09	0,15	0,25
Maksymalne dopuszczalne stężenie	mg Cd/dm <sup>3</sup>	0,45	0,45	0,6	0,9	1,5
<b>Ołów</b>						
Średnia roczna	mg Pb/dm <sup>3</sup>	0,3				
Maksymalne dopuszczalne stężenie	mg Pb/dm <sup>3</sup>	1,0				

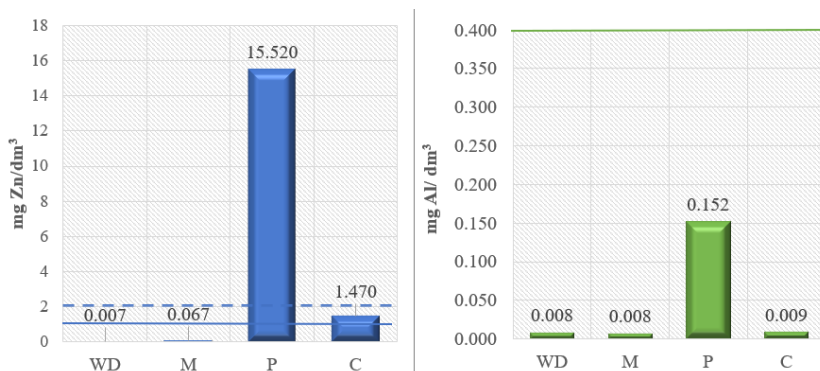
Dodatkowo wyniki porównano do wartości zawartych w Rozporządzeniu Ministra Zdrowia (RMZ) z dnia 13 listopada 2015r. w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi (Dz. U. 2015 poz. 1989). Wartości maksymalne dopuszczalne w mg/dm<sup>3</sup> dla metali ciężkich przedstawiono w Tabeli 7.

Tabela 7

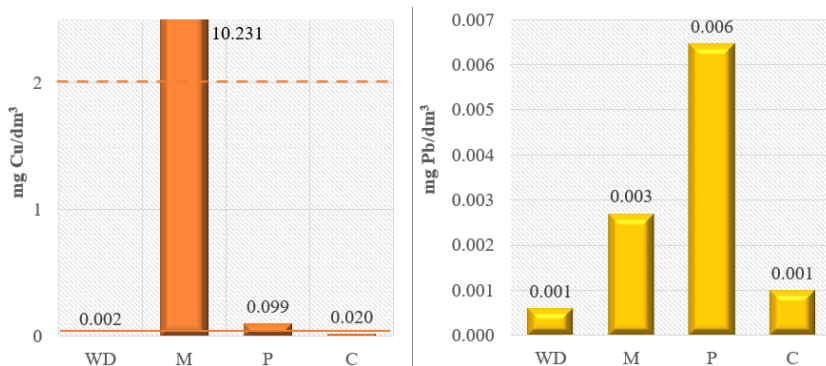
Kryteria w sprawie jakości wody przeznaczonej do picia wg załącznika nr 2  
Rozporządzenia Ministra Zdrowia - RMZ (Dz. U. 2015 poz. 1989).

<b>wg Załącznika nr 2</b>		
<b>Nazwa wskaźnika</b>	<b>Jednostka</b>	<b>Wartość graniczna</b>
<b>Cynk</b>	mg Zn/dm <sup>3</sup>	nie określono
<b>Miedź</b>	mg Cu/dm <sup>3</sup>	2,0
<b>Glin</b>	mg Al/dm <sup>3</sup>	nie określono
<b>Kadm</b>	mg Cd/dm <sup>3</sup>	0,005
<b>Ołów</b>	Mg Pb/dm <sup>3</sup>	0,01

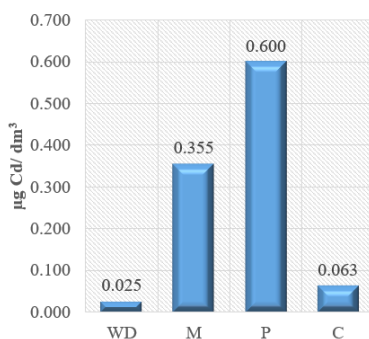
Średnie zawartości analizowanych metali w analizowanych spływach z dachów przedstawiono na Rys. 24-26. W przypadku zawartości cynku i miedzi, pozioma ciągła linia oznacza wartość graniczną II klasy czystości zgodnie z RMŚ, natomiast pozioma przerywana linia oznacza dopuszczalną wartość według RMZ.



Rys. 24 Zawartość cynku oraz glinu [mg/dm<sup>3</sup>] w próbkach wody deszczowej oraz w spływach z dachów w dzielnicy Gdańsk Oliwa według badań Nawrot i Wojciechowskiej (2018).



Rys. 25 Zawartość miedzi oraz ołowiu [mg/dm<sup>3</sup>] w próbkach wody deszczowej oraz w spływach z dachów w dzielnicy Gdańsk Oliwa według badań Nawrot i Wojciechowskiej (2018).



Rys. 26 Zawartość kadmu [mg/dm<sup>3</sup>] w próbkach wody deszczowej oraz w spływach z dachów w dzielnicy Gdańsk Oliwa według badań Nawrot i Wojciechowskiej (2018).

Stężenia metali ciężkich w próbkach wody deszczowej były na ogół niższe niż w spływach z dachów. Jedynie w przypadku glinu niższe stężenie odnotowano dla dachu pokrytego miedzią, a w przypadku ołowiu niższe stężenie zaobserwowano dla dachu pokrytego dachówką ceramiczną. Może być to wynikiem wiązania jonów glinu Al<sup>3+</sup> oraz ołowiu Pb<sup>2+</sup> z grupami funkcyjnymi związków występującymi na danym pokryciu dachu, co ostatecznie powoduje zmniejszenie stężenia danego metalu w spływie z dachu.

Najwyższą zawartość cynku zaobserwowano w spływie pochodzącym z dachu wykończonego papą termozgrzewalną – 15,5 mg/dm<sup>3</sup>. Spływ z dachu pokrytego dachówką ceramiczną charakteryzował się również przekroczeniem II klasy czystości według RMŚ oraz dopuszczalnej wartości według RMZ. Glin w próbkach ze wszystkich rodzajów pokryć dachów charakteryzował się bardzo niskim stężeniem, od 4 do 40 razy mniejszym niż wartość referencyjna

dla II klasy czystości według RMŚ. Najwyższe stężenie odnotowano dla dachu pokrytego papą termozgrzewalną, co mogło być spowodowane większą chropowatością tego materiału oraz mniejszym kątem nachylenia dachu w porównaniu do pozostałych rodzajów pokryć. Szacuje się, że średnia zawartość glinu w atmosferze na terenach miast wynosi 100 – 5000 ng/m<sup>3</sup> (Widłak 2011). Antropogenicznym źródłem glinu są spaliny samochodowe, pyły pochodzące ze spalania węgla czy odpadów, a więc depozycja (sucha i mokra) może również stanowić wyjaśnienie obecności glinu w próbkach ze spływów z dachów. Inne badania wskazują na wyższe zawartości glinu w spływach m.in. dachu pokrytego dachówką drewnianą – 0,224 mg/dm<sup>3</sup> oraz blachą ocynkowaną – 0,194 mg/dm<sup>3</sup>. W przypadku blachy aluminiowej średnia zawartość glinu w spływie z dachu wyniosła jedynie 0,169 mg/dm<sup>3</sup> (Chang i in. 2004). Dowodzi to niskiej podatności na wymywanie głównego glinu w trakcie opadu atmosferycznego.

Odmianą sytuację zaobserwowano dla zawartości miedzi w spływie deszczowym z dachu miedzianego. Zaobserwowana wartość 200- krotnie przekracza wartość graniczną określoną dla II klasy czystości według RMŚ oraz 5- krotnie wartość maksymalną dopuszczalną dla jakości wody przeznaczonej do picia (RMZ). Badania Sakson i in. (2014), przeprowadzone w Łodzi w latach 2009 – 2013, również wykazały wysokie zawartości miedzi w spływach z dachów miedzianych oraz innych dachów metalowych. Maksymalna zaobserwowana wartość wyniosła 6,993 mg/dm<sup>3</sup>. Badania przeprowadzone w Nowej Zelandii (Charters i in. 2016) dla 24 epizodów opadowych m.in. dla dachów miedzianych architektury sakralnej udowodniły, że spływy wód opadowych zawierały wysokie stężenia miedzi zarówno w pierwszej fazie deszczu jak i w końcowych etapach. Wartość średnia wyniosła 1,298 mg/dm<sup>3</sup>, a maksymalna aż 7,861 mg/dm<sup>3</sup>. Badania przeprowadzone przez Charters i in. (2016) jednoznacznie sugerują, że transport miedzi z zewnątrz (depozycja atmosferyczna) można praktycznie wyeliminować. W badaniach Nawrot i Wojciechowskiej (2018) w przypadku dachu pokrytego papą uzyskano również wartość wyższą niż graniczna dla II klasy czystości wody według RMŚ, niemniej jednak w tym przypadku miedź mogła

pochodzić np. jest zanieczyszczenie tym pierwiastkiem atmosfery w wyniku prawdopodobnie działalności antropogenicznej.

Uzyskane stężenia ołowiu w spływach z dachów były co najmniej 2-krotnie niższe niż wartość maksymalna dopuszczalna według RMZ oraz znacznie niższe niż zalecenia wydane przez Ministra Środowiska (RMŚ). Najwyższą zawartość ołowiu uzyskano w próbce wody deszczowej ze spływu z dachu wykończonego papą termozgrzewalną. Zawartość ta była zbliżona do wyników uzyskanych wcześniej przez Polkowską i Namieśnika (2008) Najwyższa zawartość ołowiu w spływie z dachu pokrytego papą termozgrzewalną w porównaniu do innych materiałów wykończeniowych może być związana z chropowatością oraz niewielkim kątem nachylenia dachu, co w znaczny sposób ułatwia osadzanie się i nagromadzenie zanieczyszczeń.

Najwyższe stężenie kadmu odnotowano dla dachu pokrytego papą termozgrzewalną, następnie dla dachu miedzianego, a najniższą wartość dla dachu pokrytego dachówką ceramiczną. Uzyskane wartości są znacznie niższe niż zaobserwowane przez Polkowską i Namieśnika (2008) –  $3,70 \mu\text{g}/\text{dm}^3$  dla spływów z dachówki ceramicznej. Wszystkie analizowane próbki spełniały wymagania dotyczące dopuszczalnych stężeń metali określone w RMŚ i RMZ.

#### 2.4.5. Zanieczyszczenie osadów dennych

Zanieczyszczenia z terenu zlewni spłukiwane są w trakcie opadów atmosferycznych i transportowane wraz ze spływem powierzchniowym, aby ostatecznie trafić do kanałów kanalizacji deszczowej lub bezpośrednio do odbiorników, którymi są wody powierzchniowe: ciekі lub zbiorniki wodne. Część zanieczyszczeń transportowana jest wraz z wodami cieków, część natomiast jest akumulowana w osadach, które gromadzą się w zbiornikach wodnych lub w obiektach kanalizacji deszczowej (wpusty deszczowe, separatory, osadniki).

Ilość osadów powstających w obiektach systemu kanalizacji deszczowej zależy od wielu czynników, m.in. od zależy od ich uwodnienia, składu granulometrycznego oraz efektywności procesu sedymentacji. Oszacowanie ich ilości jest trudne i często obarczone istotnym błędem, co stwarza trudności podczas projektowania

elementów systemu kanalizacji deszczowej np. doboru odpowiedniej wielkości osadnika, czy też częstotliwości usuwania osadów dennych nagromadzonych w zbiornikach retencyjnych. Królikowski i in. (2005) podają oszacowaną ilość zawieszin usuwanych rocznie z powierzchni terenów o różnym sposobie zagospodarowania. Ładunek zawieszin odprowadzanych z centrów miast w ciągu roku wynosi minimum 490 [kg/ha-rok], maksimum 4280 [kg/ha-rok], średnio 1590 [kg/ha-rok]. Dla terenów przemysłowych wartości te kształtują się na poziomie minimum 450 [kg/ha-rok], maksimum 1700 [kg/ha-rok], średnio 720 [kg/ha-rok]. Natomiast Dąbrowski (2001) podaje ilość odprowadzonej zawiesziny z jednego hektara szczelnej powierzchni przez spływy deszczowe na terenach kilku zlewni od 347 do 2340 kg zawiesziny, przeciętnie 487 [kg/ha-rok]. Jednak ładunek zawiesziny odprowadzonej w ciągu roku w przeliczeniu na hektar powierzchni uszczelnionej nie przekłada się bezpośrednio na ilość powstających osadów w obiektach systemu kanalizacji deszczowej.

Sedymentująca w tych obiektach zawieszina stanowi nie tylko najważniejsze pod względem ilościowym zanieczyszczenie ścieków opadowych, ale dodatkowo jest nośnikiem innych zanieczyszczeń, które adsorbują się na powierzchni cząstek zawiesziny (Gajewska i in. 2013, Obarska-Pempkowiak i in. 2015, Ociepa i in. 2015). Zanieczyszczenia odkładające się w postaci osadów dennych, na przykład metale ciężkie, są częściowo deaktywowane i przestają uczestniczyć w bilansie zanieczyszczeń w zlewni. Warunek ten jest spełniony jeśli zbiorniki są systematycznie oczyszczane z osadów, w wyniku czego szkodliwe substancje są usuwane. Kumulowanie się osadów przyczynia się do zmniejszenia pojemności retencyjnej, a więc ograniczenia zdolności do pełnienia określonych funkcji (Koszelnik 2009). Ze względu na znaczną toksyczność dla organizmów żywych oraz zdolność do kumulacji w łańcuchach troficznych (Ergönül i Altındağ 2014) ocena zawartości metali ciężkich w osadach cieków, zbiorników retencyjnych oraz obiektów kanalizacji deszczowej na terenach zurbanizowanych jest niezbędna z punktu widzenia właściwego zagospodarowania usuwanych okresowo osadów. W Polsce nie ma obecnie regulacji prawnych dotyczących jakości

osadów pochodzących z kanalizacji deszczowej ani ze zbiorników retencyjnych oraz wytycznych ich oczyszczania i bezpiecznego zagospodarowania. Pomocne w ocenie jakości osadów z kanalizacji deszczowej mogą być kryteria geochemiczne opracowane przez Państwowy Instytut Geologiczny PIB (Bojakowska i Sokołowska 1998, Tabela 8) oraz klasyfikacja niemiecka LAWA (Lander-Arbeitsgemeinschaft Wasser 1998), która została opracowana we współpracy z Federalną Agencją Ochrony Środowiska (Umweltbundesamt) w Niemczech w 1997 roku. Klasyfikacja ta dzieli wody, osady denne oraz zawiesiny na siedem klas czystości, w zależności od stopnia zanieczyszczenia tych składników ekosystemu wodnego metalami ciężkimi. Klasa I oznacza osady niezanieczyszczone, bez ingerencji antropogenicznej. Klasa I-II określa osady niezanieczyszczone lub z bardzo niewielką ingerencją antropogeniczną. Klasa II to osady umiarkowanie zanieczyszczone, stanowi odniesienie dla pozostałych poziomów zanieczyszczenia. Klasa II-III - umiarkowane do znacznego zanieczyszczenie osadów, klasa III - znaczne zanieczyszczenie, klasa III-IV - osady silnie zanieczyszczone, klasa IV - oznacza bardzo silne zanieczyszczenie (Tabela 9).

Tabela 8

Klasyfikacja osadów na podstawie kryteriów geochemicznych osadów wodnych w ppm [mg/kg] według Bojakowskiej i Sokołowskiej (1998)

Metal	Tło geochemiczne	Klasa czystości		
		I	II	III
<b>Cynk (Zn)</b>	48	<200	<1000	<2000
<b>Ołów (Pb)</b>	10	<50	<200	<500
<b>Miedź (Cu)</b>	6	<20	<100	<200
<b>Nikiel (Ni)</b>	5	<30	<50	<100
<b>Chrom (Cr)</b>	5	<20	<100	<500
<b>Kadm (Cd)</b>	<0,5	<1	<5	<20
<b>Rtęć (Hg)</b>	<0,05	<0,1	<0,5	<1,0



Tabela 9

Stężenie poszczególnych metali ciężkich w mg/kg dla poszczególnych klas czystości osadów – klasyfikacja LAWA (Lander-Arbeitsgemeinschaft Wasser 1998)

Metal	Klasa czystości						
	I	I-II	II*	II-III	III	III-IV	IV
<b>Cynk (Zn)</b>	≤100	≤150	≤200	≤400	≤800	≤1600	>1600
<b>Ołów (Pb)</b>	≤25	≤50	≤100	≤200	≤400	≤800	>800
<b>Miedź (Cu)</b>	≤20	≤40	≤60	≤120	≤240	≤480	>480
<b>Nikiel (Ni)</b>	≤30	≤40	≤50	≤100	≤200	≤400	>400
<b>Chrom (Cr)</b>	≤80	≤90	≤100	≤200	≤400	≤800	>800
<b>Kadm (Cd)</b>	≤0,3	≤0,6	≤1,2	≤2,4	≤4,8	≤9,6	>9,6
<b>Rtęć (Hg)</b>	≤0,2	≤0,4	≤0,8	≤1,6	≤3,2	≤6,4	>6,4

Dotychczas w Polsce - również jako tło porównawcze do oceny stopnia zanieczyszczenia osadów zdeponowanych w systemie kanalizacji deszczowej - stosowano trzy Rozporządzenia Ministra Środowiska (Tabela 10). Pierwsze z nich to Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 16 kwietnia 2002r. w sprawie rodzajów oraz substancji, które powodują, że urobek jest zanieczyszczony (Dz.U. 2002 nr 55 poz. 498) stanowiło podstawę do 2012 w programie oceny jakości osadów dennych i jezior „Monitoring osadów dennych rzek i jezior” nadzorowanym przez Departament Monitoringu w Głównym Inspektoracie Ochrony Środowiska. W styczniu 2013 roku status aktu prawnego uznano za nieobowiązujący ze względu na uchyloną podstawę prawną. Do września 2016 roku obowiązywało Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 września 2002r. w sprawie standardów jakości gleby oraz standardów jakości ziemi (Dz.U. 2002 nr 165 poz. 1389), które zostało uchylone na rzecz

Rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 1 września 2016r. w sprawie sposobu prowadzenia oceny zanieczyszczenia powierzchni ziemi (Dz.U. 2016 nr 0 poz.1395). W punkcie 2 paragrafu 3.1. Rozporządzenia zaznaczone jest, iż podane dopuszczalne wartości nie dotyczą gruntów pod wodami, czyli nie dotyczą bezpośrednio osadów dennych. Natomiast w punkcie 3 paragrafu 3.1. można odnaleźć w grupie gruntów II, w podpunktach e i f, informację, że obejmują grunty pod stawami (oznaczane jako „Wsr”) oraz grunty pod rowami (oznaczane jako „W”). Pomimo tych zastrzeżeń, dość często korzysta się z wartości zamieszczonych w Rozporządzeniach w kontekście porównawczym. Należy zauważyć, że podane w nich wartości graniczne nie są zbyt restrykcyjne.

Tabela 10  
Wartości graniczne stężeń zanieczyszczeń dla Rozporządzeń Ministra Środowiska według których podejmuje się klasyfikację osadów pochodzących z systemu kanalizacji deszczowej

	<b>RMŚ 16 IV 2002 (Dz.U. 2002 nr 55 poz. 498)</b>	<b>RMŚ 9 IX 2002 (Dz.U. 2002 nr 165 poz. 1389)</b>	<b>RMŚ 1 IX 2016 (Dz.U. 2016 nr 0 poz.1395) dla II grupy gruntów</b>
<b>Metale</b>	<b>Wartość graniczna [mg/kg s.m.]</b>	<b>Wartość graniczna [mg/kg s.m.]</b>	<b>Wartość graniczna [mg/kg s.m.]</b>
<b>Cynk (Zn)</b>	≤1000	300-3000	300-1000
<b>Ołów (Pb)</b>	≤200	100-1000	100-500
<b>Miedź (Cu)</b>	≤150	150-1000	100-300
<b>Nikiel (Ni)</b>	≤75	100-500	100-300
<b>Chrom (Cr)</b>	≤200	150-800	150-500
<b>Kadm (Cd)</b>	≤7,5	4-20	2-5
<b>Rtęć (Hg)</b>	≤1	2-50	2-5
<b>WWA</b>	<b>Wartość graniczna [mg/kg s.m.]</b>	<b>Wartość graniczna [mg/kg s.m.]</b>	<b>Wartość graniczna [mg/kg s.m.]</b>
<b>Antracen</b>	-	0,1-40	0,2
<b>Naftalen</b>	-	0,1-40	0,1
<b>Benzo[a] piren</b>	≤1	0,03-40	0,1

Źródłem metali ciężkich w zlewni, jak wspomniano już w poprzednich rozdziałach, jest przede wszystkim motoryzacja, spalanie paliw kopalnych oraz przemysł. Metale są również obecne w środkach ochrony roślin. Istotnym źródłem metali mogą być spływy z dachów o pokryciach np. miedzianych (Nawrot i Wojciechowska, 2018). W badaniach Królikowskiego i in. (2005) wykazano zależność zawartości metali ciężkich od położenia obiektów kanalizacji deszczowej. W przypadku ulic o dużym natężeniu ruchu osady pobierane z wpustów deszczowych charakteryzowały się wyraźnie wyższymi stężeniami metali niż osady z wpustów zlokalizowanych na ścieżce rowerowej. Z kolei Gawroński (2002) wykazał, że w odległości 20 – 40 m od pasa drogowego stwierdza się wysokie stężenia metali ciężkich (kadmu, miedzi, ołowiu, cynku oraz niklu) w glebach i roślinach, które maleje ze wzrostem odległości. Oceny zawartości metali ciężkich w wodach zbiorników retencyjnych na terenie miast prowadzono m.in. w Poznaniu (Sojka i in. 2013) oraz w Kielcach (Bąk i in. 2012), wykazując obecność przede wszystkim cynku, ołowiu, miedzi i niklu.

Procesy sedymentacji powodują zmniejszenie stężenia zanieczyszczeń w wodach. Nie można jednak pominąć w bilansie częściowej resuspensji i uwolnienia zdeponowanych zanieczyszczeń podczas ich naruszania. Sezonowe zmiany głębokości mieszania wpływają na fluktuacje zarówno przezroczystości, barwy jak i składu wód, a także wpływają na zasięg przepływu tlenu do głębszych warstw zbiornika (McGinnis i Little 2002). Przyczynia się to do powstania warunków beztlenowych, które w dłuższej perspektywie mogą prowadzić do uwalniania zanieczyszczeń z osadów do wody. W związku z tym znajomość składu osadów jest ważna ze względu na ocenę możliwości wtórnego zanieczyszczenia wody. Również wzrost natężeń przepływu, na przykład w sytuacjach wezbrań i powodzi, może być przyczyną translokacji zanieczyszczeń, na przykład metali ciężkich zgromadzonych w osadach. Wskazują na to np. prowadzone od 2016 roku badania zawartości metali ciężkich w osadach dennych pochodzących ze zbiorników retencyjnych zlokalizowanych na Potoku Oliwskim i Potoku Strzyża w Gdańsku (Wojciechowska i in. 2017c, Nawrot i in. 2019).

W 2016 roku analizowano stężenia cynku, ołowiu, miedzi oraz kadmu w osadach dennych pobieranych z pięciu zbiorników retencyjnych (Rys. 27) znajdujących się na Potoku Oliwskim w Gdańsku w okresie od kwietnia do czerwca 2016 roku (Wojciechowska i in. 2017c). Potok Oliwski to najdłuższy potok terenie Gdańska (9,7 km długości). Jest to ciek pierwszego rzędu, który jako jedyny w obrębie miasta uchodzi bezpośrednio do Zatoki Gdańskiej w rejonie dzielnicy Jelitkowo, słynącej z popularnej plaży i kąpieliska morskiego. W górnym biegu Potok przepływa przez tereny Trójmiejskiego Parku Krajobrazowego. Następnie, w środkowym i górnym biegu, zlewnię Potoku stanowią tereny zurbanizowane, m.in. dzielnice stara Oliwa, Żabianka, Przymorze. W trzech zbiornikach stwierdzono przekroczenie dopuszczalnego średniego rocznego stężenia ołowiu według Rozporządzenia Ministra Środowiska (Dz.U. 2016 poz. 1187). Stężenia metali w osadach dennych wykazały zróżnicowanie ilościowe i przestrzenne. Stężenia cynku wynosiły od 27 do 130 mg/kg s.m., miedzi od 2,3 do 89 mg/kg s.m, zaś stężenia ołowiu od 7 do 50 mg/kg s.m, w zależności od położenia zbiornika retencyjnego i charakterystyki jego zlewni. Najwyższe stężenia miedzi odnotowano w osadach pobranych ze zbiornika retencyjnego Grunwaldzka zlokalizowanego w dzielnicy Stara Oliwa, w której stosunkowo liczne są dachy wykonane z blachy miedzianej lub posiadające miedziane elementy. W celu oceny stopnia zanieczyszczenia osadów, stężenia metali w osadach porównano do wytycznych zawartych w klasyfikacjach osadów, np. klasyfikacji osadów dennych według kryteriów geochemicznych opracowanych przez Państwowy Instytut Geologiczny oraz niemieckiej klasyfikacji LAWA (Lander- Arbeitsgemeinschaft Wasser 1998). W odniesieniu do cynku, ołowiu i kadmu stwierdzono dobrą jakość osadów. Stężenia kadmu nie przekraczały wartości tła geochemicznego według kryteriów podanych przez Państwowy Instytut Geologiczny (Bojakowska i Sokołowska, 1998). Natomiast stężenia miedzi w osadach dennych kształtowały się na poziomie oznaczającym umiarkowane zanieczyszczenie.



Rys. 27 Lokalizacja badanych zbiorników retencyjnych na Potoku Oliwskim

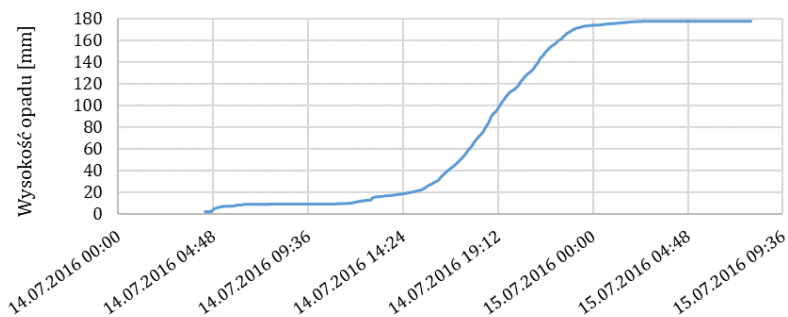
W dniach 14-15 lipca 2016 r wystąpiły w Gdańsku opady, które wywołały liczne podtopienia o charakterze nagłej powodzi miejskiej (*flash flood*) w zlewni Potoku Oliwskiego (Rys. 28). Krzywą sumową opadów ze stacji pomiarowej zlokalizowanej w Gdańsku Oliwie przedstawiono na Rys. 29. Suma opadu ulewnego w roku 2016 wynosiła 178,1 mm (w czasie 14 godzin). Opady te zaliczono do ulewnych, choć okresowo wykazały charakter nawałny (Szpakowski i Szydłowski 2018).



Rys. 28 Podtopienia po opadach 14-15.07.2016 r. przed i na zbiorniku numer 3 na Potoku Oliwskim w Gdańsku (Fot. K. Matej-Łukowicz)

Opady, które wystąpiły w lipcu 2016 roku spowodowały dopływ znacznych objętości wód opadowych, które okazały się zbyt duże do przyjęcia przez istniejące systemy kanalizacji, łącznie z licznymi zbiornikami retencyjnymi. W rezultacie wystąpiły podtopienia, które oprócz strat materialnych przyczyniły się do dopływu dodatkowych ilości zanieczyszczeń do wód powierzchniowych. Uszkodzeniu uległ zbiornik retencyjny numer 4, co

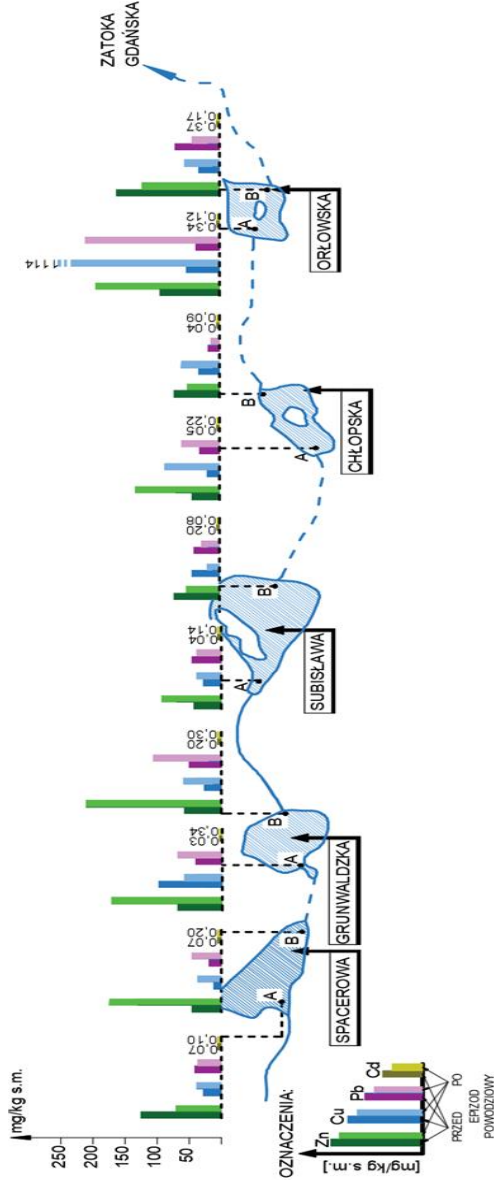
spowodowało niekontrolowane jego opróżnianie i zniszczenie koryta poniżej. W wyniku incydentu powodziowego stwierdzono wyraźne pogorszenie jakości wody w Potoku – kilkakrotnie wzrosły stężenia azotanów (V), fosforanów, fosforu ogólnego oraz materii organicznej wyrażonej w ChZT (Matej-Łukowicz i Wojciechowska 2017).



Rys. 29 Krzywa sumowa opadu, zmierzona w Gdańsku Oliwie w dniach 14-15.07.2016 r. (Gdańskie Wody 2016)

Badania zawartości metali ciężkich w osadach ze zbiorników retencyjnych na Potoku Oliwskim przeprowadzone po powodzi, wiosną 2017 roku, wykazały wyraźny wzrost stężeń metali ciężkich w porównaniu do badań prowadzonych w okresie przed powodzią (Nawrot i in. 2019). Stężenia cynku wzrosły od 1,9 do 5 razy, miedzi – od 1,2 do 33,9 razy, ołowiu od 1,5 do 7,2 razy oraz kadmu – od 1,4 do 11,4 razy. Stwierdzono również całkowicie odmienne, w porównaniu do okresu przed powodzią, rozmieszczenie przestrzenne metali w zbiornikach. Dotyczyło to szczególnie miedzi - w okresie poprzedzającym powódź bardzo wysoką zawartość tego metalu odnotowano w zbiorniku nr 5 zlokalizowanym na terenie dzielnicy Stara Oliwa, w której znajdują się liczne dachy o pokryciu miedzianym. W okresie po powodzi stężenia miedzi uległy wyraźnemu podwyższeniu w kolejnych zbiornikach znajdujących się poniżej zbiornika nr 5 (Rys. 30), a najwyższe stężenie stwierdzono w zbiorniku nr 2 zlokalizowanym w pobliżu ujścia Potoku Oliwskiego do Zatoki Gdańskiej. Badania przed powodzią i po powodzi prowadzone były w tej samej porze roku – wiosną odpowiednio 2016 roku (przed powodzią i 2017 roku (po powodzi). Zagospodarowanie zlewni i potencjalne źródła zanieczyszczeń nie uległy w tym czasie zmianie. Oprócz incydentu powodziowego w zlewni m=nie wystąpiły inne

zjawiska mogące tak istotnie wpłynąć na zmiany zawartości metali ciężkich w osadach. Wskazuje to na możliwość translokacji zgromadzonych w osadach metali ciężkich wskutek wezbrań i powodzi, jak również na możliwość wtórnego zanieczyszczenia wód.



Rys. 30 Stężenia Zn, Cu, Pb oraz Cd w osadach dennych ze zbiorników retencyjnych na Potoku Oliwskim przed i po powodzi w 2016 r.

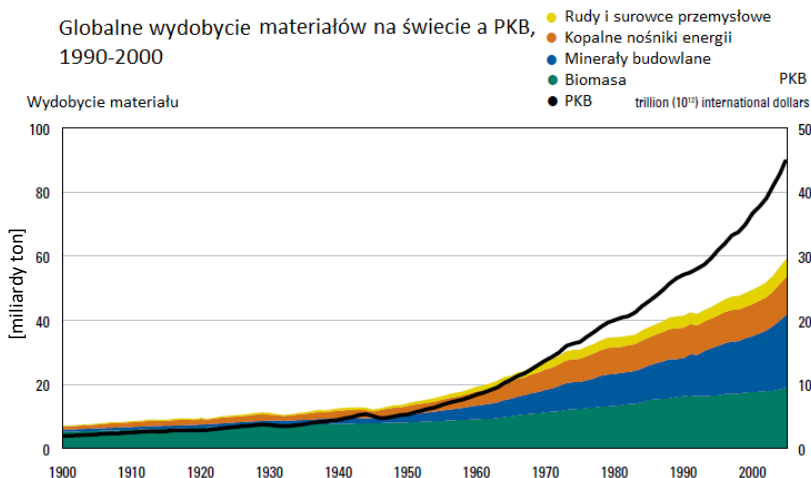
### 3. GOSPODARKA CYRKULACYJNA I KONSEKWENCJE DLA GOSPODARKI WODNO-ŚCIEKOWEJ

#### 3.1. Koncepcja gospodarki cyrkulacyjnej

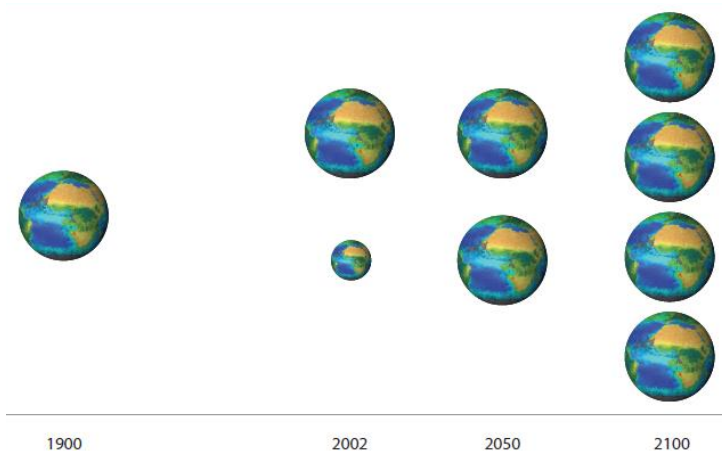
Obecny model gospodarowania zasobami opiera się na przeświadczeniu, że zasoby zarówno wody jak i surowców są nieograniczone, a środowisko bez problemu przyswoi i zneutralizuje odpady i zanieczyszczenia powstające podczas zużywania tych zasobów. Jest to tzw. model gospodarki liniowej, zgodny z hasłem „Take – Make – Dispose” czyli „Weź – Zużyj – Wyrzuć”. Wiek XX był okresem niespotykanego nigdy wcześniej w historii ludzkości postępu cywilizacyjnego i wzrostu gospodarczego, czemu towarzyszyło rosnące zużycie surowców. Wzrost PKB i wzrost zużycia surowców przez gospodarkę światową w latach 1900-2005, według raportu UNEP (Fischer-Kowalski i Swilling 2011), przedstawiono na Rys. 31. Szacuje się na przykład, że wydobycie paliw kopalnych w XX wieku wzrosło 20 krotnie. Pod koniec stulecia taki model gospodarki doprowadził do sytuacji, kiedy zasoby wielu surowców znalazły się na wyczerpaniu, a stan środowiska uległ pogorszeniu wskutek odprowadzania ścieków do wód i do gruntu, zanieczyszczenia powietrza atmosferycznego oraz rosnących ilości odpadów, a w konsekwencji zmian klimatycznych i utraty bioróżnorodności. W odpowiedzi pojawiły się koncepcje oddzielenia wzrostu gospodarczego od zużycia zasobów i zastąpienia gospodarki liniowej gospodarką o obiegu zamkniętym, czyli cyrkulacyjną (ang. „circular economy”), której podstawą jest recykling i ponowne wykorzystanie zasobów, przy jednoczesnym założeniu poprawy komfortu życia w krajach rozwijających się lub utrzymania go na obecnym poziomie w krajach rozwiniętych (*Growth Within: A Circular Economy Vision* 2015) for a Competitive Europe. Koncepcja mająca na celu osiągnięcie zamkniętego obiegu surowców na dużą skalę we współczesnych gospodarkach po raz pierwszy pojawiła się w latach sześćdziesiątych XX wieku w publikacjach i wykładach brytyjskiego ekonomisty K. E. Bouldinga. W kolejnych dziesięcioleciach była



rozwijana, a hasła dotyczące m.in. zrównoważonego rozwoju stały się ważnym nurtem oddziałującym na świadomość społeczeństw w krajach rozwiniętych, co znalazło odzwierciedlenie np. w dokumentach ONZ (np. strategia zielonego rozwoju OECD), raportach UNEP (*United Nations Environment Programme*), a wreszcie w regulacjach Unii Europejskiej. Mówiąc obrazowo, utrzymanie w kolejnych dziesięcioleciach modelu gospodarki liniowej nieuchronnie i w krótkim horyzoncie czasowym spowoduje, że ludzkość będzie potrzebowała kolejnej planety, aby zaspokoić wciąż rosnące zapotrzebowanie na surowce (Rys. 32).



Rys. 31 Wydobycie surowców na świecie oraz PKB w latach 1990-2000. Źródło: Fischer-Kowalski i Swilling (2011)



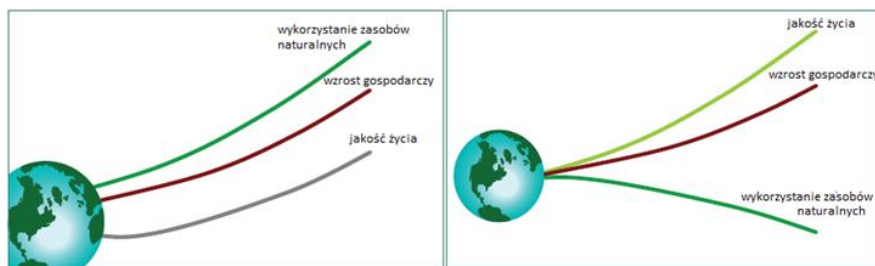
Rys. 32 Zapotrzebowanie ludzkości na surowce naturalne przekracza możliwości planety (Fresner i in. 2010)

Gospodarka cyrkulacyjna to model rozwoju gospodarczego, który zakłada zrównoważony rozwój poprzez ochronę zasobów, w szczególności poprzez zamknięty obieg materiałów w gospodarce (powtórne wykorzystanie, recykling) w celu zminimalizowania zanieczyszczenia u źródła i ogólnej ilości odpadów. Zakłada efektywne wykorzystanie zasobów na wszystkich etapach życia produktu. Ostatecznym celem gospodarki o obiegu zamkniętym jest osiągnięcie wzrostu gospodarczego, który nie jest zależny od wyczerpujących się zasobów naturalnych. Etapem przejściowym pomiędzy gospodarką liniową i cyrkulacyjną jest gospodarka, w której tylko część odpadów podlega recyklingowi (Rys. 33).



Rys. 33 Schemat gospodarki liniowej, gospodarki cyrkulacyjnej i gospodarki opartej na recyklingu. Opracowano na podstawie Fresner i in. (2010).

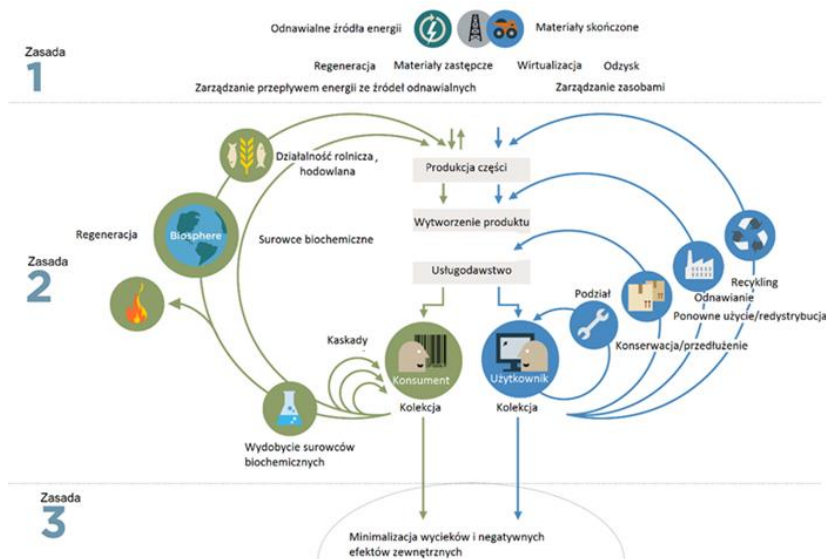
Oddzielenie wzrostu gospodarczego od wykorzystania zasobów naturalnych powoduje zmniejszenie zużycia energii, wody i surowców potrzebnych rozrastającym się gospodarkom, co przyczynia się do ograniczenia negatywnego oddziaływania na środowisko, ryzyka zmian klimatycznych, utraty różnorodności biologicznej i wpływu na ludzkie zdrowie. Wprowadzanie tego modelu gospodarki oznacza konieczność zmian w fazie projektowej, produkcji, oraz działalności marketingowej, która w dłuższej perspektywie ma zwiększyć zyski przy jednoczesnym zmniejszeniu zużycia zasobów i generowanych zanieczyszczeń. Koncepcję wzrostu gospodarczego i poprawy poziomu życia przy zmniejszającym się zużyciu zasobów schematycznie przedstawiono na Rys. 34.



Rys. 34 Koncepcja oddzielenia wzrostu gospodarczego od wykorzystania zasobów naturalnych. Opracowano na podstawie Fresner i in. (2010).

W założeniach, w gospodarce cyrkulacyjnej dąży się do odnowienia kapitału finansowego, produkcyjnego, społecznego oraz zasobów naturalnych, przy bardziej efektywnych przepływach towarów i usług. Jej fundament stanowią trzy zasady, których idee przedstawiono na Rys. 35:

- 1) Utrzymanie i odbudowa „kapitału naturalnego” poprzez kontrolowanie skończonych zasobów i zrównoważenie przepływów odnawialnych zasobów.
- 2) Optymalizacja wydajności przez obieg produktów, składników i materiałów najbardziej użytecznych.
- 3) Poprawa efektywności wskutek ograniczenia negatywnych oddziaływań zewnętrznych.



Rys. 35 Schemat funkcjonowania i trzy fundamentalne zasady gospodarki okrężnej. Źródło: [www.ellenmacarthurfoundation.org/](http://www.ellenmacarthurfoundation.org/)

Do wprowadzenia w krajach członkowskich gospodarki cyrkulacyjnej dążą władze Unii Europejskiej. Politykę Unii w tym zakresie prezentują dokumenty takie jak Strategia Europa 2020, Mapa drogowa do niskoemisyjnej gospodarki 2050, VII Plan działań UE w zakresie ochrony środowiska „Dobra jakość życia z uwzględnieniem ograniczeń naszej planety”, Polityka energetyczno-klimatyczna czy Strategia UE ochrony bioróżnorodności. Wizja przyszłości krajów UE do 2050 roku zakłada społeczeństwo niskoemisyjne, gospodarkę o obiegu zamkniętym i z odpornymi ekosystemami stanowiącymi fundamenty wysokiego poziomu życia społeczeństwa. W ślad za ogólną koncepcją pojawiły się dokumenty takie jak Komunikat Komisji do Parlamentu Europejskiego, Rady, Europejskiego Komitetu Ekonomiczno-Społecznego i Komitetu Regionów „Ku gospodarce o obiegu zamkniętym: program „zero odpadów” dla Europy” COM(2014) 398 oraz dyrektywy dotyczące gospodarki odpadami, m.in. Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady zmieniająca dyrektywy: w sprawie odpadów, w sprawie opakowań i odpadów opakowaniowych, w sprawie składowania odpadów, w sprawie pojazdów wycofanych z eksploatacji, w sprawie baterii i akumulatorów oraz zużytych baterii i akumulatorów, w sprawie zużytego sprzętu elektrycznego i elektronicznego COM (2014) 397.

Wprowadzenie gospodarki cyrkulacyjnej ma być odpowiedzią na problemy i wyzwania, przed którymi znalazła się gospodarka europejska: bardzo wysokie i szybko wzrastające zużycie surowców, rosnące koszty surowców i zależność gospodarki europejskiej od ich importu (m.in. metale ziem rzadkich), malejąca konkurencyjność gospodarki europejskiej oraz silna presja na środowisko i zagrożenie klimatu. Wprowadzenie gospodarki o obiegu zamkniętym pozwoli zmniejszyć zapotrzebowanie na surowce naturalne i spowoduje wydłużenie czasu dostępności zasobów oraz redukcję ilości odpadów. Wtórne korzyści to spadek zużycia energii do eksploatacji surowców, mniejsze wykorzystanie gruntów do eksploatacji i mniejsze obciążenie ekosystemów. Gospodarka o obiegu zamkniętym oznacza w istocie przekształcenie odpadów w zasoby, a przedsiębiorcy i producenci nie będą już wytwarzającymi odpady lecz tworzącymi zasoby (materiały). Ograniczenie ilości odpadów ma następować już w fazie projektowania

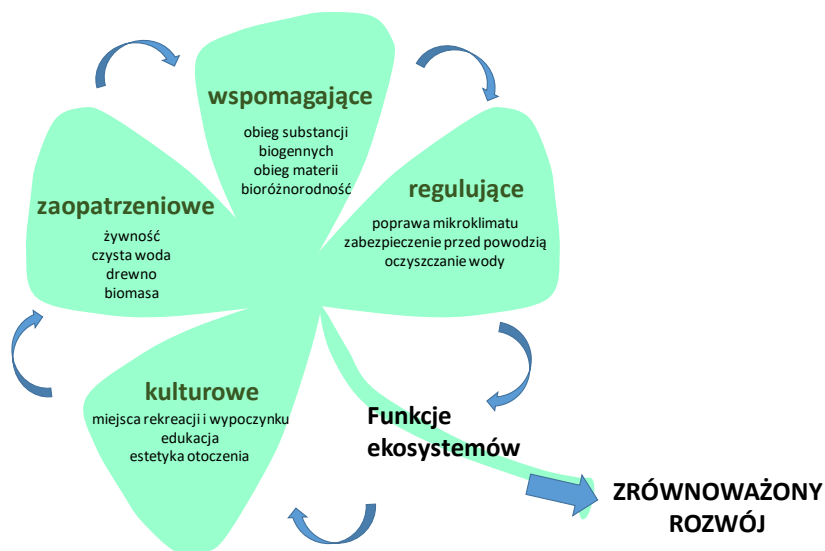
i na ogół obejmuje innowacje w całym cyklu produkcyjnym. Należy w tym miejscu zauważyć, że model zamkniętego obiegu surowców jest bardzo korzystny z teoretycznego punktu widzenia, jednak jego implementacja wymaga zmiany w głęboko zakorzenionych praktykach różnych podmiotów gospodarczych, w tym przemysłu, sektora publicznego i osób prywatnych. Koncepcja zerowego marnotrawstwa jest wyidealizowana, ponieważ w rzeczywistości zawsze powstają jakieś odpady. Zatem pierwotny dopływ materiałów jest nadal potrzebny.

Obecne regulacje UE skupiają się przede wszystkim na odpadach, jednak gospodarka cyrkulacyjna to pojęcie dużo bardziej rozbudowane i dotyczy nie tylko technologii produkcji, ale też stylu życia poszczególnych konsumentów i całych społeczeństw, transportu, energetyki i innych sektorów. Ważną rolę w koncepcji gospodarki o obiegu zamkniętym pełnią tzw. funkcje ekosystemów (ang. *ecosystem services*). Pod tym pojęciem rozumiany jest zbiór funkcji użytkowych, które ekosystem zapewnia skupiskom ludzkim (Wojciechowska i in. 2017a). Oczywiście „zdrowe” ekosystemy, czyli takie, które dzięki m.in. bioróżnorodności lepiej radzą sobie z np. podtopieniami czy chwilowym wzrostem stężeń zanieczyszczeń (np. wskutek awarii infrastruktury wodociągowo-kanalizacyjnej) mogą pełnić swoje funkcje w sposób bardziej niezawodny. Zazwyczaj funkcje ekosystemów dzieli się na cztery grupy (Rys. 36):

- 1) zaopatrzeniowe (ang. *provisioning*) np. dostarczanie czystej wody, paliwa, pokarmu, drewna itd.;
- 2) wspomagające (ang. *supporting*) - wspomaganie obiegu wody i substancji odżywczych, produkcji pierwotnej, tworzenie siedlisk, funkcje glebotwórcze, zapewnianie bioróżnorodności;
- 3) regulacyjne (ang. *regulating*) - kontrola powodzi i podtopień, przeciwdziałanie zmianom klimatu i ich skutkom, oczyszczanie wody;
- 4) kulturowe (ang. *cultural*) - estetyczne, rekreacyjne i edukacyjne.

Zapotrzebowanie (czy też "popyt") na „usługi” ekosystemów zależy od przeznaczenia danego ekosystemu, ale też od jego lokalizacji

czy kultury. Na przykład możliwość uprawiania wędkarstwa na zbiornikach retencyjnych w Gdańsku to raczej funkcja rekreacyjna – złowione ryby raczej nie są podstawą wyżywienia rodziny wędkarza. Jednak podobny obiekt położony na przykład w Afryce mógłby spełniać funkcję zaopatrzeniową, ponieważ ryby mogłyby stanowić pożywienie dla okolicznych mieszkańców.



Rys. 36 Funkcje ekosystemów, opracowanie własne.

Zgodnie z założeniami modelu zamkniętego producenci staną się właścicielami produktów, a konsumenci będą płacić jedynie za usługę, jakiej dany produkt dostarcza. Koszt usługi wynikać będzie z kosztów jej wytworzenia, dostarczenia oraz wygenerowanych w tych procesach kosztów środowiskowych. Ta ostatnia pozycja będzie tym niższa im produkt jest bardziej „ekologiczny”.

Bez wątpienia wdrożenie modelu cyrkulacyjnego w całym systemie gospodarczym wymagać będzie znacznych kosztów przejściowych, w tym inwestycji w badania, rozwój oraz w infrastrukturę.

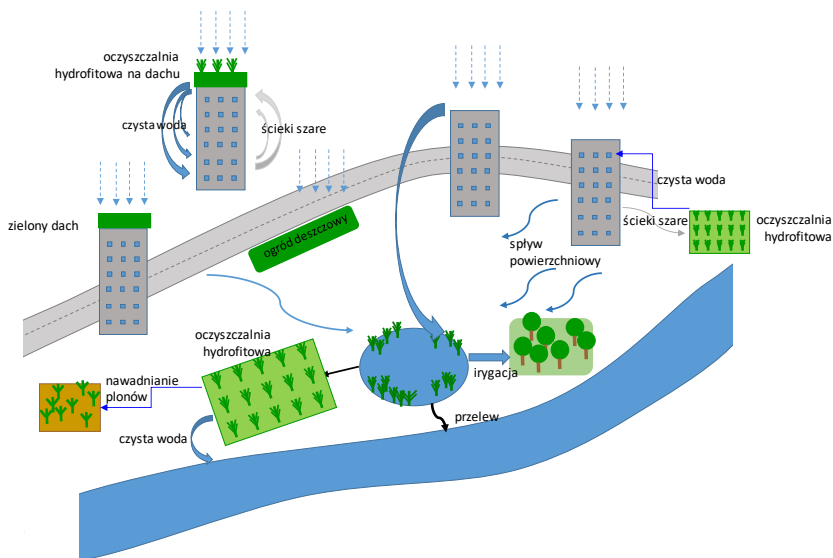
### 3.2. Gospodarka o obiegu zamkniętym – konsekwencje dla gospodarki wodnej

Wprowadzanie modelu gospodarki cyrkulacyjnej wymaga zmian właściwie w każdym sektorze gospodarki. Nie jest bynajmniej wyjątkiem gospodarka wodno-ściekowa.

Obecnie gospodarowanie wodą często jest nieefektywne. Od momentu poboru wody do jej wykorzystania występują straty, nadmierne zużycie oraz zanieczyszczenie wody. Wiele miast, szczególnie w krajach rozwijających się, nie posiada infrastruktury niezbędnej do odbioru i oczyszczania ścieków. Prowadzi to do mieszania ścieków komunalnych ze stosunkowo czystą wodą deszczową. Szacuje się, że do 90% wszystkich ścieków w krajach rozwijających odprowadzanych jest bezpośrednio do rzek, jezior lub oceanów, powodując poważne zagrożenia dla środowiska i zdrowia ludzi (Corcoran i in. 2010). Rezultatem jest zanieczyszczenie wód, eutrofizację, a także wzrost produkcji gazów cieplarnianych i zaburzenia klimatu. Szacuje się, że związana z odprowadzaniem nieoczyszczonych ścieków emisja metanu i podtlenku azotu może wzrosnąć odpowiednio o 50% i 25% w latach 1990-2020. Obok negatywnego oddziaływania na środowisko, pociąga też za sobą skutki społeczne i gospodarcze, takie jak zwiększenie nakładów na opiekę zdrowotną czy niższa wydajność pracy.

Zgodnie z modelem gospodarki cyrkulacyjnej zarządzanie zasobami wodnymi powinno dążyć do zamknięcia obiegu surowców i energii, przy czym surowcem jest zarówno woda jak i produkty uboczne oczyszczania ścieków, np. osady ściekowe. Konieczne będzie wprowadzanie innowacyjnych, zrównoważonych technologii i procesów, dzięki którym woda, zależnie od jakości, może być wykorzystywana ponownie do różnych celów. Promowane są technologie oczyszczania wykorzystujące naturalne procesy, zachodzące na przykład w ekosystemach bagiennych – naturalnych i sztucznych (oczyszczalnie hydrofitowe ang. *constructed wetlands*). Należy dążyć do całościowego spojrzenia na cykl hydrologiczny w mieście – woda opadowa powinna być w miarę możliwości retencjonowana i pozostawiana w miejscu, gdzie występuje opad. Część wód opadowych powinna być rozszączana do gruntu, aby

zapewnić odnawianie zasobów wód podziemnych. Zanieczyszczone spływy powinny być oczyszczane, najlepiej z wykorzystaniem naturalnych procesów (np. w oczyszczalniach hydrofitowych). Należy dążyć do odzysku wody i substancji odżywczych ze ścieków. Ważną rolę w oczyszczaniu zanieczyszczonych wód oraz ścieków, obiegu hydrologicznym i zabezpieczeniu przed powodzią oraz poprawie mikroklimatu mają pełnić tereny zielone w mieście. Dodatkowo ich funkcje to estetyka, tworzenie miejsc wypoczynku i rekreacji, odbudowa bioróżnorodności, a coraz częściej również produkcja żywności (np. wertykalne farmy w miastach azjatyckich). Istotny jest niski ślad środowiskowy rozwiązań, tworzenie nowych, przyjaznych mieszkańcom i zdrowych ekosystemów w miastach i łączenie w nich różnorodnych funkcji, zgodnie z koncepcją *ecosystem services*. Ideę zintegrowanego podejścia do gospodarki wodno-ściekowej w mieście przedstawiono na Rys. 37.



Rys. 37. Zintegrowane podejście do gospodarki wodno-ściekowej na terenach zurbanizowanych, opracowanie własne na podstawie Masi i in. (2018).

Podstawą polityki UE w zakresie gospodarki wodnej jest zlewniowe zarządzanie jakością wody, związane przede wszystkim z ochroną wód śródlądowych, przy czym celem nadrzędnym jest osiągnięcie takiej jakości wód powierzchniowych, która zapobiegnie eutrofizacji Morza Bałtyckiego, przy najmniejszym koszcie (Gromiec,



2018). Wytyczną gospodarowania wodą, ściekami i osadami jest paradygmat NEW (*Nutrients – Water – Energy* czyli Biogeny – Woda – Energia), który obok oczyszczania ścieków i przeróbki osadów ściekowych, zakłada produkcję zasobów oraz energii, wpisując się tym samym w model gospodarki cyrkulacyjnej. Według Gromca (2018) przesłanki do wprowadzenia paradygmatu NEW to zmiany demograficzne i klimatyczne, rosnące zanieczyszczenie wód i postępująca eutrofizacja oraz konieczność realizacji zasad zrównoważonego rozwoju. Zatem zgodnie z założeniami gospodarki o obiegu zamkniętym oraz paradygmatu NEW oczyszczalnia ścieków ma docelowo produkować zasoby: wodę (odzysk wody ze ścieków), produkcja wodoru (ze ścieków lub mocznika), biogeny (odzysk azotu a zwłaszcza fosforu ze ścieków), a także energię w wyniku odzysku z osadów ściekowych oraz z systemów kanalizacyjnych (Gromiec, 2018). Dodatkowo promowane są „naturalne” technologie w gospodarce wodno-ściekowej: ang. *Nature Based Solutions* (NBS) oraz *Green Infrastructure* (GI), czyli Zielona Infrastruktura. Te dwa pojęcia oraz związane z nimi rozwiązania zostaną przybliżone w kolejnym rozdziale.

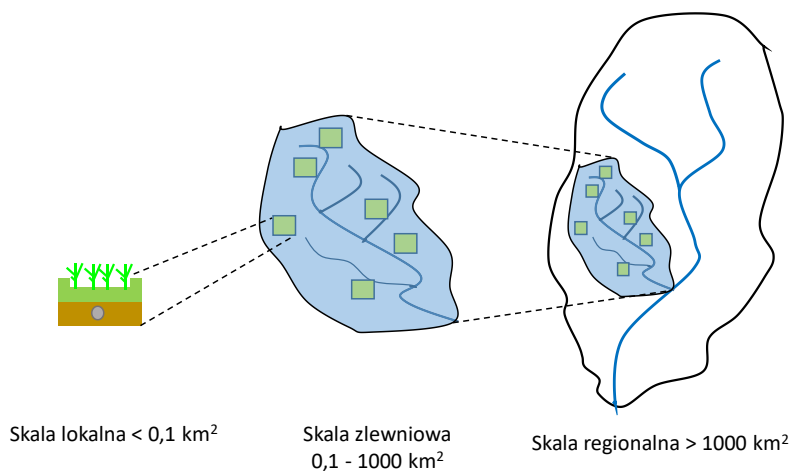
### 3.3. Zielona Infrastruktura i jej funkcje

Definicję NBS (ang. *Nature Based Solutions*), czyli w dosłownym tłumaczeniu rozwiązań opartych na naturze podaje m.in. raport ONZ *Nature Based Solutions and Water* (WWAP 2018) – są to rozwiązania inspirowane naturą, które wykorzystują procesy zachodzące w przyrodzie lub je naśladują w taki sposób, aby przyczynić się do lepszego zarządzania zasobami wodnymi. Najważniejszą cechą tego typu rozwiązań nie jest to, czy dany ekosystem jest „naturalny”, ale czy jest wykorzystywany w taki sposób, a by osiągnąć poprawę stanu zasobów wodnych. Rozwiązania określane jako NBS bazują na funkcjach ekosystemów w celu osiągnięcia założeń gospodarki wodnej. NBS może polegać zarówno na konserwacji i rehabilitacji naturalnych ekosystemów, jak i na stworzeniu zmodyfikowanych lub sztucznych ekosystemów. Rozwiązania te mogą być stosowane w skali „mikro” (na przykład „sucha” toaleta czy odzysk ścieków szarych dla domu jednorodzinnego) oraz w skali „makro”.

Koncepcja stosowania rozwiązań technologicznych opartych na naturalnie zachodzących w przyrodzie procesach nie jest nowa – rozwiązania tego typu znane są od dziesięcioleci – a nawet można powiedzieć, że towarzyszą człowiekowi od wieków. Nazwa *Nature Based Solutions* po raz pierwszy została użyta około roku 2002 (Cohen-Shacham i in. 2016). W ciągu ostatnich kilku lat nastąpił gwałtowny wzrost zainteresowania tymi rozwiązaniami, częściowo dlatego, że ich potencjał był dotychczas niedoceniany. Dodatkowo rozwiązania oparte na naturze doskonale wpisują się w koncepcję gospodarki cyrkulacyjnej. Ich potencjał może być wykorzystany we wszystkich najważniejszych kwestiach związanych z gospodarką wodną w dzisiejszych czasach, które wymienia raport *Nature Based Solutions and Water* (WWAP 2018): dostęp do wody, jakość wody przeznaczonej do picia, sanitacja i higiena, nawadnianie niezbędne do utrzymania i/lub wzrostu produkcji rolnej, tworzenie zrównoważonych osad ludzkich, oczyszczanie ścieków, łagodzenie i adaptacja do zmian klimatu. Zastosowanie rozwiązań NBS powinno uwzględniać funkcje, jakie dany ekosystem ma pełnić dla danej społeczności ludzkiej. Z jednej strony chodzi tu o skompensowanie utraconych funkcji ekosystemu, które nastąpiły w przeszłości, a z drugiej o dokładne poznanie potrzeb i oczekiwań społeczności lokalnej, które może zaspokoić NBS.

Z koncepcją rozwiązań opartych na naturze (NBS) bardzo silnie związane i znaczeniowo bliskie jest pojęcie Zielonej Infrastruktury (ang. *Green Infrastructure GI*). W odniesieniu do gospodarki wodnej Zielona Infrastruktura określa naturalne lub semi-naturalne systemy, które umożliwiają osiągnięcie celów gospodarki wodnej na równorzędnym lub wyższym poziomie niż konwencjonalna „szara” infrastruktura. Zamiast określenia „zielona” zamiennie używa się niekiedy nazw „ekologiczna” lub „naturalna” infrastruktura (WWAP 2018). Nivala i in. (2018) definiują Zieloną Infrastrukturę jak sieć obiektów naturalnych i inżynierskich, które zostały zaprojektowane i są eksploatowane w taki sposób, aby zapewnić więcej funkcji ekosystemów i na wyższym poziomie, zarówno na terenach zurbanizowanych jak i wiejskich. Idea Zielonej Infrastruktury, podobnie jak funkcji ekosystemów, oparta jest na założeniu, że zdrowe

ekosystemy mogą w dużym stopniu przyczynić się do łagodzenia największych wyzwań związanych z urbanizacją czy zmianami klimatycznymi. Bardzo ważnym aspektem Zielonej Infrastruktury jest to, że składa się wielu pojedynczych obiektów składowych, które funkcjonując równoległe, choć niezależnie od siebie, razem przyczyniają się do poprawy stanu całokształtu ekosystemów oraz zasobów wodnych na danym obszarze (Rys. 38). Ten aspekt odróżnia Zieloną Infrastrukturę od konwencjonalnych rozwiązań z zakresu tzw. Szarej Infrastruktury, które zazwyczaj pełnią tylko jedną funkcję, bez zwracania uwagi na całokształt oddziaływań środowiskowych. Wielofunkcyjność obiektów Zielonej Infrastruktury przyczynia się jednocześnie do poprawy stanu środowiska i przynosi korzyści społeczne.



Rys. 38 Rola Zielonej Infrastruktury w skali lokalnej, zlewniowej i regionalnej. Opracowanie własne na podstawie Zhang i Chui (2019).

Zielona Infrastruktura obejmuje szeroki asortyment rozwiązań możliwych do zastosowania w różnej skali, zaś efekt „skumulowany” zastosowania wielu rozwiązań indywidualnych jest większy niż wynika to z prostego zsumowania efektów składowych (Nivala i in. 2018). Wśród obecnie stosowanych rozwiązań z zakresu Zielonej Infrastruktury można wymienić zielone dachy, ogrody deszczowe, oczyszczalnie hydrofitowe, obiekty bioretencyjne (np. muldy chłonne obsadzone roślinnością), które są często stosowane równoległe z takimi elementami jak nawierzchnie przepuszczalne (w celu

podniesienia infiltracji do gruntu), zbieranie i ponowne wykorzystywanie wody opadowej czy odzysk ścieków szarych. Wiele rozwiązań z zakresu Zielonej Infrastruktury implementowanych w miastach skupia się na retencji i oczyszczaniu wody w skali lokalnej, co przyczynia się do zmniejszenia ładunków zanieczyszczeń odprowadzanych do odbiorników ze źródeł obszarowych (spływ powierzchniowy). Wprowadzanie obiektów Zielonej Infrastruktury do krajobrazu miejskiego wymaga również zmiany tradycyjnego punktu widzenia, zgodnie z którym na terenie miast brakuje terenów dostępnych dla tego typu rozwiązań.

Zielona Infrastruktura nie zawęża się wyłącznie do rozwiązań wykorzystujących rośliny, podobnie jak teren zielony nie staje się automatycznie Zieloną Infrastrukturą. Aby być elementem Zielonej Infrastruktury dany obiekt musi stanowić część większego systemu – „sieci” rozwiązań – oraz spełniać funkcje ekosystemów z więcej niż jednej kategorii (np. nie tylko regulacyjną, ale jednocześnie wspomagającą lub kulturową).

Zielona Infrastruktura może zapewnić realizację większości zadań, które spełnia Szara Infrastruktura, takich jak oczyszczenie wody, kontrola temperatury wody, minimalizacja ilości osadów, regulacja odpływu wód opadowych, ochrona przed powodzią czy sekwestracja dwutlenku węgla. Nawet jeśli jednostkowe nakłady na budowę elementów Zielonej Infrastruktury są wyższe niż koszty rozwiązań konwencjonalnych, to koszty operacyjne tego typu rozwiązań są daleko niższe i mają one niższy ślad środowiskowy.

Przykłady zastosowań Zielonej Infrastruktury w terenach miejskich omówiono w rozdziale 5. Natomiast w rozdziale 4 skupiono się możliwościach recyrkulacji i odzysku wody – wykorzystaniu wód opadowych oraz ścieków szarych w gospodarstwach domowych.

## 4. RECYRKULACJA I ODZYSK WODY – WYKORZYSTANIE WÓD OPADOWYCH I ŚCIEKÓW SZARYCH W GOSPODARSTWACH DOMOWYCH

Konsekwencją rosnącego globalnego zapotrzebowania na wodę jest poszukiwanie alternatywnych źródeł wody. W niektórych regionach prowadzi się odsalanie wody morskiej wykorzystując do tego celu procesy membranowe (np. Izrael, Singapur). Jest to rozwiązanie kosztowne i energochłonne. Dodatkowo, zgodnie z zasadami gospodarki cyrkulacyjnej, w gospodarowaniu zasobami wodnymi powinno dążyć się do uzyskania obiegu zamkniętego. Rozwiązaniem tego typu mógłby być odzysk wody z oczyszczonych ścieków. Jest to rozwiązanie wykonalne pod względem technologicznym, jednak wiąże się z wysokimi kosztami i zużyciem energii, a dodatkowo jest trudne do zaakceptowania przez społeczeństwo. Należy przy tym zaznaczyć, że ważną zasadą w gospodarce cyrkulacyjnej jest posługiwanie się „zielonymi” technologiami, które charakteryzują się niskim śladem środowiskowym – a trudno do takich zaliczyć procesy membranowe, niezbędne w procesie odzysku wody ze ścieków komunalnych.

W tym zakresie wiele możliwości oferuje zbieranie i gospodarcze wykorzystanie wód opadowych (ang. *rainwater harvesting*) oraz wykorzystanie ścieków szarych. Po odpowiednim oczyszczeniu mogą one stanowić źródło wody o obniżonej jakości, która, w zależności od stopnia oczyszczenia, może być wykorzystana ponownie do różnych celów, np. do podlewania zieleni miejskiej, w gospodarstwach domowych (spłukiwanie WC, pranie), albo w rolnictwie (Rys. 39). Do oczyszczania zarówno wód opadowych jak i ścieków szarych doskonale nadają się różne elementy Zielonej Infrastruktury – przede wszystkim oczyszczalnie hydrofitowe. W przypadku kolekcjonowania wody opadowej z dachów sprawdzają się również dachy zielone, ponieważ odpływająca z nich woda jest pozbawiona wielu zanieczyszczeń, przede wszystkim zawiesin, choć,

z drugiej strony, jak wspomniano w rozdziale 2, może zawierać podwyższone stężenia fosforu ogólnego i fosforanów.

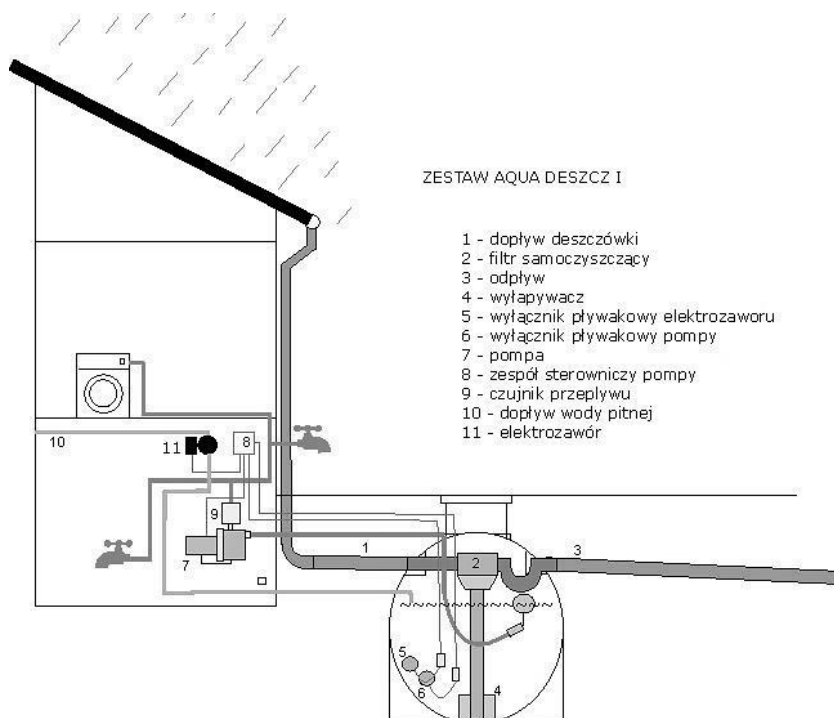


Rys. 39 Schemat ideowy ponownego wykorzystania wody do celów gospodarczych

#### 4.1. Gospodarcze wykorzystanie wody z dachów

Systemy zbierania wody deszczowej można podzielić na dwie zasadnicze grupy: systemy ogrodowe, w których wodę wykorzystuje się wyłącznie do podlewania zieleni oraz systemy z wykorzystaniem wody w budynku. Powierzchnie dachów bardzo dobrze nadają się do lokalnego zbierania wody opadowej. Poza gospodarstwami domowymi woda opadowa może być wykorzystywana w obiektach komercyjnych i użyteczności publicznej, np. hotelach, stacjach benzynowych oraz do celów komunalnych takich jak podlewanie zieleni miejskiej czy spłukiwanie ulic. W zależności od końcowego przeznaczenia zbieranej wody deszczowej należy przewidzieć odpowiednie sposoby uzdatniania i dezynfekcji. W przypadku wykorzystania spływów z dachów dla lokalnej instalacji w gospodarstwie domowym należy odseparować instalację wody zdatnej do picia od instalacji wody deszczowej zasilającej np. ustępy czy pralki (Rys. 40). W wyjątkowych okolicznościach woda deszczowa może być oczyszczana nawet do jakości odpowiadającej wymaganiom dla wody pitnej; może to budzić zainteresowanie na obszarach dotkniętych głębokimi deficytami wody. W Polsce podstawowym

aktem prawnym służącym do oceny jakości wody przeznaczonej do picia jest Rozporządzenie Ministra Zdrowia z dnia 13 listopada 2015 r. w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi (Dz. U. 2015 poz. 1989). Warunkiem popularyzacji tego typu rozwiązań jest odpowiednie motywowanie finansowe. Skutecznym i sprawdzonym rozwiązaniem jest wprowadzanie opłat za wody opadowe odprowadzane do miejskiej sieci kanalizacji deszczowej (Matej-Łukowicz i Wojciechowska 2015), które zostały również wprowadzone przez nową Ustawę Prawo Wodne z 20 lipca 2017 roku (Dz.U. 2017 poz. 1566). Systemy zbierania i oczyszczania wody deszczowej powinny być opłacalne, z krótkim czasem zwrotu zainwestowanych nakładów finansowych.



Rys. 40 Instalacja do zbierania i gospodarczego wykorzystania wody opadowej w budynku mieszkalnym jednorodzinny z zestawem Aqua Deszcz I  
 Źródło: <http://deszczowka.pl/images/deszcz1.jpg>

Badania prowadzone nad jakością wody opadowej wykazały, że ma ona co najmniej takie parametry, jakie spełnia woda dopuszczona przez Unię Europejską do wykorzystania w basenach kąpielowych, a jej użycie do celów domowych jest zgodne z prawem

Unii Europejskiej (Królikowska i Królikowski 2012). W polskich normach (PN- EN 12056, PN- EN 1717) zdefiniowano wodę do celów bytowo-gospodarczych, która nie jest wodą pitną jako wodę używaną do zasilania: spłuczek toaletowych, pralek, wodę wykorzystywaną do podlewania ogrodu i utrzymania części wspólnych (Lipska 2013). Kryterium oceny jakości wody jest jej przeznaczenie - najwyższe wymagania bakteriologiczne stawiane są w przypadku zasilania pralki, najniższe zaś przy nawadnianiu ogrodu. Systemy gospodarczego wykorzystania wód opadowych są bardzo popularne w Niemczech, Wielkiej Brytanii, Australii czy Japonii. W krajach tych istnieją normy określające jakość wody wymaganą np. do spłukiwania toalet (Królikowska i Królikowski 2012).

Podstawowym aktem prawnym dotyczącym gospodarki wodami opadowymi jest ustawa Prawo wodne (Dz.U. 2017 poz. 1566). W Ustawie z 2017 roku usunięto dotychczasowe pojęcie ścieków deszczowych, które poprzednio w ustawie z dnia 18 lipca 2001 roku (Dz.U. 2001 Nr 115 poz. 1229) definiowane było jako *„wody opadowe lub roztopowe, ujęte w otwarte lub zamknięte systemy kanalizacyjne, pochodzące z powierzchni zanieczyszczonych o trwałej nawierzchni, w szczególności z miast, portów, lotnisk, terenów przemysłowych, handlowych, usługowych i składowych, baz transportowych oraz dróg i parkingów”*. W Ustawie Prawo wodne z 2017 roku mowa jest wyłącznie o wodach opadowych. Zastąpienie pojęcia „ścieki” słowem „wody” można rozumieć jako zachętę do wykorzystania wody opadowej do różnych celów, a na pewno traktowanie wód opadowych w sposób odmienny od ścieków, zawsze wymagających sprawnego zebrania i szybkiego odprowadzenia poza teren zabudowany ze względów sanitarno-higienicznych oraz epidemiologicznych.

W Prawie Wodnym z 20 lipca 2017 roku (Dz.U. 2017 poz. 1566) zdefiniowano pojęcie „usług wodnych”, które daje gospodarstwom domowym oraz podmiotom publicznym i gospodarczym możliwość korzystania z wód w zakresie wykraczającym poza zakres powszechnego korzystania z wód, zwykłego korzystania z wód oraz szczególnego korzystania z wód. W odniesieniu do wód opadowych i roztopowych, usługi wodne obejmują: *„odprowadzanie do wód lub do urządzeń wodnych – wód opadowych lub roztopowych, ujętych*



w otwarte lub zamknięte systemy kanalizacji deszczowej służące do odprowadzania opadów atmosferycznych albo w systemy kanalizacji zbiorczej w granicach administracyjnych miast” (art. 35 ust.3 pkt 7), a także „trwałe odwadnianie gruntów, obiektów lub wykopów budowlanych oraz zakładów górniczych, a także odprowadzanie do wód – wód pochodzących z odwodnienia gruntów w granicach administracyjnych miast” (art. 35 ust. 3 pkt 8). W Art. 234 określono prawa i obowiązki właściciela gruntu: nie może zmieniać kierunku i natężenia odpływu znajdujących na jego gruncie wód opadowych lub roztopowych oraz odprowadzać wód oraz wprowadzać ścieków na grunty sąsiednie. W ustawie nie podano informacji na temat pozwoleń niezbędnych do budowy układów do gospodarczego wykorzystania wód opadowych na terenie posesji, jednak można przyjąć, że wykonania tego typu urządzeń odwadniających nie wymaga pozwolenia wodnoprawnego (Fitobór 2018).

Rozporządzenie Ministra Infrastruktury w sprawie warunków technicznych, jakim powinny odpowiadać budynki i ich usytuowanie z 12 kwietnia 2002 roku, stwierdza, że „dachy i tarasy, a także zagłębienia przy ścianach zewnętrznych budynku powinny mieć odprowadzenie wody opadowej do wyodrębnionej kanalizacji deszczowej lub kanalizacji ogólnospławnej, a w przypadku braku takiej możliwości dopuszcza odprowadzanie wód opadowych na własny teren nieutwardzony, do dołów chłonnych lub do zbiorników retencyjnych”. Gospodarcze wykorzystanie deszczówki wspomniane zostało tylko raz: „W przypadku wykorzystywania wód opadowych, gromadzonych w zbiornikach retencyjnych, do spłukiwania toalet, podlewania zieleni, mycia dróg i chodników oraz innych potrzeb gospodarczych należy dla tego celu wykonać odrębną instalację, niepołączoną z instalacją wodociągową”. W przypadków systemów do wykorzystania wody opadowej w domu i ogrodzie, znaczenie ma także przepis o wprowadzaniu ścieków opadowych do wód lub ziemi, co wymaga pozwolenia wodnoprawnego oraz odpowiednio niskiej ilości zawiesin ogólnych (100 mg/l) i węglowodorów ropopochodnych (15 mg/l) (Rozporządzenie Ministra Środowiska w sprawie warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi, oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska

wodnego z dn. 18 listopada 2014 r). Spływ z dachów jest stosunkowo mało zanieczyszczony, co potwierdzają wartości w i nie wymaga oczyszczania przed wprowadzeniem do gruntu lub ziemi.

W polskim prawie brakuje przepisów i wytycznych mówiących o doborze, wymiarowaniu i projektowaniu systemów gospodarczego wykorzystania wód opadowych, dlatego projektanci chętnie korzystają z norm niemieckich np. DIN 1989- 1:2001-10. W przypadku wykorzystania wody deszczowej w systemach domowych można dokonać zgłoszenia budowy w Starostwie Powiatowym i zakładzie wodociągowym w celu wystąpienia o opomiarowanie takiej instalacji, co pozwoli na obniżenie kosztów związanych z usuwaniem wód opadowych do kanalizacji deszczowej lub ogólnospławnej.

Wykorzystanie wód opadowych w budynku wymaga wykonania dodatkowej instalacji (tzw. instalacji dualnej). Oznacza to, że do każdego z odbiorników doprowadzona jest pojedyncza instalacja, ale część z nich (toaleta, pralka) zaopatrywanych jest przez wodę deszczową, a część (prysznic, zlewozmywak) przez wodę z sieci wodociągowej. Należy zadbać o odpowiednią odporność chemiczną materiałów, z których wykonana jest instalacja oraz wyposażyć ją w odpowiednią armaturę pomiarową, regulacyjną i antyskażeniową. Istotne też jest by przybory instalacji dualnej czytelnie oznakować informując, iż woda z nich płynąca jest wodą deszczową niezdatną do picia, przyczyni się to również do rozpowszechniania i promocji tego typu rozwiązań.

Woda deszczowa z dachu budynku odprowadzana jest rurami spustowymi, wyposażonymi w filtry, następnie trafia do zbiornika, gdzie jest gromadzona. Do wewnętrznej instalacji dostarczana jest za pomocą pompy, po odpowiednim oczyszczeniu. Przykład instalacji do wykorzystania wody deszczowej w domu i ogrodzie przedstawiono na Rys. 40.

Podstawowymi urządzeniami do podczyszczania wód opadowych są filtry, których średnica oczek wkładów mieści się w przedziale 0,5 do 0,9 mm, co zapewnia stosunkowo dużą efektywność filtracji. Filtry przepływowe są przeznaczone do montażu przed zbiornikiem. Zanieczyszczenia zostają odseparowane od głównego strumienia wody deszczowej i odpływają wraz z niewielką

ilością wody do kanalizacji deszczowej, a oczyszczona deszczówka trafia do zbiornika. Natomiast filtry zbierające działają na zasadzie koszy, w których osadzają się zanieczyszczenia i przeznaczone są do montażu w dolnej części rury spustowej. Dzięki zatrzymywaniu na filtrze liści, drobnych gałązek i mchu, zapobiega się zanieczyszczeniu zbiornika substancjami organicznymi. Jako dodatkowe zabezpieczenie można zainstalować, na linii ssącej (pomiędzy zbiornikiem a pompą), filtr wypełniony wkładem o otworach wielkości np. 25  $\mu\text{m}$  lub węglem aktywnym, który poprawia właściwości organoleptyczne wody, usuwa niepożądany zapach, barwę i mętność. Jeśli wymagana jest dezynfekcja wody, można zastosować promieniowanie UV (Rogasik i Piasny 2014, AQUATECHNIKA).



Rys. 41 Filtr przepływowy McClean i filtr zbierający Rainus (AQUATECHNIKA)

Kluczowym zagadnieniem przy projektowaniu instalacji do gospodarczego wykorzystania wody opadowej jest właściwy dobór pojemności zbiornika. Jego pojemność powinna z jednej strony zapewniać wymaganą na założone cele ilość wody, z drugiej zaś nie powodować zbyt długiego okresu przetrzymywania wody (Rogasik i Piasny 2014). Stosowane są różne metody wymiarowania pojemności zbiornika:

- 5% średniego rocznego opadu,
- minimalnie 14 dniowe, a maksymalnie 30 dniowe zapotrzebowanie na wodę deszczową do spłukiwania toalet, 3 miesięczne do podlewania ogrodu,
- 1 m<sup>3</sup> zbiornika na 1 osobę korzystającą z instalacji,
- 1 m<sup>3</sup> zbiornika na 25 m<sup>2</sup> dachu, z którego zbierana jest woda opadowa.

Przy projektowaniu instalacji w dużych obiektach, zaleca się wykonanie szczegółowego bilansu dopływu wody do zbiornika w oparciu o opady dobowe i dobowe zapotrzebowanie (Sakson 2010).

Woda deszczowa powinna być magazynowana w niskiej temperaturze i bez dostępu do światła, aby ograniczyć rozwój mikroorganizmów i glonów. Dostępne w handlu zbiorniki mają różne kształty i wymiary i wykonane są z różnych materiałów: tworzyw sztucznych, betonu czy stali, przy czym najczęściej stosuje się zbiorniki polietylenowe (Rys. 42). Zbiorniki powinny być wyposażone w przelew awaryjny, dzięki któremu ewentualny nadmiar wody opadowej może być rozsączony do gruntu lub skierowany do kanalizacji deszczowej. Warto również przewidzieć możliwość dodatkowego zasilania zbiornika z sieci wodociągowej.



Rys. 42 Przykłady polietylenowych podziemnych zbiorników na deszczówkę (AQUATECHNIKA)

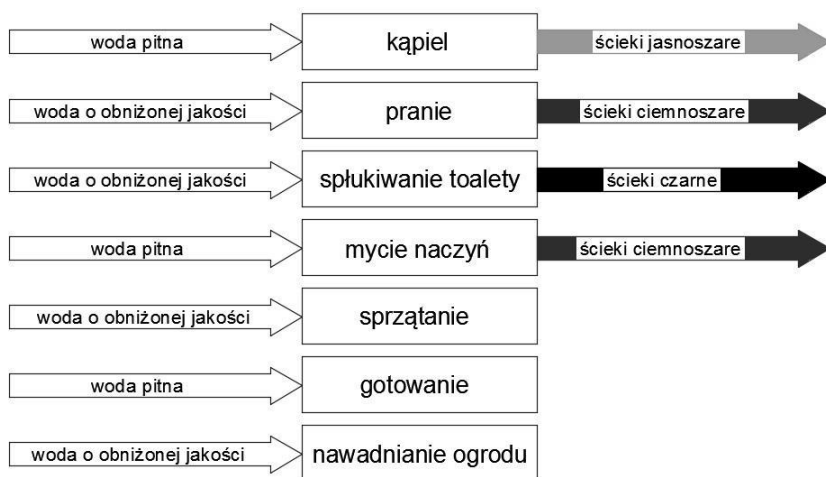
#### 4.2. Ścieki szare

Zmniejszenie zużycia wody można również osiągnąć poprzez oczyszczanie i ponowne wykorzystanie ścieków szarych. Ścieki bytowe produkowane w gospodarstwach domowych zawierają różne stężenia zanieczyszczeń w zależności od miejsca powstawania. Woda używana podczas kąpieli jest stosunkowo mało zanieczyszczona, w przeciwieństwie do ścieków pochodzących ze spłukiwania toalet. Stopień „pośredni” to ścieki z pralek automatycznych, zmywarek i zlewozmywaków. Średnie dobowe zużycie wody na mieszkańca w Polsce wynosi około 110 litrów, przy czym kąpiel pod prysznicem zużywa w granicach 50 litrów, zaś w wannie 50-100 litrów. Stąd osobne odprowadzanie i oczyszczanie wody pochodzącej z kąpieli, a następnie wykorzystanie jej np. do spłukiwania ustępów podlewania zieleni czy mycia samochodów, wydaje się zasadne.

Zgodnie z (PN-EN 12056-1:2002) ścieki szare to ścieki bytowo-gospodarcze niezawierające fekaliów i moczu. Zgodnie z Rys. 43 ścieki

szare można podzielić na mało zanieczyszczone (jasnoszare), pochodzące z umywalek, wanien i pryszniców, oraz mocno zanieczyszczone (ciemnoszare), zawierające zanieczyszczenia z pralek i zlewozmywaków kuchennych (Jaszczyszyn i Komorowska-Kaufman 2014). Według innego podziału ścieki szare definiuje się jako wody z niewielkim dodatkiem substancji odżywczych i nie zalicza do nich ścieków pochodzących z kuchni (*Kanalizacja – projektowanie, wykonanie eksploatacja* 2012). Chudzicki i Malesińska (2013) proponują przyjęcie następujących definicji:

- ścieki szare- ścieki dopływające z przyborów sanitarnych do zbiornika retencyjnego przed ich oczyszczeniem,
- woda szara- ścieki szare po procesach ich oczyszczania i dezynfekcji, gotowe do powtórnego wykorzystania w obiekcie budowlanym.



Rys. 43 Wymagana jakość wody i podział ścieków w gospodarstwach domowych. Źródło: Lipska 2013.

Skład fizyczno-chemiczny oraz biologiczny ścieków szarych różni się w zależności od źródła ich pochodzenia. Ścieki pochodzące z umywalek, wanien i pryszniców zawierają niższe stężenia zanieczyszczeń fizyczno-chemicznych, są jednak bardziej zanieczyszczone pod względem mikrobiologicznym (głównie bakteriami z grupy *Coli*) w porównaniu do innych rodzajów ścieków szarych (Jaszczyszyn i Komorowska-Kaufman 2014). Cechą wspólną ścieków szarych jest zawartość szybko rozkładalnych zanieczyszczeń

organicznych (stosunek ChZT/BZT<sub>5</sub> wynosi około 2) oraz niewielkie stężenie związków azotu (Iwanicka 2012).

Charakterystykę jakościową ścieków szarych, według Li i in. (2009) oraz Jaszczyszyn i Komorowskiej-Kaufman (2014) przedstawiono w Tabelach 11 i 12. Obydwie prace podają stosunkowo szerokie przedziały zmienności stężeń zanieczyszczeń. Li i in. (2009) analizowali dane literaturowe dotyczące składu ścieków szarych ze wszystkich kontynentów. Z kolei Jaszczyszyn i Komorowska-Kaufman (2014) ograniczyły się do krajów europejskich oraz Australii i USA, czyli do krajów rozwiniętych gospodarczo.

Tabela 11  
Charakterystyka jakościowa ścieków szarych według Li i in. (2009)

Parametr	Źródło ścieków szarych		
	Łazienka	Pranie	Kuchnia
Mętność [NTU]	33 - 240	14 - 444	nb
Zawiesina ogólna [mg/l]	43 - 120	68 - 465	235 - 720
BZT <sub>5</sub> [mg O <sub>2</sub> /l]	50 - 300	48 - 472	5 - 1460
ChZT [mg O <sub>2</sub> /l]	100 - 633	725 - 1815	26 - 1380
ChZT/BZT <sub>5</sub>	2	1,28 - 2,6	1,75 - 2,04
Azot ogólny [mg N/l]	5 - 17	0,28 - 21	40 - 74
Fosfor ogólny [mg P/l]	0,11 - 2	0 - 42	12,7 - 74
Ogólna liczba bakterii <i>Coli</i> w 100 ml	103 - 2,4 · 10 <sup>7</sup>	(8,9 - 56) · 10 <sup>8</sup>	nb
Liczba bakterii <i>Coli</i> typu kałowego w 100 ml	170 - 3300	(1,6 - 9) · 10 <sup>4</sup>	nb

nb - nie badano

Tabela 12  
Charakterystyka jakościowa ścieków szarych według Jaszczyszyn i Komorowskiej-Kaufman (2014)

Parametr	Źródło ścieków szarych	
	Łazienka	Pranie, kuchnia
Mętność [NTU]	20 - 150	40 - 210
Zawiesina ogólna [mg/l]	29 - 300	35 - 720

Parametr	Źródło ścieków szarych	
	Łazienka	Pranie, kuchnia
BZT <sub>5</sub> [mg O <sub>2</sub> /l]	20 - 539	40,8 - 1450
ChZT [mg O <sub>2</sub> /l]	100 - 795	280 - 2568
Azot ogólny [mg N/l]	3,8 - 16,4	2,75 - 35,2
Fosfor ogólny [mg P/l]	0,1 - 2	0,1 - 9,9
Ogólna liczba bakterii <i>Coli</i> w 100 ml	10 - 2,5 · 10 <sup>7</sup>	200 - 430 · 10 <sup>4</sup>
Liczba bakterii <i>Coli</i> typu kałowego w 100 ml	0,1 - 4 · 10 <sup>5</sup>	10 - 40 · 10 <sup>6</sup>

Polskie przepisy nie definiują wymagań jakościowych odnośnie stosowania wody szarej do zasilania urządzeń i punktów czerpalnych (Lipska 2013), w przeciwieństwie do innych krajów – np. Wielkiej Brytanii (norma *Greywater systems* BS 8525- 1:2010) (Tabela 13). Ścieki szare ze względu na swoje właściwości wymagają oczyszczenia przed ich ponownym użyciem. Ponadto odpływ z wanny, prysznic, umywalki czy pralki jest skażony bakteriami typu fekalnego, które podczas spłukiwania toalety mogą rozprzestrzeniać się w postaci aerozoli rozproszonych w powietrzu i doprowadzić do zainfekowania ludzi (Mucha i Jodłowski 2009). Z tego powodu oprócz oczyszczania, konieczna jest dezynfekcja (w Tabeli 13 uwzględniono chlor i brom, gdyż są to najczęściej stosowane w Wielkiej Brytanii środki do dezynfekcji wody), a szczegółowy dobór procesu technologicznego powinien być dostosowany do składu surowych ścieków szarych (Iwanicka 2012).

Tabela 13

Wartości orientacyjne dla monitoringu biologicznego i ogólnego (BS 8525- 1:2010)

Parametr	Zastosowanie		
	spłukiwanie toalet	podlewanie ogrodu	pralki automatyczne
<i>Escherichia coli</i> w 100 ml	250		0
Paciorkowce kałowe w 100 ml	100		0

Parametr	Zastosowanie		
	splukiwanie toalet	podlewanie ogrodu	pralki automatyczne
<b>Mętność [NTU]</b>	< 10	-	< 10
<b>pH [-]</b>	5 - 9,5	-	-
<b>Chlor [mg/l]</b>	< 2	< 0,5	< 2
<b>Brom [mg/l]</b>	< 5	0,0	< 5
<b>Zawiesina ogólna [mg/l]</b>	wolna od pływających zanieczyszczeń		
<b>Barwa [-]</b>	wizualnie czysta, bez nadmiernego zabarwienia		

Woda szara musi być bezpieczna dla użytkowników i środowiska, spełniać kryterium estetyczne (wolna od pływających zanieczyszczeń, bez nadmiernego zabarwienia i nieprzyjemnego zapachu), a jej wykorzystanie powinno być opłacalne finansowo (Li i in. 2008). Poprawa właściwości organoleptycznych sprzyja także większej akceptacji społecznej dla wtórnego zastosowania ścieków (Jaszczyszyn i Komarowska-Kaufman 2014).

Woda szara spełnia wymagania postawione przez Unię Europejską wodzie wykorzystywanej w basenach kąpielowych pod warunkiem, że system oczyszczania ścieków został właściwie dobrany i pracuje zgodnie z założonymi parametrami technicznymi. Jakość wody kąpielowej definiowana jest jako taka, która nie spowoduje choroby w razie przypadkowego spożycia lub długotrwałego kontaktu ze skórą. Badania wykazały, że nie ma różnicy pod względem bakteriologicznym pomiędzy ubraniami wypranymi w wodzie pitnej i wodzie o obniżonej jakości. Ponadto jest ona bezpieczna dla alergików - podczas używania wody o obniżonej jakości do prania zużywa się mniej środków piorących, gdyż jest ona miękka, co jest korzystne dla alergików (Nolde 2005).

Ścieki szare mogą być także wykorzystywane w rolnictwie i akwakulturze, jednak to rozwiązanie stosowane jest dotychczas na małą skalę. Należy jednak zauważyć, że na ścieki pochodzące ze zmywarek, pralek bądź ścieki z kuchni, na ogół nie nadają się do ponownego użycia w gospodarstwie domowym. Z drugiej strony ścieki



są bogate w substancje odżywcze pochodzące z resztek żywności i zawierają mniej patogenów niż ścieki pochodzące z łazienek. Po odpowiednim podczyszczeniu, na przykład w oczyszczalniach hydrofitowych mogą być używane do nawadniania – w ten sposób ponownie wykorzystywana jest nie tylko woda, ale również związki biogenne, co prowadzi zarówno do oszczędzania nie tylko wody, ale również nawozów.

Kolejnym sektorem, gdzie woda może być użyta ponownie jest przemysł, dla którego wytyczne i normy dotyczące jakości odzyskanej wody nie są tak rygorystyczne, jak w przypadku wody pitnej. Procesy przemysłowe, w których można wykorzystywać wodę o obniżonej jakości, to m.in. chłodzenie parowe i zasilanie kotłów.

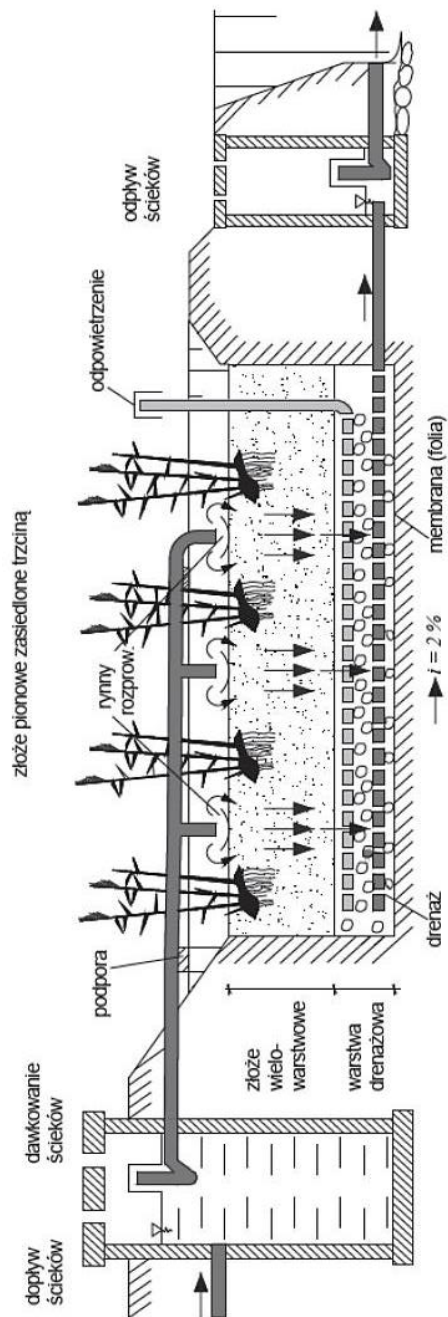
Oczyszczanie ścieków szarych obejmuje procesy mechaniczne, chemiczne i biologiczne, przy czym procesy chemiczne (np. koagulacja, wymiana jonowa, węgle aktywne) stosowane są rzadko. W większości systemów pierwszym etapem jest oddzielenie zanieczyszczeń stałych od cieczy, a cały proces zakończony jest dezynfekcją. Oczyszczanie mechaniczne ma na celu usunięcie ciał stałych i zawiesin ze ścieków przy pomocy sit, osadników i filtrów. Zasadniczym elementem jest oczyszczanie biologiczne. W Niemczech, gdzie oczyszczanie ścieków szarych zaczęto stosować już w połowie lat 90-tych XX wieku, za najbardziej skuteczne i niezawodne uważa się oczyszczalnie hydrofitowe, tarczowe złoża biologiczne i reaktory SBR. Można również stosować reaktory membranowe (Nolde 2005). Spośród wymienionych procesów dużym potencjałem wykorzystania, zwłaszcza na terenach wiejskich oraz w krajach rozwijających się (ze względu na niskie koszty i prostą obsługę), charakteryzują się oczyszczalnie hydrofitowe (Obarska-Pempkowiak i in. 2010, Obarska-Pempkowiak i in. 2012a). Do oczyszczania ścieków szarych najczęściej stosowane są złoża hydrofitowe z podpowierzchniowym pionowym przepływem ścieków VSSF (ang.: *vertical subsurface flow*) (Nolde 2005, Tuszyńska i Woch 2014) (Rys. 44). Złoże odseparowane jest od gruntu za pomocą szczelnej folii, wypełnione materiałem filtracyjnym złożonym z kilku warstw (zwykle żwirem albo luźnym piaskiem grubo- lub średnioziarnistym) i zasiedlony roślinnością wodolubną (czyli hydrofitami). Ścieki dostarczane są pulsacyjnie przy pomocy pompy

i rozprowadzane drenażem, ułożonym na powierzchni złoża. Systemy z pionowym przepływem ścieków można z powodzeniem eksploatować przez cały rok, również w warunkach zimowych. Złoża pionowe mają niskie wymagania powierzchni - powierzchnia przypadająca na 1 mieszkańca wynosi od 1,5 do 3 m<sup>2</sup> (Obarska-Pempkowiak i in. 2010).

W oczyszczalniach hydrofitowych o małych obciążeniach hydraulicznych ściekami, ewapotranspiracja może być większa niż dopływ ścieków i opady atmosferyczne, wówczas nie występuje odpływ oczyszczonych ścieków, a zanieczyszczenia są akumulowane w makrofitach. Z jednej strony ścieki szare nie są dostępne do zagospodarowania, z drugiej zaś wpływa to na poprawę mikroklimatu. (Nolde 2005, Obarska-Pempkowiak i in. 2010)

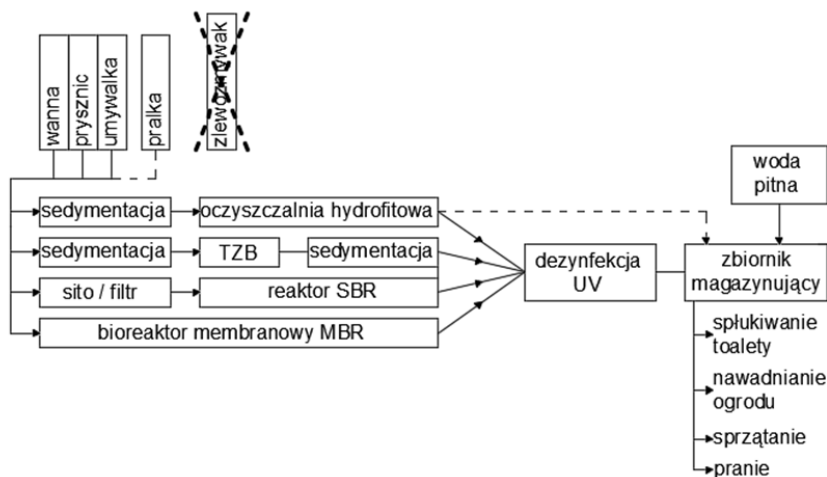
Oczyszczone ścieki szare odpowiadają jakości wody kąpieliskowej, a zatem mogą zostać wykorzystane nie tylko do nawadniania ogrodu, lecz również do spłukiwania toalet (Tuszyńska i Woch 2014). Nolde (2005) wskazuje również zastosowanie wody szarej do prania i sprzątania, pod warunkiem dodatkowej dezynfekcji promieniowaniem UV.

W polskich przepisach brakuje szczegółowych zapisów regulujących ponowne wykorzystanie ścieków szarych w budynkach (Chudzicki i Malesińska 2013, Stec i Kordana 2015). Z drugiej strony, polskie prawo nie zabrania do ponownego użycia ścieków szarych. Z tego powodu projektanci często stosują regulacje techniczne obowiązujące w innych krajach, w których można znaleźć szczegółowe dane dotyczące projektowania, montażu, monitoringu jakości wody, eksploatacji czy oznakowania instalacji (Lipska 2013).



Rys. 44. System hydrofitowy z podpowierzchniowym pionowym przepływem ścieków.  
 Źródło: Obarska-Pempkowiak i in. (2010).

Przykładem szczegółowych przepisów jest brytyjska norma (BS 8525-1:2010), gdzie może np. znaleźć wytyczne dotyczące projektowania punktów czerpalnych wody szarej, rozróżniając przy tym podejście uproszczone, które stosuje się, gdy ścieki szare mają być używane do spłukiwania toalet w pojedynczych lokalach mieszkaniowych oraz podejście szczegółowe, gdy ścieki szare zastosowane będą do spłukiwania toalet, prania, mycia samochodu czy nawadniania ogrodu. Uproszczone podejście zakłada stałe dzienne zapotrzebowanie w wysokości 25 l/osobę do spłukiwania toalety i 15 l/osobę do prania. Natomiast szczegółowe podejście rozszerza dane, odnośnie pozyskania ścieków z wanien, pryszniców, umywalk i pralek, o współczynniki użytkowania tych przyborów sanitarnych oraz niuanse takie jak maksymalna wartość załadunku pralki. Według (PN-EN 1717:2003) instalację wodociągową przesyłającą wodę pitną należy zabezpieczyć przed ryzykiem wtórnego zanieczyszczenia przez przepływ zwrotny. Ewentualne połączenia przewodów wodociągowych i instalacji do powtórnego wykorzystania ścieków szarych mogą być realizowane jedynie za pośrednictwem przerwy powietrznej (zabezpieczenia z grupy A). (Lipska 2013, Chudzicki i Malesińska 2013).



Rys. 45 Schematy systemów odzysku ścieków szarych, opracowano na podstawie Nolde (2005)

Ostateczny kształt systemu do ponownego wykorzystania ścieków szarych zależy od sposobu ich oczyszczania. Na Rys. 45

przedstawiono schematy systemów odzysku ścieków szarych stosowane w gospodarstwach domowych, według Nolde (2005). Zazwyczaj systemy do recyklingu ścieków szarych lokalizowane są w piwnicy budynku, lecz możliwa jest też ich umieszczenie na zewnątrz. Zbiorniki wykonane są z polipropylenu, a w przypadku posadowienia na zewnątrz, mogą być również betonowe. Liczba zbiorników zależy od ich wymaganej pojemności- od 200 do 1500 l/dzień, należy zainstalować dwa zbiorniki, powyżej 2500 l/dzień- system wyposażony powinien być w co najmniej trzy zbiorniki. Należy zapewnić dopływ wody wodociągowej do zbiornika magazynującego, aby uniknąć ewentualnych niedoborów, np. podczas awarii systemu. Piony i poziomy kanalizacyjne mogą być wykonane z PVC. Instalację trzeba wyposażyć w zawór umożliwiający przepływ ścieków szarych do pionu kanalizacyjnego ścieków czarnych, aby umożliwić właściwą konserwację przewodów. Zużycie energii elektrycznej jest znaczne wyższe niż przy wykorzystaniu wód opadowych, gdyż jest ona potrzebna w procesach oczyszczania ścieków szarych (np. napowietrzanie, dezynfekcja). Punkty poboru wody szarej powinny być oznakowane i zabezpieczone przed dostępem dzieci (Stadnik 2015).

#### 4.3. Przykładowe efektywności systemu do gospodarczego wykorzystania wód opadowych i ścieków szarych dla budynku jednorodzinnego

Żmijewska (2017) wyznaczyła efektywności systemu wykorzystania wód opadowych oraz ścieków szarych powstających podczas mycia i prania (bez ścieków kuchennych) w przykładowym budynku jednorodzinnym zlokalizowanym w Gdańsku. Na podstawie przyjętej struktury zużycia wody oraz liczby mieszkańców, efektywnej powierzchni dachu oraz powierzchni terenów zielonych przeznaczonych do nawadniania przy użyciu wody opadowej oszacowano jaką część zapotrzebowania na wodę może zostać pokryta przez wodę o obniżonej jakości.

### 4.3.1. Założenia

Dobowe wysokości opadu w latach 2009- 2015 otrzymano z ogródka meteorologicznego znajdującej się na terenie kampusu Politechniki Gdańskiej (meteo.pg.gda.pl) (Tabela 14).

Tabela 14  
Wysokość opadu rocznego w Gdańsku w latach 2009- 2015 (meteo.pg.gda.pl/)

<b>Rok</b>	<b>2009</b>	<b>2010</b>	<b>2011</b>	<b>2012</b>	<b>2013</b>	<b>2014</b>	<b>2015</b>
<b>Wysokość opadu [mm]</b>	661,0	780,2	564,4	744,8	515,0	515,2	572,8

Założono, że odpowiednio oczyszczona woda opadowa i woda szara będą wykorzystane do spłukiwania toalety, prania, sprzątnia i podlewania ogrodu.

Strukturę zużycia wody przyjęto na podstawie wartości podanych przez Chudzickiego i Sosnowskiego (2011), przyjmując minimalne wartości z zakresu podanych (Tabela 15). Jednostkowe zapotrzebowanie na wodę o obniżonej jakości wynosi wówczas 52 l/(M·d). Zużycie wody do podlewania ogrodu przyjęto zgodnie z Tabelą 16 oraz dodatkowo rozważono także nawadnianie 2 razy w tygodniu w okresie 15.04- 15.09.

Tabela 15  
Struktura zużycia wody w gospodarstwach domowych (Chudzicki i Sosnowski 2011)

<b>Struktura zużycia wody</b>	<b>Zużycie wody [l/(M·d)]</b>		<b>%</b>
	<b>min. ÷ max.</b>	<b>średnie</b>	
<b>Picie i gotowanie</b>	3÷5	4	3
<b>Mycie naczyń</b>	10÷15	12	10
<b>Mycie ciała</b>	10÷15	12	10
<b>Kąpiel pod prysznicem lub w wannie</b>	25÷40	33	26
<b>Spłukiwanie miski ustępowej</b>	30÷45	38	30
<b>Pranie</b>	16÷20	18	15
<b>Sprzątnanie i inne potrzeby</b>	6÷10	8	6
<b>Razem</b>	100÷150	125	100

Struktura zużycia wody	Zużycie wody [l/(M·d)]		%
	min. ÷ max.	średnie	
<b>Woda o obniżonej jakości do splukiwania, prania i sprzątania</b>	52÷75	63,5	50,8

Tabela 16

Przeciętna norma zużycia wody do podlewania ogródków przydomowych (Rozporządzenie Ministra Infrastruktury z dnia 14 stycznia 2002 r. w sprawie określenia przeciętnych norm zużycia wody)

Wyszczególnienie	Jednostka odniesienia (j.o.)	Przeciętne normy zużycia wody [l/(j.o.·d)]
<b>Ogródek przydomowy, działka rekreacyjna*</b>	m <sup>2</sup>	2,5

\* Przyjmuje się, że przeciętne podlewanie upraw odbywa się w ciągu 15 dni/m-c w okresie 15.04÷15.09.

Założono budynek jednorodzinny, wolnostojący, niepodpiwniczony o powierzchni użytkowej równej 122,8 m<sup>2</sup> (w tym powierzchnia garażu 19,2 m<sup>2</sup>), zamieszkaną przez rodzinę czteroosobową. Efektywna powierzchnia dachu o spadku 47%, pokrytego dachówką glazurowaną, wynosi 112 m<sup>2</sup>. Przyjęto powierzchnię ogrodu wynoszącą 500 m<sup>2</sup>.

Tabela 17

Charakterystyki domu jednorodzinnego przyjęte do wyznaczenia efektywności gospodarczego systemu wykorzystania wód opadowych

<b>Liczba mieszkańców</b>	4
<b>Efektywna powierzchnia dachu [m<sup>2</sup>]</b>	112
<b>Współczynnik spływu z dachu [-]</b>	0,85
<b>Zapotrzebowanie:</b>	
<b>splukiwanie toalety [m<sup>3</sup>/d]</b>	0,120
<b>pranie [m<sup>3</sup>/d]</b>	0,064
<b>sprzątanie [m<sup>3</sup>/d]</b>	0,024
<b>woda o obniżonej jakości [m<sup>3</sup>/d]</b>	0,208

### 4.3.2. Wykorzystanie wody deszczowej

Ilość wody opadowej  $VD$  [ $m^3$ ], którą można pozyskać rocznie obliczono ze wzoru:

$$VD = h \cdot 0,001 \cdot A \cdot \psi \quad (2)$$

gdzie:

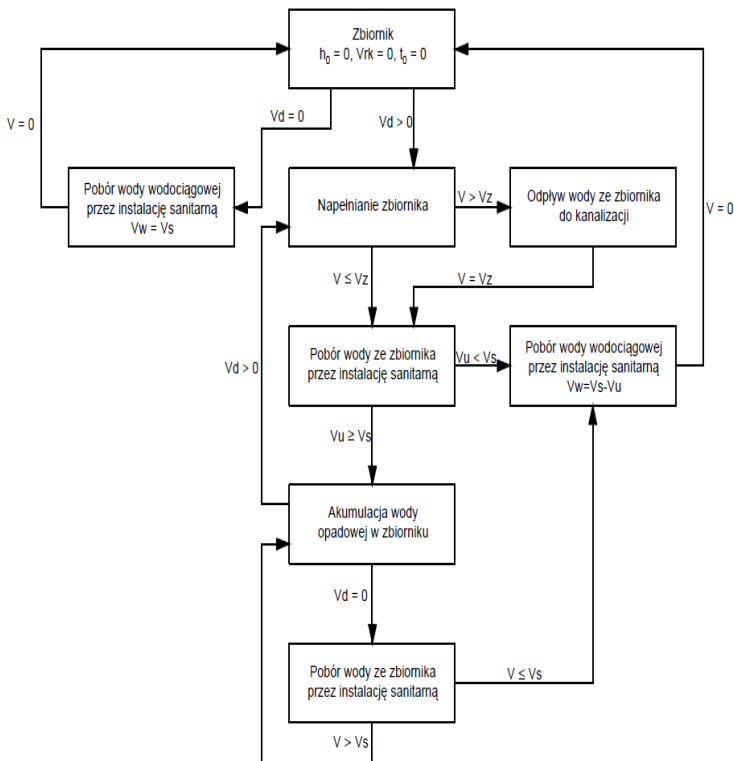
$h$ - średnia roczna wysokość opadu [ $mm$ ],

$A$  - efektywna powierzchnia dachu [ $m^2$ ],

$\psi$  - współczynnik spływu pokrycia dachowego [-].

Ilość wody opadowej możliwej do pozyskania w ciągu roku wyniosła około  $59 m^3$ , to jest 78% rocznego zapotrzebowania na wodę o obniżonej jakości.

Analizę funkcjonowania instalacji do gospodarczego wykorzystania wód opadowych przeprowadzono na podstawie modelu symulacyjnego sformułowanego przez (Słyś 2006) (Rys. 46).



Rys. 46. Algorytm działania systemu do gospodarczego wykorzystania wody opadowej. Źródło: Słyś (2009).



Oznaczenia:

- V<sub>d*i*</sub>- objętość wody opadowej dopływającej do zbiornika w dniu i- tym [m<sup>3</sup>]
- V<sub>i</sub>- objętość wody opadowej retencjonowanej w zbiorniku w i- tym dniu [m<sup>3</sup>]
- V<sub>r*k*</sub>- objętość wody opadowej retencjonowanej w zbiorniku po poborze przez instalację w i- tym dniu [m<sup>3</sup>]
- V<sub>w*i*</sub>- objętość wody wodociągowej doprowadzonej do instalacji w i- tym dniu [m<sup>3</sup>]
- V<sub>u*i*</sub>- objętość dopływu wód opadowych ze zbiornika retencyjnego do przyborów w i-tym dniu [m<sup>3</sup>]
- V<sub>k*i*</sub>- objętość odpływu do kanalizacji w i- tym dniu [m<sup>3</sup>]

Efektywność systemu do gospodarczego wykorzystania wód opadowych określa parametr E [%], oznaczający oszczędność wody z systemu wodociągowego wynikającą z zastąpienia jej wodą opadową. Wartość tego parametru określono z zależności (Słyś 2013):

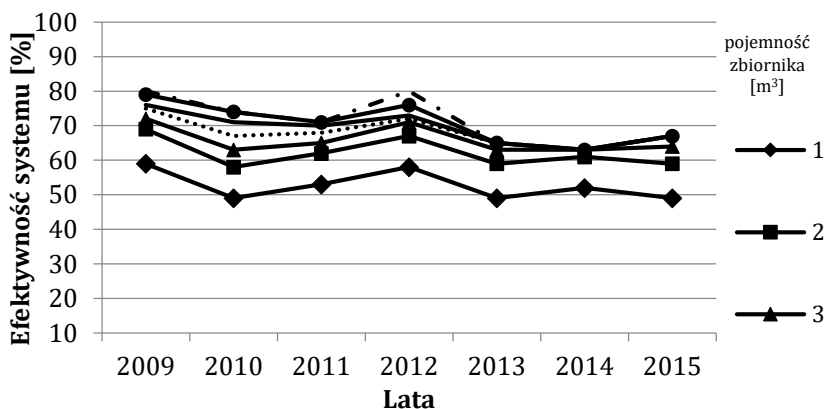
$$E = \frac{\sum V_{u_i}}{\sum V_{o_i}} \cdot 100 \quad (3)$$

gdzie:

V<sub>u*i*</sub>- objętość dopływu wód opadowych ze zbiornika retencyjnego do przyborów w i- tym dniu [m<sup>3</sup>],

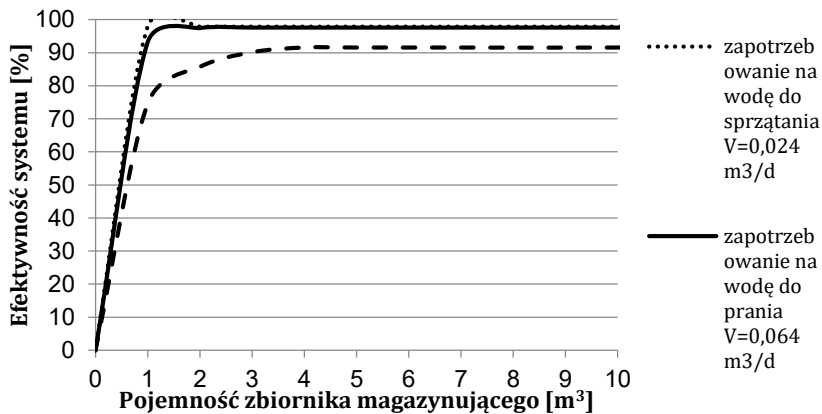
V<sub>o*i*</sub>- zapotrzebowanie na wodę o obniżonej jakości w i- tym dniu [m<sup>3</sup>]

Efektywność przykładowego systemu dla budynku jednorodzinnego analizowanego przez Żmijewską (2017), dla różnych pojemności zbiornika magazynującego wody opadowe, pokazano na Rys 47.



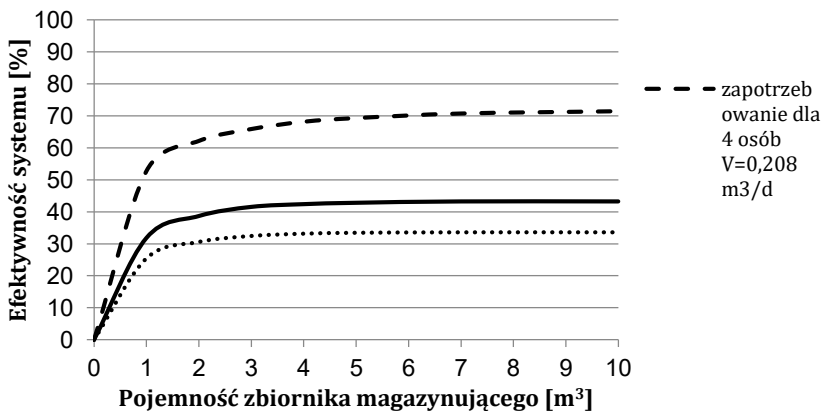
Rys. 47 Efektywność systemu gospodarczego wykorzystania wód opadowych dla domu jednorodzinnego i zapotrzebowania na wodę o obniżonej jakości V=0,208 m<sup>3</sup>/d w zależności od pojemności zbiornika magazynującego. Źródło: Żmijewska (2017)

Efektywność zaspokojenia poszczególnych potrzeb przez wodą opadową w przykładowym budynku zilustrowano na Rys. 48. Możliwe jest całkowite zaspokojenie zapotrzebowania na wodę do prania lub sprzątania, natomiast zapotrzebowanie na wodę do spłukiwania toalet może zostać pokryte przez wodę opadową w 92%.



Rys. 48 Efektywność systemu gospodarczego wykorzystania wód opadowych do różnych celów dla okresu 7 lat w domu jednorodzinnym Źródło: Żmijewska (2017)

Przeanalizowano również dwa warianty nawadniania ogrodu- 15 dni w miesiącu (zgodnie z Rozporządzeniem Min. Infrastruktury z dn. 14 stycznia 2002 r. w sprawie określenia przeciętnych norm zużycia wody) oraz 8 dni w miesiącu w okresie 15.04-15.09, efektywność systemu spada wówczas do odpowiednio 34% i 43%.



Rys. 49 Efektywność systemu gospodarczego wykorzystania wód opadowych do różnych celów dla okresu 7 lat w domu jednorodzinnym Źródło: Żmijewska (2017).

### 4.3.3. Wykorzystanie wody szarej

Ilość wody szarej VS [m<sup>3</sup>] możliwej do pozyskania w ciągu doby obliczono z zależności:

$$VS = O \cdot (V_{mc} + V_{kpw} + V_{pr}) \cdot \eta \quad (4)$$

gdzie:

O- liczba mieszkańców [-],

$V_{mc}$  - objętość ścieków szarych powstających podczas mycia ciała w i-tym dniu [m<sup>3</sup>],

$V_{kpw}$  - objętość ścieków szarych powstających podczas kąpieli pod prysznicem lub w wannie w i- tym dniu [m<sup>3</sup>],

$V_{pr}$  - objętość ścieków szarych powstających podczas prania w i- tym dniu [m<sup>3</sup>],

$\eta$  - sprawność systemu odzysku ścieków szarych [-] (przyjęto 0,9).

W obliczeniach nie uwzględniono godzinowej i dobowej nierównomierności rozbioru wody w instalacji sanitarnej. Obliczono, że w przypadku czteroosobowej rodziny ilość dziennie produkowanych ścieków szarych wynosi 0,18 m<sup>3</sup>.

Efektywność systemu odzysku ścieków szarych obliczono w sposób analogiczny do efektywności systemu do gospodarczego wykorzystania wód opadowych. Analizowano efektywność recyklingu ścieków jasnoszarych, ciemnoszarych oraz ścieków szarych (jasnoszare i ciemnoszare łącznie), z wykluczeniem ścieków kuchennych. Wyniki przedstawiono w Tabeli 18. Stwierdzono, że ścieki szare mogą zaspokoić zapotrzebowanie na wodę o obniżonej jakości w 89%.

Tabela 18  
Efektywność systemu odzysku ścieków szarych dla różnych celów w gospodarstwie domowym

Rodzaj zapotrzebowania	Efektywność [%]		
	Ścieki jasnoszare	Ścieki ciemnoszare	Ścieki szare
<b>Splukiwanie toalety</b>	100	48	100
<b>Pranie</b>	100	90	100
<b>Sprzątanie</b>	100	100	100
<b>Woda o obniżonej jakości</b>	61	28	89

#### 4.3.4. Zintegrowane wykorzystanie wody opadowej i ścieków szarych

Wyniki przeprowadzonych obliczeń wykazały, że ani woda deszczowa ani woda szara osobno nie pokrywają całości zapotrzebowania na wodę o obniżonej jakości w analizowanym budynku jednorodzinny (Żmijewska 2017). Wyniki obliczeń przedstawiono w Tabeli 19. Równocześnie stwierdzono, że przy zastosowaniu systemu zintegrowanego możliwe jest całkowite zaspokojenie zapotrzebowania na wodę o obniżonej jakości (bez uwzględnienia nawadniania ogrodu).

Tabela 19  
Efektywność gospodarczego wykorzystania wód opadowych i ścieków szarych w gospodarstwach domowych

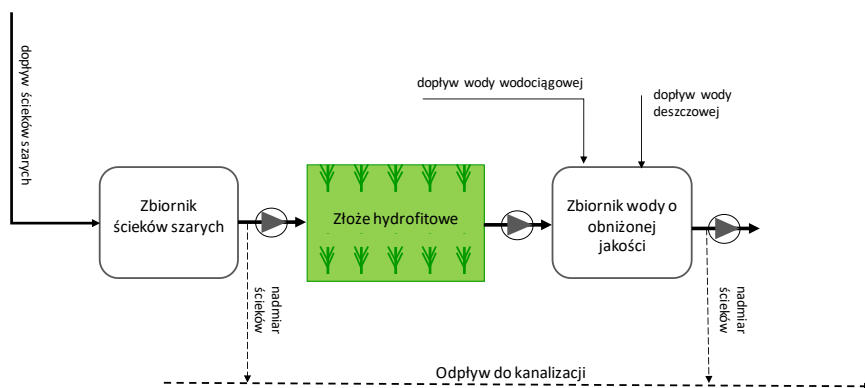
Zapotrzebowanie	Efektywność [%]					
	Woda deszczowa	Ścieki jasnoszare	Ścieki ciemnoszare	Ścieki szare	Woda deszczowa i ścieki jasnoszare	Woda deszczowa i ścieki szare
Woda o obniżonej jakości	69 <sup>1)</sup>	61	28	89	100 <sup>3)</sup>	100 <sup>3)</sup>
Woda o obniżonej jakości + nawadnianie ogrodu	43 <sup>2)</sup>	34	16	50	77	93
Woda o obniżonej jakości + nawadnianie ogrodu	34 <sup>2)</sup>	27	12	39	61	73

<sup>1)</sup> Efektywność przy pojemności zbiornika 5 m<sup>3</sup>

<sup>2)</sup> Efektywność przy pojemności zbiornika 10 m<sup>3</sup>

<sup>3)</sup> W przypadku, gdy efektywność sumaryczna przekracza 100%, przyjęto 100%

Przykładowy system zintegrowany, wykorzystujący wodę opadową oraz wodę szarą w budynku mieszkalnym przedstawiono na Rys. 50. Zbiornik ścieków szarych powinien mieć pojemność zdolną pomieścić dobową produkcję ścieków szarych oraz wspólny zbiornik, w którym magazynowana jest woda szara i woda opadowa. W przypadku budynku jednorodzinnego rozwiązanie zintegrowane umożliwia (teoretycznie) pokrycie całości dobowego zapotrzebowania na wodę o obniżonej jakości (bez podlewania ogrodu), niezależnie od tego czy wykorzystywane są tylko ścieki jasnoszare, czy ścieki szare (łącznie jasnoszare i ciemnoszare). Jednak w praktyce sprawność systemu może być niższa, na przykład podczas długich okresów bezdeszczowych.



Rys. 50 Przykładowy schemat systemu zintegrowanego, opracowanie własne na podstawie Stec (2015).

## 5. OCZYSZCZALNIE HYDROFITOWE JAKO FUNKCJONALNY ELEMENT ZIELONEJ INFRASTRUKTURY NA TERENACH ZURBANIZOWANYCH

Oczyszczalnie hydrofitowe (ang. *constructed wetland*) są to obiekty, których praca symuluje warunki hydrauliczne oraz siedliskowe naturalnych ekosystemów bagiennych (Obarska-Pempkowiak i in. 2010). Projektowane są w postaci filtrów żwirowo-piaskowych (obiekty o przepływie podpowierzchniowym) lub stawów (obiekty o przepływie powierzchniowym), zasiedlonych roślinami wodnymi i wodolubnymi – hydrofitami. W oczyszczalniach hydrofitowych, podobnie jak na naturalnych obszarach podmokłych (ang. *wetland*), zachodzą różnorodne procesy fizyczno-chemiczne oraz biologiczne, które sprzyjają rozkładowi zanieczyszczeń organicznych, przemianom związków azotu oraz wiązaniu zanieczyszczeń specyficznych, np. adsorpcji metali ciężkich czy trwałych zanieczyszczeń organicznych. W procesach oczyszczania biorą udział wszystkie elementy systemu hydrofitowego. Na ziarnach wypełnienia złoża zachodzi adsorpcja, wymiana jonowa, a dodatkowo rozwija się biofilm. Bakterie są odpowiedzialne za rozkład zanieczyszczeń organicznych, nityfikację azotu amonowego, a następnie denityfikację azotanów. Najważniejszym zadaniem roślin zasiedlających oczyszczalnie hydrofitowe jest transport tlenu do strefy korzeniowej – wiele gatunków hydrofitów, na przykład trzcina pospolita, posiada zdolność przewodzenia tlenu do części podziemnych – korzeni i kłączy, dzięki specjalnej tkance zwanej aerenchymą. W rezultacie w podłożu gruntowym powstają jednocześnie strefy tlenowe, anaerobowe oraz anoksyiczne, co umożliwia jednoczesny przebieg tlenowych i beztlenowych procesów usuwania zanieczyszczeń. W pewnym stopniu rośliny pobierają również azot i fosfor (choć ich bezpośredni udział w usuwaniu biogenów jest niewielki). Mogą również pobierać metale ciężkie (Obarska-Pempkowiak i in. 2005, Wojciechowska i Obarska-Pempkowiak 2008, Vymazal i in. 2007, Wojciechowska i Gajewska

2013). Dodatkowo dzięki procesom transpiracji następuje przemiana części wody w stan gazowy, co jest korzystne z punktu widzenia obiegu wody w przyrodzie. W okresie letnim trzcina pospolita może uwalniać do atmosfery od 4 do 8 mm wody w ciągu doby (Obarska-Pempkowiak i in. 2010).

Oczyszczalnia hydrofitowa jest w rzeczywistości rodzajem reaktora biologicznego, zaprojektowanego na wzór naturalnego mokradła; zachodzą w niej takie same procesy jak w naturalnych obszarach podmokłych, zaś wskutek odpowiedniego zaprojektowania systemu procesy te mogą być zintensyfikowane. Są to zatem obiekty doskonale wpisujące się w pojęcie rozwiązań oparte na naturze (NBS – *Nature Based Solutions*), jak również mogą z powodzeniem stanowić element Zielonej Infrastruktury. Zgodnie z definicją Zielonej Infrastruktury, którą zaproponowała Nivala i in. (2018), rozwiązania tego typu powinny spełniać funkcje ekosystemów zaklasyfikowane do przynajmniej dwóch kategorii. W przypadku oczyszczalni hydrofitowych, niezależnie od ich rodzaju i przeznaczenia, bez trudu można te funkcje wymienić. Zazwyczaj budowane są przede wszystkim z myślą o funkcji regulującej (oczyszczanie wody lub ścieków), ale z samego założenia stanowią też ekosystem zapewniający np. bioróżnorodność oraz wspomagają obieg wody, materii organicznej i substancji biogennej (funkcja wspomagająca). Niektóre obiekty pełnią dodatkowo jeszcze inne funkcje, na przykład zaopatrzeniową, jeśli zasiedlające je hydrofity są zbierane i spalane (biomasa), albo używane do wyplatania koszyków. W niektórych wypadkach systemy hydrofitowe pełnią też funkcję kulturową: edukacyjną lub rekreacyjną (Pedersen i in. 2019).

Oczyszczalnie hydrofitowe stosowane są od mniej więcej 40 lat i mają bardzo wiele zastosowań. Warto podkreślić, że nadają się do usuwania zanieczyszczeń zarówno ze źródeł punktowych, jak i obszarowych (Obarska-Pempkowiak i in. 2007, Kadlec i Wallace 2009, Masi i in. 2018). Są stosowane do oczyszczania ścieków bytowych i ścieków komunalnych (Obarska-Pempkowiak i in. 2015, Paruch i in. 2011, Vymazal 2009, Józwiakowski 2012), spływów opadowych (Gajewska i in. 2015, Adyel i in. 2016, Walaszek i in. 2018), ścieków z przelewów burzowych na kanalizacji ogólnospławnej (Masi

i in. 2017), ścieków przemysłowych, np. z przetwórstwa spożywczego (Dąbrowski i in. 2017, Tatoulis i in. 2016), a także do oczyszczania odcieków ze składowisk odpadów (Wojciechowska i Waara 2011, Wojciechowska 2013, Wojciechowska i in. 2017b, Wojciechowska 2017). Inne zastosowania to odwadnianie i stabilizacja osadów ściekowych (Kołęcka i in. 2018) lub fitoremediacja osadów pochodzących z bagrowania kanałów i zbiorników retencyjnych. Rodzajem systemu hydrofitowego są również strefy buforowe wzdłuż cieków, służące do ograniczania spływu zanieczyszczeń, głównie biogenów, ze źródeł obszarowych (Obarska-Pempkowiak i in. 2012b, Matej-Łukowicz i in. 2016, Vymazal i Březinová 2015). Różnorodność zastosowań oczyszczalni hydrofitowych, ich skuteczność, naturalny wygląd oraz funkcje ekosystemowe, które pełnią, sprawiają, że w wielu wypadkach mogą z powodzeniem zastępować konwencjonalną, „szarą” infrastrukturę na obszarach zurbanizowanych (Griessler Bulc i in. 2012). W kolejnych rozdziałach omówione zostaną niektóre z tych zastosowań wraz z przykładami.

### 5.1. Oczyszczanie spływów opadowych

W przypadku oczyszczania wód opadowych oraz spływów powierzchniowych występuje kilka problemów, które utrudniają odpowiednie zaprojektowanie systemu, tak aby działał niezawodnie i z wysoką skutecznością. Wśród tych problemów można wymienić:

- nieregularność występowania zjawisk opadowych;
- konieczność przyjęcia obliczeniowego natężenia opadu o określonym prawdopodobieństwie wystąpienia do wymiarowania urządzeń – z założenia nie można oczyścić spływów spowodowanych wystąpieniem opadów ekstremalnych;
- konieczność zapewnienia odpowiedniej pojemności retencyjnej;
- stężenia zanieczyszczeń w spływach spowodowanych opadami są bardzo zmienne – występuje zjawisko tzw. pierwszej fali spływu (spłukiwanie zanieczyszczeń nagromadzonych na terenie zlewni podczas okresu pomiędzy opadami), a dodatkowo stężenia zanieczyszczeń w spływach wywołanych



różnymi epizodami opadowymi mogą się znacznie różnić między sobą (np. sezonowo).

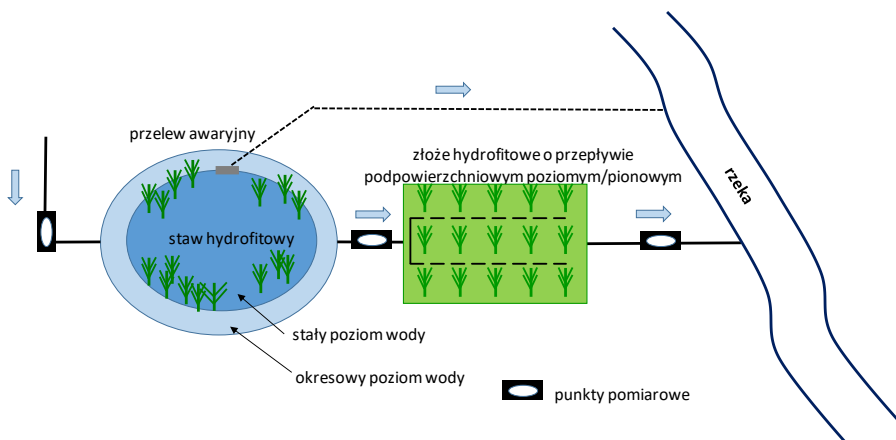
Konwencjonalne urządzenia do oczyszczania wód opadowych to separatory substancji ropopochodnych i osadniki. W urządzeniach tych usuwane są węglowodory ropopochodne (na drodze flotacji) oraz zawiesiny (na drodze sedimentacji). Obowiązek usuwania tych dwóch rodzajów zanieczyszczeń z wód opadowych wynika z Rozporządzenia Min. Środowiska z dn. 18 listopada 2014 (Dz.U. 2014 poz. 1800), które określa dopuszczalne stężenia węglowodorów ropopochodnych ( $15 \text{ mg/dm}^3$ ) i zawiesiny ogólnej ( $100 \text{ mg/dm}^3$ ). Wraz z sedimentacją zawiesin w pewnym stopniu usuwane są również inne zanieczyszczenia, które są zaadsorbowane na powierzchni jej cząstek, np. metale ciężkie czy zanieczyszczenia organiczne. Od dłuższego czasu podkreśla się, że spływy opadowe oprócz zawiesin i substancji ropopochodnych zawierają o wiele więcej zanieczyszczeń (ich stężenia zależą głównie od sposobu zagospodarowania zlewni), które w typowych rozwiązaniach (osadniki, zbiorniki retencyjne, separatory) są usuwane w niewystarczającym stopniu. Ze względu na zmienny skład i natężenie spływu wód opadowych nie jest to zadanie łatwe – nie można na przykład zastosować konwencjonalnych metod biologicznego oczyszczania. Natomiast bardzo dobre efekty usuwania zanieczyszczeń można osiągnąć w obiektach Zielonej Infrastruktury, na przykład w ogrodach deszczowych i w oczyszczalniach hydrofitowych. Te ostatnie od wielu lat z powodzeniem wykorzystywane są do oczyszczania wód opadowych z dróg szybkiego ruchu (Shutes i in. 1999, Revitt i in. 2004), a nawet spływów opadowych z lotnisk, które szczególnie w okresie zimowym zawierają bardzo wysokie stężenia środków służących do odladzania powierzchni pasów startowych i samolotów.

#### 5.1.1. Spływy opadowe z terenów miejskich

Systemy hydrofitowe mogą być również wykorzystywane do oczyszczania wód opadowych z kanalizacji deszczowej przed ich odprowadzeniem do odbiornika. Typowa konfiguracja systemu hydrofitowego stosowanego do oczyszczania wód opadowych została przedstawiona na Rys. 51. Oczyszczanie jest dwustopniowe: pierwszy

stopień stanowi staw hydrofitowy, natomiast drugi stopień to złożo hydrofitowe o przepływie poziomym albo pionowym. W pierwszym stopniu oczyszczania usuwane są zawiesiny oraz następuje flotacja i ewentualna fotodegradacja substancji ropopochodnych. Na złożo hydrofitowym zachodzą fizyczno-chemiczne i biologiczne procesy usuwania zanieczyszczeń, takie jak filtracja, adsorpcja i biodegradacja.

W badaniach prowadzonych we Francji (Schmitt i in. 2015) porównano skuteczność usuwania zanieczyszczeń z wód opadowych, stosując trzy różne konfiguracje systemu hydrofitowego. Pierwszym stopniem oczyszczania w każdej konfiguracji był staw hydrofitowy, natomiast w drugim stopniu stosowano złożo o przepływie poziomym (HSSF) lub pionowym (VSSF); dodatkowo zastosowano dwa warianty obciążenia hydraulicznego złoża pionowego oraz różne wymiary złoża. Charakterystykę trzech testowanych konfiguracji przedstawiono w Tabeli 20, a schemat systemu – na Rys. 51.



Rys. 51 System hydrofitowy do oczyszczania wód opadowych na terenie zurbanizowanym. Opracowanie własne na podstawie Schmitt i in. (2015).

Tabela 20

Charakterystyka trzech konfiguracji systemu hydrofitowego do usuwania zanieczyszczeń z wód opadowych w badaniach prowadzonych we Francji (Schmitt i in. 2015)

	Charakterystyka	Konfiguracja		
		1	2	3
Zlewnia	Powierzchnia całkowita [m <sup>2</sup> ]	27 000	12 200	18 000
	Rodzaj zagospodarowania	miejska	miejska	miejska
Staw hydrofitowy	Powierzchnia [m <sup>2</sup> ]	31	22	18
	Wymiary [m]	9 x 7	7 x 5	5,5 x 5
Złoże hydrofitowe	Powierzchnia [m <sup>2</sup> ]	90	480	100
	Wymiary [m]	15 x 7,5	42 x 7	25 x 5
	Rodzaj złoża	pionowe	poziome	pionowe
	Przewodność hydrauliczna w warunkach saturacji [m/s]	5·10 <sup>-4</sup>	5·10 <sup>-3</sup>	5·10 <sup>-5</sup>
	Obciążenie hydrauliczne [m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> rok]	60	-	30
	Wysokość złoża [m]	0,65-0,7	0,55	0,65 – 0,7

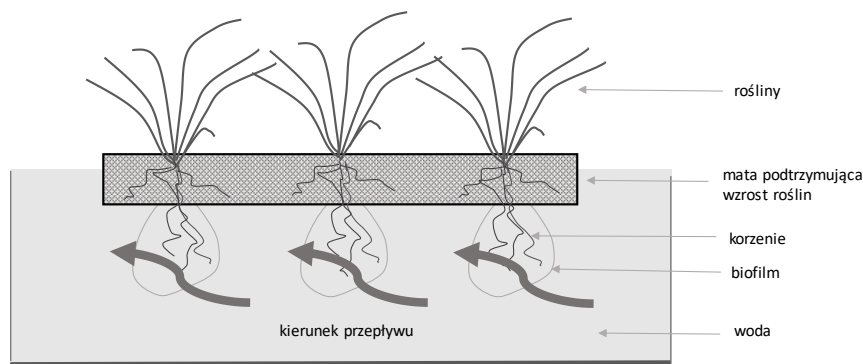
Złóża hydrofitowe zostały obsadzone trzcina pospolitą (*Phragmites australis*). W celu uniknięcia deficytów wody w okresach suchych, co mogłoby być przyczyną wystąpienia stresu wodnego u roślin, w złożach pionowych zapewniono stałą saturację dolnej warstwy wypełnienia. Grubość warstwy była regulowana i wynosiła od 23 do 70 cm.

Dla wszystkich testowanych konfiguracji stwierdzono wysoką skuteczność usuwania zawiesiny ogólnej, materii organicznej, substancji biogennej oraz wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych i metali ciężkich. Odnotowano wprawdzie dość duże wahania efektywności dla różnych epizodów opadowych, jednak stężenia zanieczyszczeń na odpływie oraz osiągnięta efektywność bez

problemu spełniają wymagania stawiane we Francji (Schmitt i in. 2015).

Stosunkowo nowym rozwiązaniem przyczyniającym się do poprawy jakości wody opadowej gromadzonej w zbiornikach retencyjnych są pływające oczyszczalnie hydrofitowe (CFW – ang. *Constructed Floating Wetland*), czyli pływające wyspy zasiedlone hydrofitami. Jest to rozwiązanie łatwe do zastosowania w istniejących zbiornikach retencyjnych gromadzących wody opadowe, również w zbiornikach betonowych, pozbawionych roślinności. Oczyszczalnie typu CFW składają się z pływającej maty, podtrzymującej wzrost roślin, których korzenie unoszą się w toni wodnej (Rys. 52). Maty wykonane są często z wyplatanych tworzyw sztucznych, np. PE. Dodatkową wyporność uzyskuje się przyczepiając do mat pływaki lub wstrzykujących syntetyczne pianki. Na powierzchni pływającej maty ułożona jest warstwa substratu organicznego (np. włókien kokosowych), która ułatwia rozwój roślin. Oczyszczalnie pływające są najczęściej zakotwiczone w miejscach, gdzie rośliny mają kontakt z najbardziej zanieczyszczonymi strumieniami wody, z łatwym dostępem do kontroli i czynności eksploatacyjnych (Walker i in. 2017).

Najważniejszą rolę w procesach oczyszczania odgrywają korzenie roślin, których długość może dochodzić nawet do 3 m (Walker i in. 2017). Woda przepływająca przez strefę unoszących się korzeni napotyka na opór, w skutek czego następuje zmniejszenie prędkości przepływu. Dzięki temu następuje wzmożona sedymentacja zawieszin i zgromadzonych na ich cząstkach zanieczyszczeń. Dodatkową korzenie działają jak rodzaj filtra oraz rozwija się na nich błona biologiczna (biofilm). W rezultacie w matrycy unoszących się w wodzie korzeni zachodzą procesy takie jak filtracja, pobór biogenów przez rośliny i sekwestracja zanieczyszczeń; istnieją tam również dogodne warunki dla procesu denitryfikacji.



Rys. 52 Schemat pływającej oczyszczalni hydrofitowej (CFW – *Constructed Floating Wetland*). Opracowanie własne na podstawie Walker i in. (2017).

W ciągu ostatnich 10 lat obserwuje się wzrost zainteresowania obiektami CFW, przy czym głównie badania wykonywane są na obiektach w skali laboratoryjnej. Badania wykonywane na obiektach w skali technicznej, pracujących na zbiornikach retencyjnych o powierzchni co najmniej 100 m<sup>2</sup>, wskazują na duże zróżnicowanie efektywności pracy obiektów (Walker i in. 2017, Borne in. 2013, Winston i in. 2013).

Widok przykładowego obiektu CFW w miejscowości Bongaree na wyspie Bribie w Queensland w Australii przedstawiono na Rys. 53. Obiekt znajduje się na zbiorniku retencyjnym o powierzchni około 5000 m<sup>2</sup>, którego zlewnia ma powierzchnię 7,46 ha. Na terenie zlewni znajduje się zabudowa jednorodzinna. Oczyszczalnia CFW ma powierzchnię 101 m<sup>2</sup>, co stanowi około 0,14% powierzchni zlewni (Walker i in. 2017). Powierzchnia obiektu jest niewielka w stosunku do powierzchni zlewni – na ogół powierzchnie obiektów bioretencyjnych stanowią 1-2% powierzchni zlewni, a w przypadku oczyszczalni hydrofitowych nawet 4-8%.

Wody opadowe z ulic odprowadzane są przez wpusty deszczowe do systemu kanalizacyjnego, z którego głównym kanałem odpływają do zbiornika retencyjnego. Strumień dopływowy jest kierowany do obiektu CFW za pomocą kurtyn wykonanych z PVC, przytwierdzonych do dna i ścian zbiornika retencyjnego. Obiekt CFW ma budowę modułową – składa się z 11 modułów o powierzchni 9,2 m<sup>2</sup>. Na macie wykonanej z polietylenu metodą natryskową i dodatkowo wypełnionej syntetyczną pianką w celu uzyskania większej wytrzymałości, znajduje się warstwa substratu organicznego, na

której posadzono turzycę (*Carex appresa*). Gęstość nasadzeń wynosiła 3 sadzonki na m<sup>2</sup>. Wzdłuż kierunku przepływu wykonano nieprzepuszczalne przegrody, aby zagwarantować, że cała objętość wody deszczowej doprowadzanej do zbiornika przepływa przez oczyszczalnię.



Rys. 53 Widok pływającej oczyszczalni hydrofitowej, Bongaree, Queensland, Australia. Źródło: Walker i in. (2017).

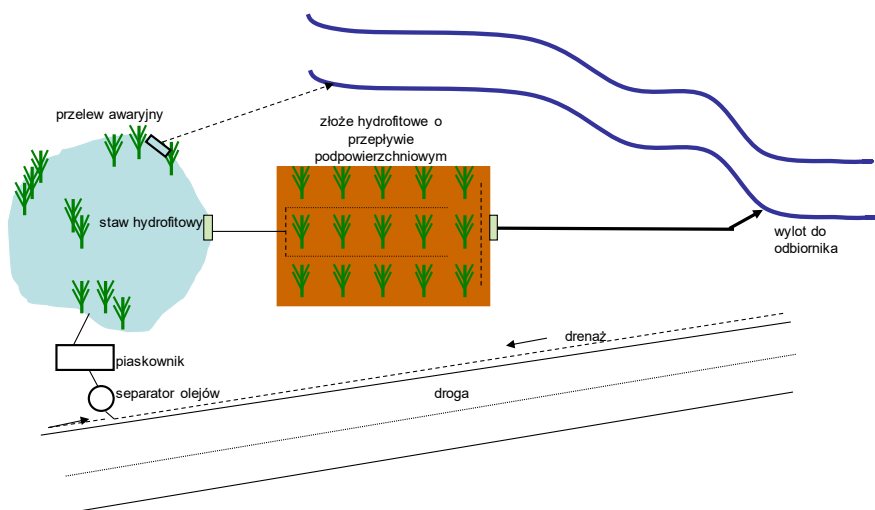
Skuteczność usuwania zanieczyszczeń w obiekcie w Bongaree zmieniała się w bardzo szerokim zakresie, o czym świadczą bardzo wysokie wartości odchyleń standardowych. Efektywność usuwania zawiesiny ogólnej wynosiła  $58\% \pm 29\%$ , fosforu ogólnego  $33\% \pm 33\%$ , azotu amonowego  $45\% \pm 140\%$  (Walker i in. 2017). Jest to rozwiązanie mniej skuteczne od klasycznych oczyszczalni hydrofitowych do oczyszczania wód opadowych. Jednak można rozważyć instalację tego typu rozwiązań w przypadku istniejących zbiorników retencyjnych w celu poprawy skuteczności usuwania zanieczyszczeń.

### 5.1.2. Spływy z dróg szybkiego ruchu

Zastosowanie oczyszczalni hydrofitowych do oczyszczania wód opadowych z dróg szybkiego ruchu i autostrad sięga lat 90-tych XX wieku. Systemy tego typu budowano m.in. w Wielkiej Brytanii, Holandii, Słowenii oraz Norwegii. Shutes i in. (1999) sformułowali wytyczne dotyczące projektowania i budowy systemów hydrofitowych do oczyszczania wód opadowych z dróg szybkiego ruchu, na podstawie doświadczeń brytyjskich. Wstępne elementy oczyszczania to separator substancji ropopochodnych oraz piaskownik. Kolejny element to zbiornik retencyjny, który oprócz pojemności retencyjnej ma również zapewnić sedymentację zawiesin. Typowy zbiornik retencyjny może

zostać zastąpiony stawem hydrofitowym, który posiada zmienną głębokość oraz porośnięty jest roślinami wodnymi i wodolubnymi (Wojciechowska i in. 2015, Wojciechowska i in. 2017a); takie rozwiązanie sprzyja procesom biologicznego rozkładu zanieczyszczeń. Zalecana przez Shutes i in. (1999) pojemność retencyjna stawu hydrofitowego wynosi 100 m<sup>3</sup>/ha zlewni, przy czym w przypadku dużej dostępności terenu pojemność można zwiększyć w celu przejęcia spływów powodziowych. Zasadniczy element systemu oczyszczania to złożo hydrofitowe o przepływie podpowierzchniowym: pionowym lub poziomym. Zgodnie z zaleceniami Shutes i in. (1999) złożo hydrofitowe projektuje się na opad o prawdopodobieństwie 100%. Dla przyjętego natężenia opadu obliczeniowego czas zatrzymania powinien wynosić minimum 30 minut, a maksymalnie 24 godziny. Przy dłuższych czasach zatrzymania osiągnięta jest wyższa efektywność usuwania zanieczyszczeń. Obciążenie hydrauliczne nie powinno przekraczać 1 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup> d. Optymalna prędkość w strefie wlotowej powinna wynosić od 0,3 do 0,5 m/s; nie powinna przekraczać 0,7 m/s, gdyż może nastąpić uszkodzenie roślin (Shutes i in. 1999). W przypadku wystąpienia natężeń opadów przekraczających przyjęte do obliczeń, część wód opadowych odpływających ze zbiornika retencyjnego powinna być kierowana bezpośrednio do odbiornika przez przelew awaryjny, aby zabezpieczyć złożo hydrofitowe przed uszkodzeniem w wyniku zbyt dużego natężenia przepływu (Wojciechowska 2010). Schemat przykładowego systemu pokazano na Rys. 54.

Podawane w literaturze efektywności usuwania zanieczyszczeń z wód opadowych pochodzących z dróg szybkiego ruchu w systemach hydrofitowych są wysokie i kształtują się na poziomie 80% - 90% dla azotu amonowego i zawiesiny ogólnej (Carleton i in. 2001, Revitt i in. 2004). W oczyszczalniach hydrofitowych oczyszczających spływy z dróg szybkiego ruchu, następuje także retencja metali ciężkich oraz substancji ropopochodnych (Mungur i in. 1995, Thurston 1999).



Rys. 54 System hydrofitowy do oczyszczania spływów wód opadowych z dróg szybkiego ruchu według Shutes i in. (1999) (opracowanie własne)

### 5.1.3. Spływy z terenów lotnisk

Transport lotniczy jest bardzo szybko rozwijającym się sektorem transportu. Porty lotnicze zlokalizowane na obrzeżach dużych miast zajmują ogromne powierzchnie uszczelnionych terenów. Spływy powierzchniowe z tych terenów zawierają zanieczyszczenia takie jak zawiesina ogólna i wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne, podobnie jak spływy z dróg szybkiego ruchu. Dodatkowo, w okresach zimowych pojawiają się bardzo wysokie stężenia materii organicznej, związane ze stosowaniem glikolu propylenowego lub etylenowego oraz innych środków do odładzania samolotów oraz płyty lotniska. Podczas odładzania jednego samolotu zużywane jest od 1900 do 3800 litrów rozcieńzonego środka do odładzania. Przykładowo, port lotniczy w Edmonton w Kanadzie zanotował wzrost zużycia glikolu od 2,5 miliona litrów w 2014 roku do 3,5 miliona litrów w 2018 roku. W wielu portach lotniczych wdrażany jest system odzysku płynu do odmrażania zawierającego glikol, jednak systemy te zapewniają maksymalnie do 60% odzysku roztworów. Oprócz bardzo wysokich stężeń BZT<sub>5</sub> na poziomie w granicach 4500 mg O<sub>2</sub>/dm<sup>3</sup> (Adeola i in. 2009) spływy opadowe z terenów lotnisk są ubogie w związki biogenne (azot i fosfor) co znacznie utrudnia ich



oczyszczanie (Vymazal 2010). Dodatkowym problemem są duże wahania ładunków zanieczyszczeń oraz niska temperatura.



Rys. 55 Odladzanie samolotu. [https://upload.wikimedia.org/wikipedia/commons/thumb/1/13/2008\\_aircraft\\_deicing\\_at\\_gate.jpg/300px-2008\\_aircraft\\_deicing\\_at\\_gate.jpg](https://upload.wikimedia.org/wikipedia/commons/thumb/1/13/2008_aircraft_deicing_at_gate.jpg/300px-2008_aircraft_deicing_at_gate.jpg)



Rys. 56 System hydrofitowy do oczyszczania spływu powierzchniowego z portu lotniczego Heathrow, Wielka Brytania <https://warwick.ac.uk/fac/sci/eng/research/group/water/research/completed/hcw/>

Jednym ze sposobów oczyszczania spływów powierzchniowych z lotnisk jest zastosowanie oczyszczalni hydrofitowych. Pierwszy tego typu system powstał w porcie lotniczym Heathrow w Londynie (Rys. 56). Kolejne systemy wybudowano w Edmonton w Kanadzie i w Buffalo, USA ([www.naturallywallace.com](http://www.naturallywallace.com)) (Wojciechowska i in. 2015).

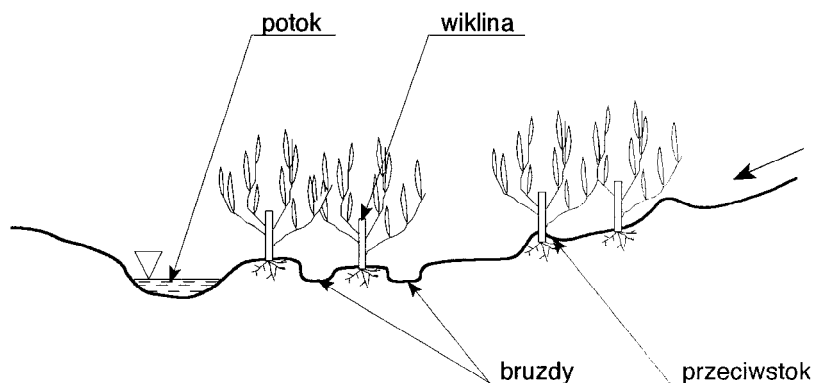
System hydrofitowy obsługujący lotnisko Heathrow oczyszcza spływ powierzchniowy ze zlewni o powierzchni 290 ha, z czego 78% stanowi powierzchnia uszczelniona. Na terenie zlewni znajdują się terminale, strefy przeładunkowe oraz drogi. Spływ zbierany jest do kanalizacji deszczowej wyposażonej w automatyczny pomiar BZT<sub>5</sub>. W momencie, kiedy stężenie BZT<sub>5</sub> przekracza wartość 40 mg O<sub>2</sub>/dm<sup>3</sup>, spływ jest kierowany do oczyszczalni hydrofitowej, położonej w odległości około 2 km na południe od lotniska Adeola i in. (2009). Dopływające ścieki gromadzone są w napowietrzonym zbiorniku magazynującym o pojemności 45 000 m<sup>3</sup>. Następnie ścieki dopływają do zbiornika uśredniającego o pojemności 19 000 m<sup>3</sup>, w którym również są napowietrzane. Kolejnym etapem oczyszczania są złoża hydrofitowe o przepływie podpowierzchniowym poziomym, podzielone na 12 kwater o różnych wymiarach, o łącznej powierzchni 2,08 ha. Złoża hydrofitowe mają głębokość 0,6 m i wypełnione są żwirem (średnica ziaren 10 mm) i zasiedlone trzcina pospolitą. Poszczególne kwatery oddzielone są nieprzepuszczalną warstwą bentonitową. Projektowe obciążenie hydrauliczne całego systemu wynosi 20 dm<sup>3</sup>/s/ha (Adeola i in. 2009, Revitt i in. 2001). W późniejszych latach eksploatacji systemu dodatkowo wprowadzono pływające maty z roślinnością w początkowych zbiornikach napowietrzanych czyli pływające oczyszczalnie hydrofitowe (CFW). System hydrofitowy skutecznie oczyszcza spływ powierzchniowy z terenu portu lotniczego w Heathrow - stężenia BZT<sub>5</sub> na odpływie wynoszą do 40 mg O<sub>2</sub>/dm<sup>3</sup>.

#### 5.1.4. Strefy buforowe – ograniczenie dopływu zanieczyszczeń ze źródeł rozproszonych do wód powierzchniowych

Strefy brzegowe wód powierzchniowych porośnięte roślinnością stanowią strefę przejściową pomiędzy ekosystemem lądowym i wodnym. Wielokrotnie wskazywano na ich istotną rolę w ograniczaniu dopływu zanieczyszczeń ze źródeł rozproszonych – stąd często stosowana nazwa strefy buforowe (Mander i in. 1997, Mitsch i in. 2005, Xu i in. 1999). Dodatkowo strefy roślinności stabilizują koryto i przeciwdziałają erozji brzegów, poprawiają mikroklimat, zapewniają siedliska dla zwierząt oraz spowalniają spływ

powierzchniowy, wskutek czego wydłużony zostaje czas koncentracji spływu powierzchniowego (Vymazal 2011). Pozytywny wpływ roślinności brzegowej na jakość wody w rzekach wykazali m.in. Kiedrzyńska i in. (2014).

Przykładem zastosowania stref buforowych do ograniczania dopływu zanieczyszczeń do wód powierzchniowych na terenie zurbanizowanym jest wybudowany w 1992 roku zespół obiektów hydrofitowych oczyszczających spływy powierzchniowe przedostające się do Potoku Rynarzewskiego z wybiegów dla zwierząt na terenie ogrodu zoologicznego w Gdańsku (Obarska-Pempkowiak 2002, Wojciechowska i in. 2015). Obiekt składa się z filtrów piaskowych porośniętych hydrofitami, wylewiska – systemu hydrofitowego z powierzchniowym przepływem wody o łącznej powierzchni 3100 m<sup>2</sup> oraz pięciu stref buforowych o łącznej powierzchni 6650 m<sup>2</sup>. Strefy buforowe zlokalizowano na obrzeżach stawów oraz wzdłuż koryta Potoku. Systemy buforowe zasiedlono wierzbą wiciową (*Salix viminalis*) oraz poprzecinano bruzdami i przeciwstokami równoległymi do nurtu aby zapewnić większą retencję wód. W wyniku wybudowania systemu udało się obniżyć stężenia substancji biogennej w wodach Potoku Rynarzewskiego na odpływie z zoo o 80-90% (Matej-Łukowicz i in. 2016). System hydrofitowy w gdańskim ogrodzie zoologicznym jest nadal eksploatowany. Jego zaletą jest doskonale wkomponowanie w krajobraz (Rys. 57) oraz podniesienie bioróżnorodności. Dyrekcja ogrodu rozważa wykonanie na terenie systemu ścieżki dydaktycznej



Rys. 57 Strefa buforowa chroniąca Potok Rynarzewski przed dopływem zanieczyszczeń obszarowych. Źródło: Obarska-Pempkowiak (2002)



Rys. 58 Widok systemu hydrofitowego w ogrodzie zoologicznym w Gdańsku.  
Fot. E. Wojciechowska

## 5.2. CSO – oczyszczanie wód przelewowych z kanalizacji ogólnospławnej

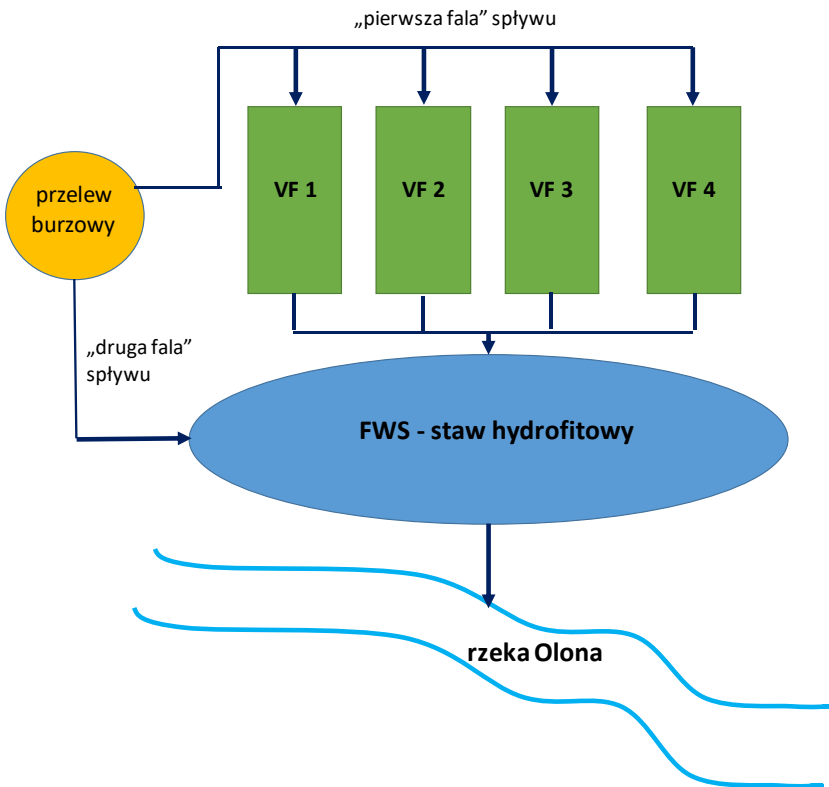
Kanalizacja ogólnospławna to rodzaj systemu kanalizacyjnego, w którym wspólnym systemem przewodów odprowadzane są ścieki komunalne oraz wody opadowe. Charakterystycznym elementem kanalizacji ogólnospławnej są przelewy burzowe, które mają za zadanie odprowadzenie bezpośrednio do odbiornika (z pominięciem oczyszczalni ścieków) ścieków z kolektorów ogólnospławnych podczas ulewnych opadów, kiedy kanałom grozi przepełnienie. Dzięki przelewom burzowym unika się podtopienia ulic i piwnic budynków przez ścieki, a dodatkowo uzyskuje się bardziej stabilną pracę oczyszczalni ścieków. Jednak z oczywistych względów odprowadzanie do odbiorników mieszaniny ścieków komunalnych i wód opadowych nie jest pożądane ze względu na degradację jakości wód. W Polsce systemów ogólnospławnych jest bardzo niewiele, ponieważ kanalizacja ogólnospławna w latach powojennych była przebudowywana na kanalizację rozdzielczą. Jednak w niektórych miastach można mówić o systemie „mieszanym” – część miasta posiada system rozdzielczy, ale część – często jest to historyczne śródmieście – posiada nadal system ogólnospławny. Dostyc rygorystyczne ograniczenia dotyczące pracy przelewów burzowych zawarte w Rozporządzeniu Min. Środowiska z dn. 18 listopada 2014 (Dz.U. 2014 poz. 1800) powodują, że nowych systemów

ogólnospławnych praktycznie nie projektuje się. Istniejące systemy pozostają w eksploatacji, a niekiedy są przebudowywane. Natomiast w wielu krajach europejskich kanalizacja ogólnospławna jest eksploatowana i nie planuje się jej przebudowy. Decydują o tym uwarunkowania natury klimatycznej (np. kraje południowej Europy o klimacie suchym nie decydują się na budowę osobnej sieci kanalizacyjnej do odprowadzania wód opadowych), prawne, społeczne oraz organizacyjne. Z uwagi na fakt, że ścieki odprowadzane z przelewów burzowych stanowią zagrożenie dla jakości wody w odbiornikach – wodach powierzchniowych, ważnym zagadnieniem jest zapewnienie odpowiedniego oczyszczania. Problem ten, podobnie jak w przypadku oczyszczania spływów powierzchniowych spowodowanych opadami, napotyka na wiele trudności. Do najważniejszych można zaliczyć nieregularność działania przelewów oraz dużą zmienność ładunków zanieczyszczeń. Powoduje to duże trudności w projektowaniu odpowiednich rozwiązań, szczególnie urządzeń konwencjonalnych, gdyż rozwiązania te, które można zaliczyć do tzw. „szarej infrastruktury”, często nie posiadają dostatecznej elastyczności, wymaganej w przypadku oczyszczania ścieków odprowadzanych z przelewów burzowych. Również w tym przypadku dobrym rozwiązaniem może być zastosowanie rozwiązań z zakresu Zielonej Infrastruktury, na przykład oczyszczalni hydrofitowych.

Obiekty hydrofitowe do oczyszczania ścieków odprowadzanych z przelewów burzowych na kanalizacji ogólnospławnej stosowane w wielu krajach, m.in. w Wielkiej Brytanii, Francji Niemczech, Włoszech, Belgii, Holandii oraz USA i Australii (Meyer i in. 2014). Jednym z takich rozwiązań jest zaprojektowany i wybudowany w latach 2011-12 obiekt w Gorla Maggiore w północnych Włoszech (Rys. 59).



Rys. 59 Oczyszczalnia hydrofitowa dla ścieków z przelewów burzowych – Gorla Maggiore,  
[http://www.globalwettech.com/media/k2/items/cache/474f4cdd4383ff91fd1d98bcb039d93b\\_L.jpg](http://www.globalwettech.com/media/k2/items/cache/474f4cdd4383ff91fd1d98bcb039d93b_L.jpg)



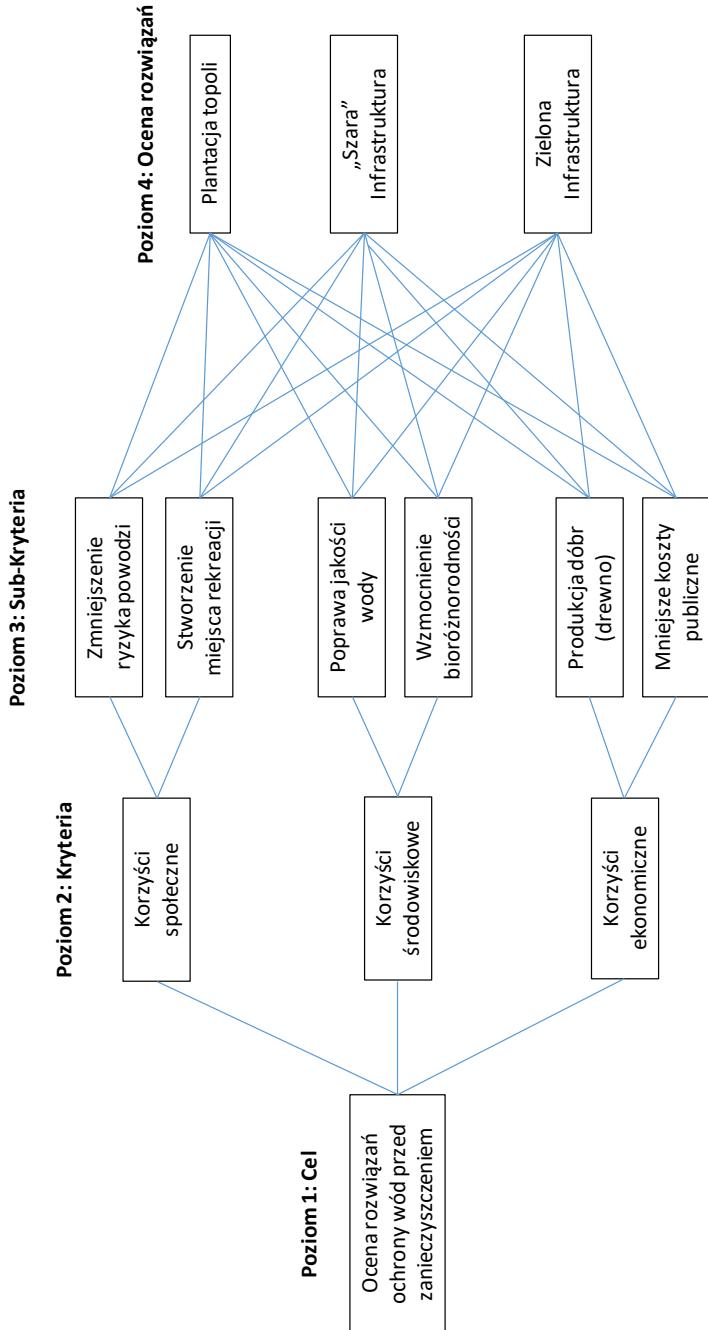
Rys. 60 Schemat obiektu hydrofitowego w Gorla Maggiore.  
 Opracowanie własne na podstawie Masi i in. (2017)

Oczyszczalnia hydrofitowa w Gorla Maggiore zasilana jest ściekami z przelewu burzowego na kanalizacji ogólnospławnej. System kanalizacyjny obsługuje miejscowość liczącą około 2000 mieszkańców. Koszt budowy obiektu wyniósł 900 000 €. Pierwszy stopień oczyszczania stanowią 4 równoległe złoża hydrofitowe o przepływie podpowierzchniowym pionowym (*vertical flow - VF*) o łącznej powierzchni 3840 m<sup>2</sup>. Złoża mają za zadanie przejąć i oczyścić tzw. pierwszą falę spływu podczas wystąpienia opadów. Ścieki pochodzące z „pierwszej fali spływu” charakteryzują wyższymi stężeniami zanieczyszczeń – podobnie jak początkowy spływ w przypadku opadów po długim okresie bezdeszczowym. W przypadku kanalizacji ogólnospławnej zanieczyszczenie „pierwszej fali spływu” wynika ze splukiwania zanieczyszczeń zgromadzonych na terenie zlewni oraz z przepłukania kanałów, w których w okresach bezdeszczowych panują gorsze warunki hydrauliczne i następuje wzmożona sedymentacja zanieczyszczeń. Odpływ ze złóż wraz z tzw. „drugą falą” kierowane są do obiektu o przepływie powierzchniowym (*FWS - Free Water Surface*) – stawu hydrofitowego o głębokości 0,6 m i powierzchni 3174 m<sup>2</sup> (Masi i in. 2017). Schemat oczyszczalni przedstawiono na Rys. 60. Zgodnie z założeniami projektowymi, podczas wystąpienia większych przepływów głębokość wody w stawie hydrofitowym można zwiększyć do 0,72 m zaś w przypadku przepływów ekstremalnych (powodziowych) można uzyskać dodatkowe 7920 m<sup>3</sup> pojemności retencyjnej, dzięki części zalewowej (powierzchnia 7200 m<sup>2</sup>, maksymalna głębokość 1,7 m (Masi i in. 2017). Obiekt został wybudowany na brzegu rzeki Olony, w ramach rewitalizacji dawnych terenów przemysłowych położonych w tym rejonie. Problemem występującym przy projektowaniu i eksploatacji oczyszczalni dla przelewów z kanalizacji ogólnospławnej (podobnie dla kanalizacji deszczowej) jest nieregularność zasilania. W przypadku Gorla Maggiore z tym problemem poradzono sobie stosując 4 równoległe złoża, które są uruchamiane w miarę zwiększającego się napływu ścieków. Dodatkowo, dla podtrzymania dobrych warunków siedliskowych w ekosystemie oczyszczalni hydrofitowej, w okresach suszy do stawu hydrofitowego kierowany jest niewielki strumień wody z rzeki Olony.

Pozwala to na utrzymanie zdrowego, zróżnicowanego pod względem gatunków ekosystemu, który skutecznie radzi sobie z oczyszczaniem ścieków z przelewu burzowego w różnych warunkach pogodowych. Dodatkowa pojemność retencyjna umożliwia redukcję szczytowych przepływów i zabezpiecza przed występowaniem powodzi.

Budowa oczyszczalni hydrofitowej w Gorla Maggiore była poprzedzona rozważaniami nad wyborem optymalnego rozwiązania. Zamiast Zielonej Infrastruktury rozważano rozwiązania konwencjonalne (Szara Infrastruktura) lub plantacji topoli (Liquete i in. 2016). W celu wyboru optymalnego rozwiązania sformułowano kryteria i sub-kryteria (Rys. 61), zaś możliwe rozwiązania analizowano pod kątem spełnienia jak największej liczby z nich. Należy podkreślić, że system zaprojektowano z myślą o tym, aby pełnił różnorodne funkcje ekosystemów – 5 spośród 6 zdefiniowanych na Rys. 61 sub-kryteriów doboru rozwiązania związanych jest z funkcjami ekosystemów. Analiza rozwiązań jednoznacznie podyktowała wybór oczyszczalni hydrofitowej (Liquete i in. 2016).





Rys. 61 Schemat decyzyjny wyboru optymalnego rozwiązania oczyszczania ścieków z przelewu burzowego na kanalizacji ogólnospławnej, Gorla Maggiore, Włochy  
 Opracowanie własne na podstawie Liquete i in. (2016).

### 5.3. Renaturalizacja oczyszczonych ścieków komunalnych

Ścieki odpływające z oczyszczalni ścieków komunalnych zazwyczaj kierowane są bezpośrednio do odbiorników – wód powierzchniowych. Wysokosprawne oczyszczanie biologiczne pozwala wprawdzie osiągnąć wymagane stężenia na odpływie, jednak w przypadku odbiorników bardziej podatnych na eutrofizację, dopływające ze ściekami oczyszczonymi ładunki azotu i fosforu mogą być w dalszym ciągu zbyt wysokie. Dodatkowe obawy pojawiają się w związku z występowaniem w ściekach oczyszczonych nowo pojawiających się zanieczyszczeń, takich jak farmaceutyki, które nie są w dostatecznym stopniu usuwane w oczyszczalniach konwencjonalnych (Kołecka i in. 2018).

Interesujące rozwiązanie odprowadzania ścieków z oczyszczalni komunalnych stosowane jest w kilku miejscowościach w Szwecji. Ścieki odpływające z oczyszczalni komunalnej kierowane są do systemów hydrofitowych o przepływie powierzchniowym, w którym zachodzi dodatkowe usuwanie związków azotu i fosforu. Oczyszczalnie hydrofitowe mają również potencjał do usuwania mikrozanieczyszczeń (Walaszek i in. 2018), co oznacza, że mogą zapewnić skuteczną ochronę wód powierzchniowych. Badania Pempkowiaka i in. (2009) wskazują, że skład ścieków oczyszczonych odpływających z oczyszczalni hydrofitowych jest bardziej zbliżony do składu naturalnych wód powierzchniowych, niż ma to miejsce w przypadku odpływu z oczyszczalni konwencjonalnych. Rozwiązanie polegające na doczyszczaniu odpływu z oczyszczalni konwencjonalnej w systemie hydrofitowym można określić jako renaturalizację ścieków oczyszczonych. Rozwiązania tego typu m.in. w Eskilstunie (Ekeby) oraz w Hässleholm (Kjellin i in. 2007, Pedersen i in. 2019). W obu przypadkach systemy hydrofitowe oprócz funkcji wspomagającej właściwe oczyszczanie ścieków, mają również zapewniać dodatkowe funkcje dla okolicznych mieszkańców – np. teren do spacerów lub uprawiania joggingu, obcowanie z przyrodą, obserwowanie ptaków itp. (Pedersen i in. 2019).

Obiekt hydrofitowy o przepływie powierzchniowym (FWS) Ekeby (Rys. 62) znajduje się w miejscowości Eskilstuna w środkowej Szwecji, w odległości około 120 km od Sztokholmu. Obiekt zajmuje

obszar 30 ha. Dopływają do niego ścieki oczyszczone z oczyszczalni komunalnej w Eskilstunie, która obsługuje 90 tysięcy mieszkańców. Głównym zadaniem obszaru podmokłego jest obniżenie ładunków azotu odprowadzanych ze ściekami oczyszczonymi do końcowego odbiornika, którym jest jezioro Mälaren (Kjellin i in. 2007). Ścieki doprowadzane do obiektu zawierają głównie azot azotanowy ( $N-NO_3^-$ ), zatem najważniejszym procesem usuwania azotu jest denitryfikacja (<http://www.vattenavlopp.info/vatmark/wetland.htm>). Obiekt eksploatowany jest w miesiącach kwiecień (maj) – październik.



Rys. 62 Widok na oczyszczalnię ścieków w Eskilstunie oraz system hydrofitowy przepływie powierzchniowym Ekeby. Źródło: [http://www.vattenavlopp.info/vatmark/ekeby\\_vm.jpg](http://www.vattenavlopp.info/vatmark/ekeby_vm.jpg)

System hydrofitowy Ekeby składa się 8 lagun (stawów) hydrofitowych z regulowanym poziomem dopływu i odpływu, podzielonych na dwa stopnie oczyszczania. W pierwszym stopniu oczyszczania znajduje się 5 równoległe pracujących stawów (stawy 1-5), pozostałe stawy (6-8) stanowią 2 stopień oczyszczania. Rozmieszczenie stawów przedstawiono na Rys. 63. Stawy hydrofitowe mają zróżnicowaną powierzchnię – od 42 200 m<sup>2</sup> do 38 300 m<sup>2</sup>. Obiekt został zwymiarowany na maksymalny dopływ (ścieki oczyszczone wraz z wodami opadowymi) wynoszący 1400 dm<sup>3</sup>/s. Średni przepływ wynosi 520 dm<sup>3</sup>/s, natomiast średni przepływ w okresie

bezapadowym - 440 dm<sup>3</sup>/s. Odpływ z pierwszego stopnia oczyszczania może zostać skierowany bezpośrednio do rzeki Eskilstuna, z pominięciem drugiego stopnia. Stawy hydrofitowe mają zróżnicowaną głębokość - od 0,6 m do 1,6 m (maksymalnie 2 m). Strefy o większej głębokości znajdują się w strefach wlotowych i w pobliżu wylotu ze stawów. Takie rozmieszczenie stref głębszych ma przeciwdziałać zarastaniu strefy wlotowej i wylotowej przez roślinność, w rezultacie uzyskuje się bardziej równomiernie rozprowadzenie ścieków. Dno stawów nie zostało dodatkowo uszczelnione, ponieważ w podłożu znajduje się glina. Strefy brzegowe stawów są intensywnie zasiedlone przez rośliny. Dominujące gatunki to manna mielec (*Glyceria maxima* L.), trzcina pospolita (*Phragmites australis*) oraz pałka wodna (*Typha latifolia* L.) - typowe gatunki hydrofitów tej strefie klimatycznej (Kjellin i in. 2007). Również w strefach o mniejszej głębokości występuje gęsta roślinność: moczarka kanadyjska (*Elodea nuttallii* L.), rdestnica grzebieniasta (*Potamogeton pectinatus* L.), rogatek sztywny (*Ceratophyllum demersum* L.) oraz wywłócznik kłosowy (*Myriophyllum spicatum* L.).

Łączna pojemność systemu hydrofitowego wynosi 300 000 m<sup>3</sup>. Obiekt został zwymiarowany przy założeniu, że ma za zadanie usuwać około 2,5 tony azotu ogólnego na hektar w trakcie 6 miesięcy eksploatacji. Czas zatrzymania wynosi około 7 dni. Zakładane stężenie azotu na odpływie z obiektu wynosi maksymalnie 15 mg/dm<sup>3</sup>. W systemie hydrofitowym oprócz azotu zatrzymywany jest również fosfor - stężenie fosforu ogólnego na odpływie z obiektu kształtuje się poniżej 0,1 mg/dm<sup>3</sup>. Oznacza to, że w systemie zatrzymywanych jest około 1200 kg fosforu w ciągu roku. Zakłada się również, że woda odpływająca z Ekeby pod względem bakteriologicznym spełnia wymagania stawiane wodom kąpielisk (<http://www.vattenavlopp.info/vatmark/wetland.htm>). Zestawienie najważniejszych założeń projektowych obiektu podano w Tabeli 21.

Tabela 21

Zestawienie najważniejszych założeń projektowych systemu hydrofitowego Ekeby  
 (<http://www.vattenavlopp.info/vatmark/wetland.htm>)

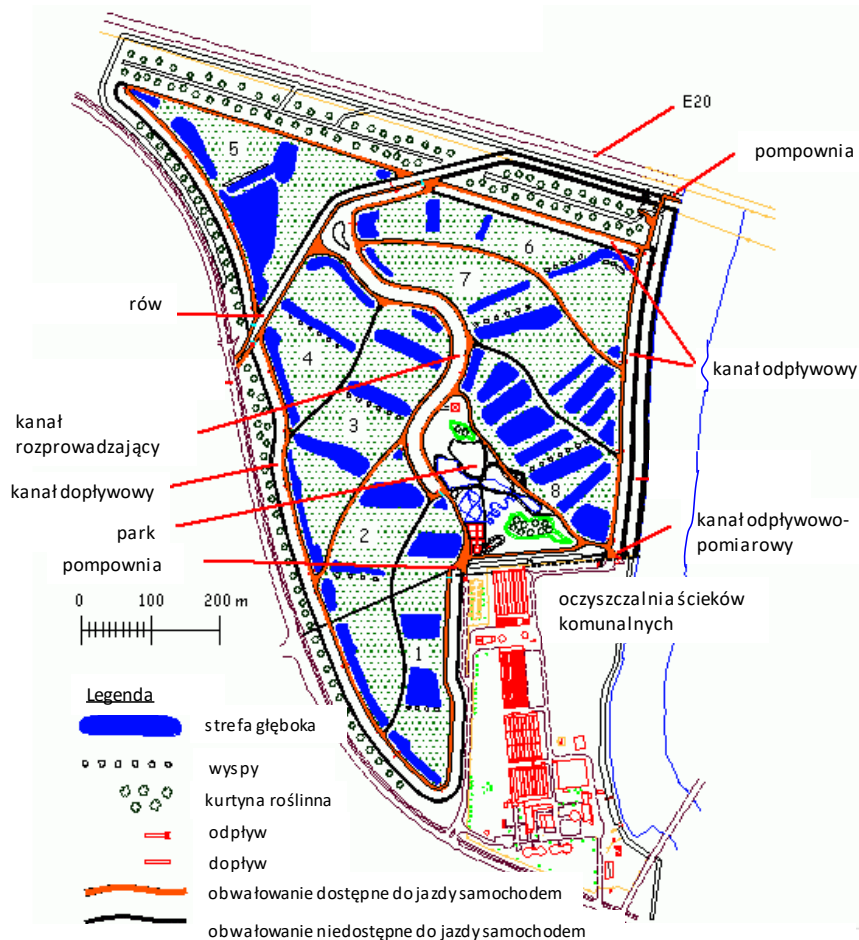
<b>Całkowita powierzchnia systemu hydrofitowego (stawy + kanały)</b>		około 30 ha
<b>Długość obwałowań linii brzegowej</b>		9,1 km (w tym 5,6 km nadaje się do uprawiania joggingu)
<b>Głębokość wody</b>	średnio	1 m
	max	około 2 m
<b>Pojemność</b>		300 000 m <sup>3</sup>
<b>Natężenie przepływu (dopływ ścieków)*</b>	min	350 dm <sup>3</sup> /s (30 000 m <sup>3</sup> /d)
	średnio	490 dm <sup>3</sup> /s (42 000 m <sup>3</sup> /d)
	max**	1400 dm <sup>3</sup> /s (121 000 m <sup>3</sup> /d)
<b>Czas zatrzymania</b>	min	około 3 doby
	średnio	około 7 dób
<b>Koszenie (zbiory) roślinności</b>		co 3 do 5 lat

\* razem z wodami opadowymi

\*\* w przypadku wystąpienia wysokich natężeń przepływu część dopływających ścieków może być kierowana bezpośrednio do rzeki Eskilstuna z pominięciem systemu w Ekeby lub z pominięciem drugiego stopnia oczyszczania

W obiekcie hydrofitowym Ekeby wydzielono niewielką część, w której budowany jest park dla mieszkańców (Rys. 63) (<http://www.vattenavlopp.info/vatmark/wetland.htm>). Teren ten wcześniej wykorzystywano do magazynowania osadów ściekowych osady zostały użyte do budowy obwałowań w systemie hydrofitowym, a teren uporządkowano. Wykonano również drenaż opaskowy zabezpieczający teren parku przed przesączaniem się wód z systemu hydrofitowego. Znajdują się tam trzy stawy hydrofitowe, do których

doprowadzana jest woda z rzeki (nie z systemu hydrofitowego) oraz dwa obszary zadrzewione. W dalszych planach jest wykonanie nasadzeń roślinnych, koryt strumieni, kaskad oraz ścieżek dla zwiedzających. Planowany jest również budynek dla zwiedzających park, w którym będą odbywały się pokazy i wystawy o charakterze edukacyjnym. Budynek może również służyć organizacjom o charakterze przyrodniczym i ekologicznym, np. obserwatorom ptaków.



Rys. 63. Plan systemu hydrofitowego Ekeby do doczyszczania odpływu z oczyszczalni ścieków komunalnych.

Źródło: <http://www.vattenavlopp.info/vatmark/wetland.html>

#### 5.4. Oczyszczanie odcieków ze składowisk odpadów komunalnych w oczyszczalniach hydrofitowych

Pierwsze zastosowania obiektów hydrofitowych do oczyszczania odcieków ze składowisk odpadów komunalnych miały miejsce w połowie lat 90-tych XX (Kadlec i Wallace 2009). W kolejnych latach obiekty hydrofitowe do oczyszczania odcieków wybudowano m.in. w USA, Kanadzie, Wielkiej Brytanii, Szwecji, Norwegii, Niemczech i w Słowenii (Wojciechowska 2013). Ze względu na wysoką skuteczność usuwania zanieczyszczeń, niskie koszty eksploatacji oraz prostą obsługę, stanowiły alternatywę dla wysoko zaawansowanych metod oczyszczania odcieków, takich jak metody membranowe. Początkowo wykorzystywano głównie dwa rodzaje systemów hydrofitowych: obiekty o przepływie powierzchniowym (Kozub i Liehr 1999, Rash i Liehr 1999, Waara i in. 2008) oraz złoża hydrofitowe o przepływie podpowierzchniowym poziomym (Maehlum 1995, Nivala i in. 2007, Wojciechowska i in. 2010). W późniejszym okresie zwrócono uwagę na potencjał zastosowania złożów pionowych, w których panują dogodne warunki dla procesu nityfikacji, której wysoka skuteczność jest kluczowa w przypadku oczyszczania odcieków składowiskowych z uwagi na bardzo wysokie stężenia azotu amonowego (Wojciechowska i in. 2017b, Wojciechowska 2017). W celu osiągnięcia wyższych skuteczności usuwania zanieczyszczeń stosowano konfiguracje złożone z kilku stopni oczyszczania, o naprzemiennych warunkach przepływu (Maehlum 1995, Kozub i Liehr 1999, Rustige i Nolde 2006, Kinsley i in. 2006) oraz wstępne podczyszczanie odcieków – najczęściej wstępną sedymentacją lub napowietrzaniem (Waara i in. 2008, Wojciechowska i in. 2010), rzadziej podczyszczanie biologiczne, np. SBR (Johansson Westholm 2003). Ocieki ze składowisk odpadów komunalnych charakteryzują się specyficznym składem – zawierają przede wszystkim bardzo wysokie stężenia azotu amonowego (nawet powyżej 1000 mg/dm<sup>3</sup>) oraz trudno rozkładalnej materii organicznej (ChZT) przy jednocześnie bardzo niskich stężeniach labilnej materii organicznej (BZT<sub>5</sub>). Dodatkowo ocieki często zawierają wysokie stężenia żelaza oraz zanieczyszczeń specyficznych. Odpowiedni projekt systemu hydrofitowego, uwzględniający specyficzny skład odcieków, jest

niezbędny dla jego późniejszej właściwej pracy. Obiekty projektowane bez uwzględnienia specyfiki odcieków nie osiągają założonych efektywności usuwania zanieczyszczeń, co może być przyczyną postrzegania tej technologii jako nieskutecznej (Wojciechowska i in. 2010). Kadlec i Wallace (2009) wypunktowali najważniejsze założenia projektowe, dla obiektów hydrofitowych do oczyszczania odcieków ze składowisk odpadów komunalnych:

- konieczność usunięcia znacznych ilości żelaza
- bardzo wysokie stężenia azotu amonowego w odciekach
- potencjalna toksyczność odcieków dla roślin hydrofitowych
- bardzo małe przepływy, które podlegają znacznym wahaniom w zależności od opadów i transpiracji
- usunięcie węglowodorów lotnych (BTEX itd.)
- usunięcie zanieczyszczeń śladowych (WWA, PCB, itp.)
- usunięcie i zatrzymanie metali śladowych
- ochrona odbiornika oczyszczonych odcieków.

Odpowiednia konfiguracja systemu hydrofitowego do oczyszczania odcieków powinna zapewniać przede wszystkim bardzo efektywne usuwanie azotu amonowego. Takie warunki zapewniają złoża o przepływie podpowierzchniowym pionowym lub stawy hydrofitowe – obiekty o przepływie powierzchniowym. Kadlec i Zmarthie (2010) zaproponowali konfigurację złożoną ze złoża pionowego, a następnie systemu o przepływie powierzchniowym, w którym istnieją dogodne warunki do denitryfikacji. Dodatkowo w systemie o przepływie powierzchniowym istnieją dogodne warunki do usuwania WWA (w wyniku procesów ulatniania, adsorpcji i sedymentacji oraz biodegradacji), a także metali ciężkich (Kadlec i Zmarthie 2010, Wojciechowska i Waara 2011). Zaś wysoka zdolność do parowania i transpiracji powoduje znaczne zmniejszenie ilości odcieków w miesiącach letnich (Waara i in. 2008). Kadlec i Zmarthie (2010) proponują, aby odpływ z systemu SF zawracany był na początek układu oczyszczania, w celu rozcieńczenia odcieków surowych podawanych na złoża pionowe, aby zmniejszyć stężenia



azotu amonowego, które mogą być toksyczne dla roślin. Badania Wojciechowskiej (2013, 2017) w systemie hydrofitowym złożonym z dwóch złóż pionowych oraz złoża poziomego prowadziły do podobnych wniosków. Bardzo wysokie efektywności usuwania zanieczyszczeń osiągane są w dużych, kilkustopniowych obiektach o przepływie powierzchniowym - FWS (Waara i Wojciechowska 2018). Przykładem obiektu hydrofitowego typu FWS do oczyszczania odcieków ze składowisk odpadów komunalnych jest oczyszczalnia hydrofitowa w Atleverket w pobliżu miasta Örebro w Szwecji (Rys. 64). Obiekt hydrofitowy w Atleverket został oddany do użytku w 2001 roku. Jego całkowita powierzchnia wynosi w przybliżeniu 8 ha. Odcieki są gromadzone w napowietrzonym zbiorniku magazynującym o pojemności 20 000 m<sup>3</sup> i głębokości 5 m. W okresie od końca kwietnia do października odcieki ze zbiornika doprowadzane są do obiektu złożonego z 10 połączonych szeregowo stawów hydrofitowych, o łącznej objętości 53 000 m<sup>3</sup> i czasie zatrzymania wynoszącym 6 – 12 miesięcy (Waara i in. 2008, Wojciechowska 2013). Głębokość stawów wynosi od 0,5 do 1,0 m. Wody odciekowe przepompowywane są do pierwszego stawu i rozprowadzane za pomocą „grzybka” napowietrzającego a następnie grawitacyjnie przepływają przez kolejne stawy. Stawy zasiedlone są roślinnością wodną i wodolubną: rzęsą (*Lemna*), trzcina pospolitą (*Phragmites australis*), sitem (*Carex*), pałką (*Scirpus palla*) i turzycą (*Typha latifolia*). Głębokość stawów 2-10 waha się od 0,4 do 0,6m. Głębokość stawu 1 wynosi 1 m. Głównym zadaniem obiektu, zgodnie z założeniami projektowymi, jest usuwanie azotu ogólnego. Efektywność usuwania azotu, określona na podstawie długoterminowych analiz (Waara i Wojciechowska 2018) wynosi powyżej 95%; w obiekcie jest usuwane około 1304 kg N/ha. Stężenie azotu amonowego na odpływie z obiektu jest poniżej wymaganych 3 mg/dm<sup>3</sup>. Oprócz usuwania azotu obiekt osiąga wysokie, powyżej 95% efektywności usuwania materii organicznej (BZT<sub>5</sub> oraz ChZT) i fosforu ogólnego. Niskie stężenia fosforu ogólnego uważane są za możliwą przyczynę niedostatecznego rozwoju roślinności hydrofitowej w kilku ostatnich stawach. Oczyszczone odcieki odprowadzane są bezpośrednio do pobliskiego cieku.

W ostatnich latach, w wyniku wprowadzenia zakazu składowania materii organicznej oraz prowadzenia selektywnej zbiórki odpadów, zmienia się skład odcieków. Przede wszystkim zmniejszają się stężenia łatwo rozkładalnej materii organicznej. Pogłębia to dotychczasowe trudności z ich oczyszczaniem. Wydaje się, że oczyszczalnie hydrofitowe o przepływie powierzchniowym w dalszym ciągu mogą sprawdzać się w oczyszczaniu tego typu ścieków. Inne rozwiązanie to zastosowanie plantacji wikliny, które z uwagi na wysoką ewapotranspirację są w stanie osiągnąć bardzo wysoka redukcję objętości odcieków (Frédette i in. 2018).



Rys. 64 Widok na składowisko odpadów oraz obiekt hydrofitowy do oczyszczania odcieków w Atleverket w Szwecji. Źródło: Bandaruk (2015).

## 5.5. Fitoremediacja osadów usuwanych ze zbiorników retencyjnych

Osady gromadzące się w systemie kanalizacji deszczowej: we wpustach deszczowych, osadnikach oraz separatorach muszą być regularnie usuwane w celu utrzymania prawidłowej pracy systemu. Podobnie postępuje się z osadami dennymi w zbiornikach retencyjnych. W określonych odstępach czasu (zazwyczaj 1-2 razy w ciągu roku) przeprowadza się prace konserwacyjne, polegające na odmulaniu zbiorników i usuwaniu nagromadzonych osadów. Czynności te są stosunkowo łatwe do wykonania w porównaniu z kolejnym etapem prac, jakim jest zagospodarowanie i często niezbędne oczyszczanie wydobytych osadów, aby możliwe było ich ponowne wykorzystanie. Osady gromadzące się w zbiornikach retencyjnych w zlewni zurbanizowanej często charakteryzują się podwyższonymi stężeniami metali ciężkich, zwłaszcza miedzi, cynku, ołowiu oraz kadmu. Osady zanieczyszczone nie powinny być traktowane jak zwykłe odpady, stąd wynika konieczność odpowiedniego postępowania oraz remediacji osadów.

Metody remediacji osadów prowadzone poza miejscem pochodzenia osadów określane są jako metody *ex situ*. Do najprostszych i najbardziej ekonomicznych metod, które można zastosować do oczyszczania osadów pochodzących z kanalizacji deszczowej należą metody fitoremediacji, czyli biologiczne metody oczyszczania prowadzone przy pomocy makrofitów. Technologie fitoremediacyjne przewidują stosowanie roślin do procesów usuwania, przenoszenia, stabilizacji i/lub degradacji zanieczyszczeń (Grobelać i in. 2010, Kacprzak 2013). Hydrofity mogą pobierać metale ciężkie w sposób aktywny lub bierny. Miedź i cynk należą do metali pobieranych aktywnie, natomiast kadm, ołów, molibden i nikiel należą do metali pobieranych biernie. Proces pobierania metali ciężkich w ilościach nadmiernych przez rośliny wynika często z braku bariery biologicznej (Obarska-Pempkowiak i in. 2010). Zawartość metali ciężkich w roślinach może być wielokrotnie większa niż w środowisku (Ozimek 1988). Gatunki wieloletnie wykazują wyższą zawartość metali ciężkich w porównaniu z roślinami jednorocznymi w tym samym środowisku. Pobieranie i przemieszczanie się metali ciężkich

w roślinach zależy od procesów metabolicznych rośliny oraz od postaci i ruchliwości metalu. Szczególne znaczenie dla rozwoju roślin mają takie mikroelementy jak cynk, miedź, molibden i mangan (Nawrot i Wojciechowska 2017). Cynk charakteryzuje się dużą mobilnością w roślinie oraz tendencją do akumulacji w łodygach i liściach. Jest ważnym budulcem kompleksów ligandowych azotu, siarki i tlenu w roślinie, odpowiedzialnych za tworzenie wiązań pomiędzy enzymem a substratem. Na wzrost przyswajalności cynku przez hydrofity ma wpływ obniżenie odczynu. Przy zasadowym odczynie i wysokich zawartościach jonów fosforowych dochodzi do unieruchomienia związków cynku. Optymalnym pH dla poboru cynku jest zakres  $\text{pH}=5,5-7,0$ . Niekorzystna dla roślin jest zarówno niska jak i wysoka koncentracja cynku w ekosystemie. Miedź ma istotne znaczenie dla prawidłowego wzrostu rośliny. Pierwiastek ten najczęściej gromadzi się w korzeniach i liściach. Pobierany w korzeniach często jest transportowany do stożków wzrostu (Obarska-Pempkowiak in 2010). W miarę zmniejszania pH osadów dochodzi do znacznie słabszego wiązania miedzi przez roślinę. Duże znaczenie w pobieraniu miedzi mają inne metale w środowisku. Wraz ze zmniejszeniem zawartości żelaza i cynku dochodzi do zwiększenia poboru miedzi (Kosiorek 2016). Ołów jako biernie pobierany pierwiastek jest zazwyczaj zatrzymywany w organie, w którym został pobrany i jest wiązany w błonach komórkowych ze związkami białkowymi oraz tłuszczowymi, a także wytrącany w formie orto- i polifosforanów (Obarska-Pempkowiak in 2010). Parametrem, który określa biodostępność metali ciężkich dla roślin jest m.in. stężenie materii organicznej. Gleby o wysokiej zawartości substancji organicznej są zdolne do silnego wiązania metali ciężkich.

Metody fitoremediacji zanieczyszczonych gleb lub osadów można podzielić na fitoekstrakcję, fitostabilizację oraz fitowolatylicację. Fitoekstrakcja wykorzystuje potencjał roślin, tzw. hiperakumulatorów do pobierania bardzo wysokich stężeń metali ciężkich. Następnie rośliny są zbierane i usuwane. Proces można powtarzać do uzyskania oczekiwanych efektów. Dzięki tej technologii można trwale usunąć z osadów takie metale jak: Pb, Cd, Ni, Cu, Cr i V. Z uwagi na fitotoksyczne działanie metali ciężkich, technikę tę można stosować dla osadów

o niskim do umiarkowanego poziomie zanieczyszczenia metalami. Do roślin charakteryzujących się ponadprzeciętną zdolnością do kumulowania metali ciężkich należą m.in. tobołki (np. *T.caerulescens* dla cynku), jednak są to rośliny charakteryzujące się niewielkim przyrostem biomasy i płytkim systemem korzeniowym. Cechy rekultywacyjne roślin można zwiększyć metodami inżynierii genetycznej.

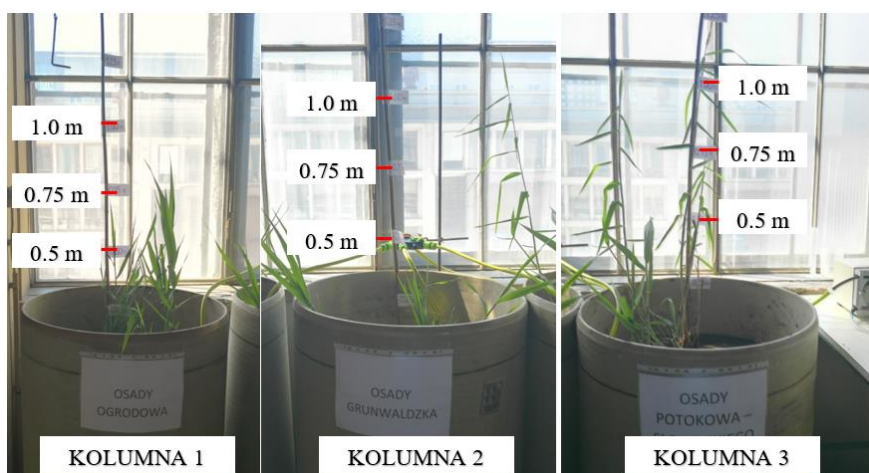
Fitostabilizacja polega na retencjonowaniu metali ciężkich w glebie (osadach) wskutek akumulacji w korzeniach oraz adsorpcji na powierzchni korzeni i w rizoferze. Dzięki zatrzymaniu metali zmniejsza się zagrożenie dla środowiska wynikające z rozprzestrzeniania metali do powietrza czy wody. Technologia ta przynosi dobre efekty w przypadku gleb o dużej zawartości materii organicznej. W przypadku fitostabilizacji nie zaleca się usuwania biomasy. Rośliny wykorzystywane do fitostabilizacji powinny posiadać wysoki współczynnik biokoncentracji, a niski współczynnik translokacji metali do pędów nadziemnych. Ostatnia z wymienionych technik - fitowolatylicacja – polega na pobieraniu jonów pierwiastków podgrup I, V i VI (np. rtęć, selen lub arsen) przez korzenie hydrofitów, a następnie przekształcanie ich w formy mniej toksyczne i uwalnianie do atmosfery (Kacprzak 2013).

Zdolność roślin np. trzciny do pobierania metali w ekosystemach oczyszczalni hydrofitowych wykazały m.in. badania Obarskiej-Pempkowiak i in. (2005), Wojciechowskiej i Obarskiej-Pempkowiak (2008) oraz Wojciechowskiej i Gajewskiej (2013). W 2018 roku wykonano stanowisko pomiarowe (Rys. 65) i rozpoczęto badania dotyczące możliwości zastosowania trzciny pospolitej (*Phragmites australis*) do fitoremediacji osadów dennych pochodzących ze zbiorników retencyjnych w Gdańsku. Do badań wybrano osady pochodzące z 3 zbiorników retencyjnych, w których stwierdzono najwyższe stężenia metali (Nawrot i in. 2019): 2 zbiorniki na Potoku Strzyża (zbiornik Ogrodowa i zbiornik Potokowa) oraz zbiornik Grunwaldzka na Potoku Oliwskim. Stężenia metali w osadach wybranych do badań podano w Tabeli 22.

Tabela 22

Zawartość metali ciężkich w osadach umieszczonych w kolumnach badawczych  
[mg/kg s.m.]

Zawartość metali ciężkich w osadach [mg/kg s.m.]	Cu	Zn	Pb	Cd	Ni	Cr
<b>KOLUMNA 1 - osady Ogrodowa</b>	23,9	803	667	0,308	10,8	27,7
<b>KOLUMNA 2 - osady Grunwaldzka</b>	36,5	189	97,9	0,301	6,92	24,9
<b>KOLUMNA 3 - osady Potokowa- Słowackiego</b>	128	629	98,9	0,552	23,4	60,4



Rys. 65 Stanowisko badawcze z trzciną pospolitą (*Phragmites australis*) - 5 tygodni po zasadzeniu (czerwiec 2018), fot. N. Nawrot.

Wstępne wyniki pomiarów stężeń metali w wodach odciekowych z kolumn filtracyjnych przedstawiono w Tabeli 23.

Tabela 23

Zawartość metali ciężkich [ $\mu\text{g/l}$ ] w odciekach ze stanowiska badawczego.

<b>Stężenia metali w odciekach z kolumn [<math>\mu\text{g/l}</math>]</b>									
<b>Lp.</b>	<b>Data</b>	<b>Kolumna</b>	<b>Cu</b>	<b>Zn</b>	<b>Pb</b>	<b>Cd</b>	<b>Ni</b>	<b>Cr</b>	<b>Fe</b>
1	5.05.2018	1	7.07	12.4	0.103	0.032	2.46	0.970	36.1
		2	5.87	9.95	0.034	0.034	1.73	0.951	37.7
		3	9.71	8.60	0.048	0.053	3.63	0.642	48.5
2	15.07.2018	1	2.92	11.0	0.059	0.023	14.1	4.31	212
		2	2.58	14.0	0.022	0.019	12.1	1.48	149
		3	3.31	7.20	0.013	0.038	15.6	1.36	309
3	31.08.2018	1	1.65	6.10	0.023	0.014	10.7	13.7	360
		2	2.03	6.50	0.027	0.013	8.98	12.2	1449
		3	2.47	7.20	0.025	0.018	9.89	12.5	1988

Porównując stężenia metali w wodach odciekowych odprowadzanych ze stanowiska badawczego w kolejnych seriach pomiarowych, można zaobserwować, że stężenia Cu, Zn, Pb i Cd zmniejszały się w kolejnych seriach pomiarowych. Z kolei stężenia Ni, Cr i Fe wzrastały. Świadczy to o różnej mobilności analizowanych metali. Nikiel, chrom i żelazo ulegają wypłukiwaniu z osadów zgromadzonych w stanowisku badawczym. Natomiast miedź, cynk, ołów i kadm są wiązane w osadach lub pobierane przez rośliny. Dalsze analizy obejmować będą oznaczenia zawartości metali w materiale roślinnym (osobno w częściach podziemnych i nadziemnych) oraz w osadach. Wykonana zostanie również ekstrakcja sekwencyjna metali, co pozwoli na ocenę stopnia wiązania metali we frakcjach o różnej mobilności.

## PODSUMOWANIE

W XXI wieku świat stoi przed nowymi wyzwaniami związanymi ze wzrostem liczby ludności, urbanizacją oraz wyczerpywaniem się zasobów naturalnych. Jednym z najcenniejszych zasobów jest woda, której zasoby podlegają bardzo silnej presji, szczególnie na terenach miast. Wymaga to pilnego poszukiwania i wprowadzania rozwiązań mających na celu ograniczenie i racjonalizację zużycia wody, ochrony zasobów wody przed zanieczyszczeniem oraz usuwania zanieczyszczeń dopływających zarówno ze źródeł punktowych jak i obszarowych. Do osiągnięcia tych celów powinny być, w miarę możliwości, wykorzystywane technologie charakteryzujące się niskim śladem środowiskowym, na przykład rozwiązania z zakresu Zielonej Infrastruktury. Przykładem wszechstronnych, wielofunkcyjnych obiektów wpisujących się w założenia Zielonej Infrastruktury są oczyszczalnie hydrofitowe. W niniejszej monografii przytoczono przykłady zastosowania oczyszczalni hydrofitowych do różnych celów na terenach zurbanizowanych – począwszy od oczyszczania wód opadowych i spływów powierzchniowych z terenów miejskich i komunikacyjnych, poprzez doczyszczanie odpływów z oczyszczalni konwencjonalnych, oczyszczanie ścieków z przelewów burzowych, oczyszczanie odcieków ze składowisk komunalnych oraz fitoremediację zanieczyszczonych osadów dennych pochodzących ze zbiorników retencyjnych. Pokazano także możliwości ograniczenia zużycia wody poprzez wykorzystanie wody opadowej oraz recykling ścieków szarych w gospodarstwach domowych.



## LITERATURA

1. Adeola S., Revitt M., Shutes B., Garelick H., Jones H., Jones C. (2009). Constructed wetland control of bod levels in airport runoff. *International Journal of Phytoremediation* 11. 1-10.10.1080/15226510802363220.
2. Adyel, T.M., Oldham, C.E., Hipsey, M.R. (2016). Stormwater nutrient attenuation in a constructed wetland with alternating surface and subsurface flow pathways: event to annual dynamics. *Water Res.* 107, 66-82.
3. Alias N., Liu A., Goonetilleke A., Egodawatta P. (2014). Time as the critical factor in the investigation of the relationship between pollutant wash-off and rainfall characteristics. *Ecological Engineering*. 2014(64): 301-5.
4. AQUATECHNIKA: Dobór systemu zagospodarowania wody deszczowej, dostępne na stronie internetowej: <http://www.aquatechnika.com.pl/pl/Poradnik/zagospodarowanie-wody-deszczowej/dobor-systemu-zagospodarowania-wody-deszczowej> w dniu 11.05.2018.
5. Aslup S.E., Ebbs S.D., Battaglia L.L., Retzlaff W.A. (2011). Heavy metals in leachate from simulated green roof systems. *Ecological Engineering*, 37: 1709-1717.
6. Bąk Ł., Dąbek L., Ozimina E., Sałata A. (2012). Ocena jakości osadów pochodzących ze zbiornika otwartego miejskiej kanalizacji deszczowej w kontekście zagrożenia dla środowiska oraz możliwości ich zagospodarowania. *Monografie Komitetu Inżynierii Środowiska PAN*, nr 100, Lublin 2012.
7. Bandaruk T. (2015). Metal and metalloid sequestration in a constructed wetland system for treatment of landfill leachate during 2003-2012. Master's Thesis 15 ESTC, Högskolan Halmstad, Szwecja, dostępne pod adresem: <http://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:663048/FULLTEXT01>
8. Barańkiewicz D, Chudzińska M., Szpakowska B., Świerk D., Gołdyn R., Dondajewska R. (2014). Storm water contamination and its effect on the quality of urban surface waters. *Environ. Monit. Assess.*, 186: 6789-6803.

9. Bojakowska I., Sokołowska G. (1998). Geochemiczne klasy czystości osadów wodnych. *Przegląd Geologiczny*, 46 (1): 14-19.
10. Borne K., Tanner C.C., Fassman-Beck E. (2013). Stormwater nitrogen removal performance of a floating treatment wetland. *Water Science Technology*: 68: 1657–1664.
11. BS 8525- 1: 2010: Greywater systems. Code of practice. British Standards Institution.
12. Carleton J.N., Grizzard T.J., Godrej A.N., Post H.E. (2001). Factors affecting the performance of stormwater treatment wetlands. *Water Research*, 35 (6): 1552-1562.
13. Chang M., McBroom M.W., Beasley R.S. (2004). Roofing as a source of nonpoint water pollution, *Journal of Environmental Management* 73: 307-3015.
14. Charters F., Cochrane T. A., O’Sullivan A. (2016). Predicting event-based stormwater contaminant loads from individual urban surfaces. Zaprezentowano na 11th South Pacific Stormwater Conference, New Zealand. Dostępne pod adresem:  
[https://www.researchgate.net/publication/314151635\\_PREDICTING\\_EVENT-BASED\\_STORMWATER\\_CONTAMINANT\\_LOADS\\_FROM\\_INDIVIDUAL\\_URBAN\\_SURFACES](https://www.researchgate.net/publication/314151635_PREDICTING_EVENT-BASED_STORMWATER_CONTAMINANT_LOADS_FROM_INDIVIDUAL_URBAN_SURFACES)
15. Chudzicki J., Malesińska A. (2013) Projektowanie instalacji do powtórnego wykorzystania ścieków szarych w budynkach. *Rynek Instalacyjny* 2013(9): 34-38.
16. Chudzicki J., Sosnowski S. (2011). Instalacje wodociągowe. Projektowanie, wykonanie, eksploatacja. Wyd. Seidel-Przywecki, Warszawa.
17. Cohen-Shacham, E., Walters, G., Janzen, C. and Maginnis, S. (eds.) (2016). *Nature-Based Solutions to Address Global Societal Challenges*. Gland, Switzerland, International Union for Conservation of Nature and Natural Resources (IUCN). [portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/2016-036.pdf](http://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/2016-036.pdf).

18. Corcoran E., Nellemann C., Baker E., Bos E., Osborn D. (2010). Sick Water? The central role of wastewater management in sustainable development. A Rapid Response Assessment, Nairobi/Arendal: UNEP, 2010.
19. Czemiel Berndtsson J., Emilsson T., Bengtsson L. (2006). The influence of extensive vegetated roofs on runoff water quality. *Science of the Total Environment* 355: 48-63.
20. Dąbrowski W. (2001). Parametry fizyczne zawiesin wód deszczowych jako podstawa do projektowania systemów podczyszczania. *Gaz, Woda i Technika Sanitarna* 6: 21-28.
21. Dąbrowski W., Karolinczak B., Gajewska M., Wojciechowska E. (2017). Application of subsurface vertical flow constructed wetlands to reject water treatment in dairy wastewater treatment plant. *Environmental Technology*, 38: 75-182.
22. Deletic A. (1998). The first flush load of urban surface runoff. *Water Research*. 1998(32): 2462-70.
23. DIN 1989- 1:2001-10 Regenwassernutzungsanlagen ó Teil 1: Planung, Ausführung, Betrieb und Wartung
24. Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady zmieniająca dyrektywy: w sprawie odpadów, w sprawie opakowań i odpadów opakowaniowych, w sprawie składowania odpadów, w sprawie pojazdów wycofanych z eksploatacji, w sprawie baterii i akumulatorów oraz zużytych baterii i akumulatorów, w sprawie zużytego sprzętu elektrycznego i elektronicznego COM (2014) 397.
25. Ergönül M. B., Altındağ A. (2014). Heavy Metal Concentrations in the Muscle Tissues of Seven Commercial Fish Species from Sinop Coasts of the Black Sea. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 16 (cz. 1): 34-51.
26. Fischer-Kowalski M., Swilling M. (2011). Decoupling natural resource use and environmental impacts from economic growth. A Report of the Working Group on Decoupling to the International Resource Panel. UNEP (United Nations Environment Programme), 2011.
27. Fitobór K. (2018). Oczyszczanie wód opadowych w aspekcie ich gospodarczego wykorzystania. Rozprawa doktorska.

- Politechnika Gdańska, Wydział Inżynierii lądowej i Środowiska, Gdańsk; manuskrypt.
28. Frédette C., Kõiv-Vainik M., Comeau Y., Brisson J. (2018). Zero-liquid discharge willow beds for treatment of leachate contaminated with toxic wood preservatives. In: Proceeding of 16th IWA International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control; 30th September – 4th October 2018 Valencia, Spain.
  29. Fresner J., Dobes V., Bürki T., Angerbauer C., Tiefenbrunner T. (2010). PRE-SME Promoting Resource Efficiency in Small & Medium Sized Enterprises. Industrial training handbook, Austria: UNEP (United Nations Environment Programme), 2010.
  30. Gajewska M., Stosik M., Wojciechowska E., Obarska-Pempkowiak H. (2013). Wpływ technologii oczyszczania ścieków na spektrum rozmiarów cząstek w odpływie. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 15(11): 1191–1206.
  31. Gajewska M., Wojciechowska E., Obarska-Pempkowiak H. (2015) Treatment Wetland for Overflow Stormwater Treatment: The Impact of Pollutant Particle Sizes. Vymazal J. (ed.) *The Role of Natural and Constructed Wetlands in Nutrient Cycling and Retention on the Landscape*, Springer 2014: 249 – 258.
  32. Gawroński K. (2002). Zanieczyszczenie gleb metalami ciężkimi i siarką na tle struktury funkcjonalno-przestrzennej gmin województwa małopolskiego. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 4: 379–401.
  33. Gdańskie Wody. Pomiary wysokości opadów na stacjach pomiarowych w Gdańsku [Internet]. 2016. Dostępne pod adresem <http://pomiary.gdmel.pl/>
  34. Geiger W., Dreiseitl H. (1999). Nowe sposoby odprowadzania wód deszczowych. Wyd. Projprzem-EKO, Bydgoszcz.
  35. GIOŚ - Główny Inspektorat Ochrony Środowiska (2014). Stan środowiska w Polsce. Raport 2014. Biblioteka Monitoringu Środowiska.

36. Grabowska M. (2010). Wodne bariery rozwoju gospodarczego Polski. Социально-экономични проблеми и држава.- 2010. - Випуск 1 (3): 55-61.
37. Griessler Bulc T., Istenič D., Slak A. (2012). Ecosystem Technologies and Ecoremediation for Water Protection, Treatment and Reuse. 10.5772/25093.
38. Grobelak A., Kacprzak M., Fijałkowski K. (2010). Fitoremediacja – niedoceniony potencjał roślin w oczyszczaniu środowiska, JEcologyHealth, 14(6): 276-280.
39. Gromiec M. (2018). Nowy paradygmat "NUTRIENTY – WODA – ENERGIA N-E-W" dla przedsiębiorstw wodociągowo-kanalizacyjnych. W: Zaopatrzenie w wodę, jakość i ochrona wód. (ed. Z. Dymaczewski, J. Jeż -Walkowiak, A. Urbaniak) Poznań: 69-80.
40. Growth Within: A Circular Economy Vision for a Competitive Europe, McKinsey Center for Business and Environment, 2015.
41. GUS – Główny Urząd Statystyczny (2016 a): Infrastruktura komunalna w 2015 r. Departament Handlu i Usług. Praca zbiorowa pod kierunkiem A. Matulskiej – Bachury. Zakład Wydawnictw Statystycznych. Warszawa 2016.
42. GUS – Główny Urząd Statystyczny (2016 b): Ochrona Środowiska 2016. Departament Badań Regionalnych i Środowiska. Praca zbiorowa pod kierunkiem D. Bochenka, Warszawa: Zakład Wydawnictw Statystycznych.
43. Gutry-Korycka M., Sadurski A., Kundzewicz Z.W., Pociask-Karteczka J., Skrzypczyk L. (2014). Zasoby wodne a ich wykorzystanie. Nauka 1: 77-98.
44. Gwenzi W., Dunjana N., Pisa Ch., Tauro T., Nyamadzawo G. (2015). Water quality and public health risks associated with roof rainwater harvesting systems for potable supply. Review and perspectives. Sustainability of Water Quality and Ecology 6: 107–118. DOI: 10.1016/j.swaqe.2015.01.006.
45. Hathaway A.M., Hunt W.F., Jennings G.D. (2008). A field study of green roof hydrologic and water quality performance.

- Transactions of American Society of Agricultural and Biological Engineers, 51(1): 37-44.
46. Haub C. (2011). How Many People Have Ever Lived on Earth? Population Reference Bureau, 2011.
  47. Hoekstra A.Y., Chapagain A.K. (2006). Water footprints of nations: Water use by people as a function of their consumption pattern, Springer Science.
  48. IMGW – Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej (2014). Ocena możliwości i warunków osiągnięcia celów redukcyjnych HELCOM dla azotu i fosforu. II Bałtycki Okrągły Stół, 13 maja, [http://awsassets.wwfpl.panda.org/downloads/prezentacja\\_\\_imgw\\_waldemar\\_jarosinski\\_\\_ocena\\_mozliwosci\\_i\\_warunkow\\_osiagnicia\\_celow\\_r\\_1.pdf](http://awsassets.wwfpl.panda.org/downloads/prezentacja__imgw_waldemar_jarosinski__ocena_mozliwosci_i_warunkow_osiagnicia_celow_r_1.pdf)
  49. Integrated Assessment of Water Resources and Global Change: A North-South Analysis. (2007). Craswell, E., Bonnell, M., Bossio, D., Demuth, S., van de Giesen, N. (Eds.) Springer.
  50. Iwanicka Z. (2012). Interdyscyplinarne zagadnienia w inżynierii i ochronie środowiska. Charakterystyka ścieków szarych. Wyd. Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej, Wrocław.
  51. Jaszczyszyn K., Komorowska-Kaufman M. (2014). Zrównoważone gospodarowanie wodą- charakterystyka i wtórne wykorzystanie ścieków szarych. Gospodarka Wodna 2014(11): 23-27.
  52. Johansson Westholm L. (2003). Leachate treatment with use of SBR-technology combined with a constructed wetland system at the Isättra landfill site, Sweden. Proc. Sardinia 2003, the 9th International Waste Management and Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy, 6-10 Oct 2003: 75 –81.
  53. Józwiakowski K. (2012). Badania skuteczności oczyszczania ścieków w wybranych systemach gruntowo-roślinnych. Rozprawa habilitacyjna, Polska Akademia Nauk, Oddział w Krakowie, Komisja Technicznej Infrastruktury Wsi, Kraków.

54. Kacprzak M. (2013). Fitoremediacja gleb skażonych metalami ciężkimi. Wyd. Politechniki Częstochowskiej, Częstochowa.
55. Kadlec R.H., Wallace S.D. (2009). Treatment Wetlands. Second Edition. CRC Press, Taylor & Francis Group. Boca Raton, London, New York.
56. Kadlec R.H., Zmarthie L.A. (2010). Wetland treatment of leachate from a closed landfill. *Ecological Engineering* 36: 946-957.
57. Kanalizacja - projektowanie, wykonanie, eksploatacja. (2012). Praca zbiorowa (ed. Z. Suligowski). Wyd. Seidel-Przywecki, Warszawa.
58. Karczmarczyk A., Baryła A., Kożuchowski P. (2017). Design and development of low P-emission substrate for the protection of urban water bodies collecting green roof runoff. *Sustainability* 9 (10), 1795; doi:10.3390/su9101795
59. Kiedrzyńska E., Józwik A., Kiedrzyński M., Zalewski M. (2014). Hierarchy of factors exerting an impact on nutrient load of the Baltic Sea and sustainable management of its drainage basin. *Marine Pollution Bulletin*. 10.1016/j.marpolbul.2014.09.010.
60. Kim R-H., Lee S., Kim Y-M., Lee J-H., Kim S-K., Kim S-G. (2005). Pollutants in rainwater runoff in Korea: their impacts on rainwater utilization. *Environmental Technology* 26: 411–20.
61. Kinsley C.B., Crolla A.M., Kuyucak N., Zimmer M., Laflèche A. (2006). Nitrogen dynamics in a constructed wetland system treating landfill leachate. In: Proc. of 10th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, September 23-29 2006 Lisbon, Portugal: 295-305.
62. Kjellin J., Wörman A., Johansson H., Lindahl A. (2007). Controlling factors for water residence time and flow patterns in Ekeby treatment wetland, Sweden. *Advances in Water Resources* 30: 838-850.
63. Kociółek-Balawejder E, Stanisławska E. (2012) *Chemia środowiska*. Wrocław: Wydawnictwo Uniwersytetu Ekonomicznego we Wrocławiu.
64. KołECKA K., Gajewska M., Stepnowski P., Caban M. (2018). Spatial distribution of pharmaceuticals in conventional

- wastewater treatment plant with Sludge Treatment Reed Beds technology. *Science of The Total Environment*. 647. 10.1016/j.scitotenv.2018.07.439.
65. Kołecka K., Obarska-Pempkowiak H., Gajewska M. (2018). Polish experience in operation of sludge treatment reed beds. *Ecological Engineering*. 120. 405-410. 10.1016/j.ecoleng.2018.06.022.
66. Komunikat Komisji do Parlamentu Europejskiego, Rady, Europejskiego Komitetu Ekonomiczno-Społecznego i Komitetu Regionów „Ku gospodarce o obiegu zamkniętym: program zero odpadów dla Europy” COM(2014) 398.
67. Koop S.H.A., Van Leeuwen K. (2017). The challenges of water, waste and climate change in cities. *Environment Development and Sustainability*, 19(2): 385-418.
68. Kosiorek M. (2016). Znaczenie cynku, miedzi, molibdenu i manganu w uprawie roślin, monografie Inżynieria Środowiska Młodym Okiem, tom 22, Białystok 2016.
69. Koszelnik P. (2009). Źródła i dystrybucja pierwiastków biogennych na przykładzie zbiorników zaporowych Solina-Myczkowce. Oficyna Wydawnicza Politechniki Rzeszowskiej, Rzeszów.
70. Kotowski A. (2011). Podstawy bezpiecznego wymiarowania odwodnień terenów. Wyd. Seidel-Przywecki, Warszawa.
71. Kowalczak P. (2015). Zintegrowana gospodarka wodna na obszarach zurbanizowanych: podstawy hydrologiczno-środowiskowe, część 1. Wyd. ProDRUK Poznań.
72. Kozub D.D., Liehr S.K. (1999). Assessing denitrification rate limiting factors in a constructed wetland receiving landfill leachate. *Wat. Sci. Tech*, 40 (3): 75-82.
73. Krajowy Zarząd Gospodarki Wodnej (2010). Diagnoza aktualnego stanu gospodarki wodnej. Załącznik 1 do Projektu Polityki wodnej państwa 2030 (z uwzględnieniem etapu 2016).  
[http://kzgw.gov.pl/files/file/Programy/PPWP2030/Zalaczniki\\_do\\_projektu\\_Polityki\\_wodnej\\_panstwa\\_do\\_roku\\_2030.pdf](http://kzgw.gov.pl/files/file/Programy/PPWP2030/Zalaczniki_do_projektu_Polityki_wodnej_panstwa_do_roku_2030.pdf)



74. Kremer M. (2003). Population Growth and Technological Change: One Million B.C. to 1990, JSTOR, 2003.
75. Królikowska J., Królikowski A. (2012). Wody opadowe. Odprowadzanie, zagospodarowanie, podczyszczanie i wykorzystanie. Wyd. Seidel-Przywecki, Warszawa.
76. Królikowski A., Grabarczyk K., Gwoździej-Mazur J., Butarewicz A. (2005). Osady powstające w obiektach systemu kanalizacji deszczowej, Monografie Komitetu Inżynierii Środowiska PAN, nr 35, Lublin.
77. LAWA-Arbeitskreis „Zielvorgaben” in Zusammenarbeit mit LAWA-Arbeitskreis „Qualitative Hydrologie der Fließgewässer”, Beurteilung der Wasserbeschaffenheit von Fließgewässern in der Bundesrepublik Deutschland – Chemische Gewässergüteklassifikation, Berlin 1998
78. Lee J.H., Bang K.W., Ketchum L.H., Choe J.S., Yu M.J. (2002). First flush analysis of urban storm runoff. *Science of the Total Environment*. 293(1): 163–175.
79. Li F., Wichmann K., Otterpohl R. (2008). Review of the technological approaches for grey water treatment and reuses. *The Science of the Total Environment*, 407(11): 3439–3449.
80. Li F., Wichmann K., Otterpohl R. (2009). Evaluation of appropriate technologies for grey water treatments and reuses. *Water Science and Technology*, 59(2): 249–260.
81. Lipska M. (2013): Wykorzystanie wody niepitnej w budynku jako alternatywne źródło wody pitnej. *Technologia Wody* 2013 (1).
82. Liqueste C., Udias A., Conte G., Grizzetti B., Masi F., 2016. Integrated valuation of a nature-based solution for water pollution control. Highlighting hidden benefits. *Ecosystem Services*, 22, pp.392-401.
83. Liu A., Egodawatta P., Guan Y., Goonetilleke A. (2013). Influence of rainfall and catchment characteristics on urban stormwater quality. *Science of The Total Environment*. 2013(444): 255–62.

84. Luo H., Luo L., Huang G., Liu P., Li J., Hu S., Wang F., Xu R., Huang X. (2009). Total pollution effect of urban surface runoff. *Journal of Environmental Sciences*. 21(9): 1186–93.
85. Maehlum T. (1995). Treatment of landfill leachate in on-site lagoons and constructed wetlands. *Wat. Sci. Tech.* 32 (3): 129-135.
86. Malcolm E.G., Reese M.L., Schaus M.H., Ozmon I.M. (2014). Measurements of nutrients and mercury in green roof and gravel roof runoff. *Ecological Engineering*, 73: 705-712.
87. Mänder U., Kuusemets V., Lohmus K., Muring T. (1997). Efficiency and dimensioning of riparian buffer zones in agricultural catchments. *Ecological Engineering* 8: 299–324.
88. Masi F., Bresciani R., Rizzo A., Conte G. (2017). Constructed wetlands for combined sewer overflow treatment: Ecosystem services at Gorla Maggiore, Italy. *Ecological Engineering* 98: 427–438.
89. Masi F., Rizzo A., Regelsberger M. (2018). The role of constructed wetlands in a new circular economy, resource oriented, and ecosystem services paradigm. *Journal of Environmental Management* 216: 275-284.
90. Matej-Łukowicz K. (2018). Wpływ zagospodarowania zlewni na jakość wody i osadów dennych w wybranych odbiornikach wód opadowych. Rozprawa doktorska, Politechnika Gdańska, Wydział Inżynierii Lądowej i Środowiska, Gdańsk; manuskrypt.
91. Matej-Łukowicz K., Wojciechowska E. (2015). Opłaty za odprowadzanie wód deszczowych. *Prace Naukowe Uniwersytetu Ekonomicznego we Wrocławiu* nr 411 (2015): 104-114.
92. Matej-Łukowicz K., Wojciechowska E. (2017). Contamination of water in Oliwski Stream after the flood in 2016. *E3S Web Conf. Volume 17, 2017, 9th Conference on Interdisciplinary Problems in Environmental Protection and Engineering EKO-DOK 2017* <https://doi.org/10.1051/e3sconf/20171700057>
93. Matej-Łukowicz K., Wojciechowska E., Obarska-Pempkowiak H., Gajewska M. (2016). Ochrona wód powierzchniowych

- przed dopływem zanieczyszczeń ze źródeł punktowych i obszarowych na przykładzie Potoku Oliwskiego. Zaopatrzenie w wodę, jakość i ochrona wód (ed. Z. Dymaczewski, J. Jeż -Walkowiak, A. Urbaniak) Poznań, Kudowa Zdrój: PZITS: 433-444.
94. McGinnis D.F., Little J.C. (2002). Predicting diffused-bubble oxygen transfer rate using the discrete-bubble model. *Water Research*. 36(18): 4627–4635.
  95. Mekonnen M.M., Hoekstra A.Y. (2011) National water footprint accounts: the green, blue and grey water footprint of production and consumption, Value of Water Research Report Series No.50, UNESCO-IHE, Delft, Netherlands.
  96. Meyer J.L., Paul M.J., Taulbee W.K. (2005). Stream ecosystem function in urbanizing landscape. *Journal of the North American Benthological Society* 24(3): 602-612.
  97. Meyer M., Molle P., Esser D., Troesch S., Masi F., Dittmer U. (2013). Constructed Wetlands for Combined Sewer Overflow Treatment – Comparison of German, French and Italian Approaches. *Water*, 5: 1-12.
  98. Mitsch W.J., Zhang L., Anderson C.J., Altor A.E., Hernandez M. (2005). Creating riverine wetlands: ecological succession, nutrient retention, and pulsing effects. *Ecological Engineering* 25: 510–527.
  99. Molden D. (2007). *Water for Food, Water for Life: A Comprehensive Assessment of Water Management in Agriculture*. Proc. R. Soc. Lond. Ser. A. 193.
  100. Moran A., Hunt B., Smith J. (2005). Hydrologic and water quality performance from greenroofs in Goldsboro and Raleigh, North Carolina. In: *Green Roofs for Healthy Cities Conference*, Washington DC.
  101. Mucha J., Jodłowski A. (2009). Możliwości ponownego wykorzystania wody szarej- głównie do toalet i ogrodów. *Polski Instalator* 2009(7-8): 28-32.
  102. Nawrot N., Matej-Łukowicz K., Wojciechowska E. (2019). Change in Heavy Metals Concentrations in Sediments Deposited in Retention Tanks in a Stream after a Flood. *Polish*

- Jornal of Environmental Studies, 28: 1-6.  
<https://doi.org/10.15244/pjoes/81699>
103. Nawrot N., Wojciechowska E. (2018). Assessment of trace metals leaching during rainfall events from building rooftops with different types of coverage - Case study. *J. Ecol. Eng.* 19(3): 45-51.
  104. Nivala J., Hoos M.B., Cross C., Wallace S., Parkin G. (2007). Treatment of landfill leachate using an aerated, horizontal subsurface-flow constructed wetland. *Science of the Total Environment* 380: 19-27.
  105. Nivala J., Zehnsdorf A., van Afferden M., Müller R. (2018). Green Infrastructure for Increased Resource Efficiency in Urban Water Management. In: *Urban Transformations. Sustainable Urban Development through resource efficiency, quality of life and resilience.* (ed. Kabisch S., Gawel E., Knapp S., Nivala J., Koch F., Haase A., Krellenberg K., Zehnsdorf A.) Springer International Publishing AG 2018: 133-143.
  106. Nolde E. (2005). Greywater recycling systems in Germany--results, experiences and guidelines. *Water Science and Technology* 51(10): 203-210.
  107. Nyka L. (2013). *Architektura i woda – przekraczanie granic.* Wyd. Politechniki Gdańskiej, Gdańsk.
  108. Obarska-Pempkowiak H. (2002). *Oczyszczalnie hydrofitowe.* Wyd. Politechniki Gdańskiej, Gdańsk.
  109. Obarska-Pempkowiak H., Gajewska M., Wojciechowska E. (2007). Present state and future of wetland technology in environmental protection in Poland. Pawłowski L., Dudzińska M., Pawłowski A. (eds.). *Ecological Engineering 2007*, Taylor & Francis Group, London: 63-70.
  110. Obarska-Pempkowiak H., Gajewska M., Wojciechowska E. (2010). *Hydrofitowe oczyszczanie wód i ścieków,* Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa 2010
  111. Obarska-Pempkowiak H., Gajewska M., Wojciechowska E., Ostojski A. (2012). *Oczyszczalnia w ogrodzie. Poradnik jak zastosować innowacyjne rozwiązanie gospodarki ściekowej i*

- osadowej z wykorzystaniem systemów hydrofitowych. Wyd. Seidel-Przywecki.
112. Obarska-Pempkowiak H., Gajewska M., Wojciechowska E., Pempkowiak J. (2015). *Treatment Wetlands for Environmental Pollution Control*. Springer International Publishing.
  113. Obarska-Pempkowiak H., Gajewska M., Wojciechowska E., Pempkowiak J. (2015). *Storm Water Treatment in TWs*. W: H. Obarska-Pempkowiak, M. Gajewska, E. Wojciechowska, & J. Pempkowiak, *Treatment Wetlands for Environmental Pollution Control* (ss. 105–120). Cham: Springer International Publishing. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-13794-0\\_6](https://doi.org/10.1007/978-3-319-13794-0_6)
  114. Obarska-Pempkowiak H., Haustein E., Wojciechowska E. (2005). Distribution of heavy metals in vegetation of constructed wetlands in agricultural catchment. J. Vymazal (Ed.) *Natural and Constructed Wetlands: Nutrients, Metals and Management*, Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands: 125-134.
  115. Obermann M., Rosenwinkel K-H., Tournoud M-G. (2009). Investigation of first flushes in a medium-sized Mediterranean catchment. *Journal of Hydrology*. 373(3-4): 405-15.
  116. Ociepa E., Kisiel A., Lach J. (2010). Zanieczyszczenia wód opadowych spływających do systemów kanalizacyjnych. *Proceedings of ECOpole*, 4(2): 465-9.
  117. Ociepa E., Mrowiec M., Deska I., Okoniewska E. (2015). Pokrywa śnieżna jako ośrodek depozycji zanieczyszczeń. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 17(cz. 1): 560-575.
  118. Osmulska-Mróż B. (1992) Prognozowanie i ochrona jakości wód powierzchniowych na terenach miejskich. Instytut Ochrony Środowiska, Warszawa.
  119. Ozimek T. (1988). Rola makrofitów w krążeniu metali ciężkich w ekosystemach wodnych, *Wiadomości Ekologiczne*, 35(1): 33-38.
  120. Paruch A.M., Mæhlum T., Obarska-Pempkowiak H., Gajewska M., Wojciechowska E., Ostojski A. (2011). Rural domestic

- wastewater treatment in Norway and Poland: experiences, cooperation and concepts on the improvement of constructed wetland technology. *Water Science Technology*. 63 (4)/ 2011: 776-781.
121. Paul M.J., Meyer J.L. (2001). Streams in the urban landscape. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 32 (1): 333-365.
  122. Pedersen E., Weisner S.E.B., Johansson M. (2019). Wetland areas' direct contributions to residents' well-being entitle them to high cultural ecosystem values. *Science of The Total Environment*, 646(1): 1315-1326.
  123. Pempkowiak J., Obarska-Pempkowiak H., Gajewska M., Wojciechowska E. (2009). The influence of humic substances in treated sewage on the quality of surface waters. *Series of Monographs: Water Protection Systems in Agricultural and Industrial Regions Selected Problems Polish J. of Environ. Stud.* 3 (2009): 27-33.
  124. Pluta K., Mrowiec M. (2015). Analiza oddziaływania systemów kanalizacyjnych na odbiornik. *Inżynieria Ekologiczna* 45: 183-194.
  125. PN-EN 12056-1:2002: Systemy kanalizacji grawitacyjnej wewnątrz budynków.
  126. PN-EN 1717:2003: Ochrona przed wtórnym zanieczyszczeniem wody w instalacjach wodociągowych i ogólne wymagania dotyczące urządzeń zapobiegających zanieczyszczeniu przez przepływ zwrotny.
  127. Polkowska Ż. (2008) Quality of road and roof runoff waters from an urban region with Gdańsk (Poland) as an example. In: 1st WSEAS International Conference on ENVIRONMENTAL and GEOLOGICAL SCIENCE and ENGINEERING (EG'08) Malta, September 11-13, 2008.
  128. Polkowska Ż., Kot A., Wiergowski M., Wolska L., Wołowska K., Namieśnik J. (2000): Organic pollutants in precipitation. Determination of pesticides and polycyclic aromatic hydrocarbons in Gdańsk, Poland. *Atmospheric Environment* 34(8): 1233-1245.

129. Polkowska Ż., Namieśnik J. (2008). Road and roof runoff waters as a source of pollution in a big urban agglomeration (Gdansk, Poland). *Ecological Chemistry and Engineering*. S, 15(3): 375–385.
130. Rash J.K., Liehr S.K. (1999). Flow pattern analysis of constructed wetlands treating landfill leachate. *Wat. Sci. Tech.*, 40 (3): 309-315.
131. Revitt D.M., Shutes R.B.E., Jones R.H., Forshaw M., Winter B. (2004). The performances of vegetative treatment systems for highway runoff during dry and wet conditions. *The science of the total environment* 334-335 (2004). 262-270.
132. Revitt D.M., Worrall P., Brewer D. (2001) The integration of constructed wetland into a treatment system for an airport runoff. *Water Science and Technology* 44 (11-12): 496-476.
133. Rogasik M., Piasny M. (2014): Kompletnie systemy zagospodarowania deszczówki. *Wodociągi - Kanalizacja* 2014 (2), dostępne na stronie internetowej: <http://www.eczytelnia.abrys.pl/wodociagi-kanalizacja/2014-2-736/raport-wod-kan-8572/kompletne-systemy-zagospodarowania-deszczowki-17546>.
134. Rossi L., Krejci V., Rauch W., Kreikenbaum S., Fankhauser R., Gujer W. (2005). Stochastic modeling of total suspended solids (TSS) in urban areas during rain events. *Water Research* 39(17): 4188–4196.
135. Rozporządzenie Ministra Infrastruktury z dnia 14 stycznia 2002 r. w sprawie określenia przeciętnych norm zużycia wody (Dz.U. 2002 Nr 8 poz.70).
136. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 1 września 2016 r. w sprawie sposobu prowadzenia oceny zanieczyszczenia powierzchni ziemi (Dz.U. 2016 nr 0 poz.1395).
137. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 16 kwietnia 2002 r. w sprawie rodzajów oraz substancji, które powodują, że urobek jest zanieczyszczony (Dz.U. 2002 nr 55 poz. 498).
138. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 18 listopada 2014 r. w sprawie warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi, oraz w sprawie

- substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego (Dz.U. 2014 poz. 1800).
139. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 21 lipca 2016 r. w sprawie sposobu klasyfikacji jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych (Dz. U. 2016 poz. 1187).
  140. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 września 2002 r. w sprawie standardów jakości gleby oraz standardów jakości ziemi (Dz.U. 2002 nr 165 poz. 1389).
  141. Rozporządzenie Ministra Zdrowia z dnia 13 listopada 2015 r. w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi (Dz. U. 2015 poz. 1989).
  142. Rustige H., Nolde E. (2006). Nitrogen elimination from landfill leachates using an extra carbon source in subsurface flow constructed wetlands. In: Proc. of 10th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, September 23-29 2006 Lisbon, Portugal: 229-239.
  143. Sakson G. (2010): Wykorzystanie wód opadowych w budynkach. Rynek Instalacyjny 5/2010: 11-15.
  144. Sakson G., Zawilski M., Badowska E., Brzezińska A. (2014). Zanieczyszczenia ścieków opadowych jako podstawa wyboru sposobu ich zagospodarowania. Journal of Civil Engineering, Environment and Architecture, t.XXXI, z.61 (3/1/14), 253-264.
  145. Schmitt N., Wanko A., Laurent J., Bois P., Molle P., Mose R. (2015). Constructed wetlands treating stormwater from separate sewer networks in a residential Strasbourg urban catchment area: Micropollutant removal and fate. Journal of Environmental Chemical Engineering. 3.10.1016/j.jece.2015.10.008.
  146. Shutes R.B.E., Revitt D.M., Lagerberg I.M., Barraud V.C.E. (1999). The design of vegetative constructed wetlands for the treatment of highway runoff. The Science of the Total Environment 235 (1999): 189-197.



147. Słyś D. (2006). Wykorzystanie wód opadowych w instalacji sanitarnej budynków mieszkalnych. *Przegląd Naukowy Inżynieria i Kształtowanie Środowiska* XV (13): 192-201.
148. Słyś D. (2008). Retencja i infiltracja wód deszczowych. Wyd. Politechnika Rzeszowska, Rzeszów.
149. Słyś D. (2009). Potential of rainwater utilization in residential housing in Poland. *Water and Environment Journal* 23(4): 318–325. DOI: 10.1111/j.1747-6593.2008.00159.x.
150. Słyś D. (2013). *Zrównoważone systemy odwadniania miast*. Dolnośląskie Wyd. Edukacyjne, Wrocław.
151. Sojka M., Siepak M., Gnojska E. (2013). Ocena zawartości metali ciężkich w osadach dennych wstępnej części zbiornika retencyjnego Stare Miasto na rzece Powie. *Rocznik Ochrona Środowiska* 15: 1916–1928.
152. Song K., Xenopoulos M.A., Marsalek J., Frost P.C. (2015). The fingerprints of urban nutrients: dynamics of phosphorus speciation in water flowing through developed landscapes. *Biogeochemistry* 125: 1-10.
153. Stadnik A. (2015). Recykling wody deszczowej i wody szarej, dostępne na stronie internetowej: <http://www.polskiinstalator.com.pl/strefa-inwestora/1405-recykling-wody-deszczowej-i-wody-szarej> w dniu 05.06.2016.
154. Stec A. (2015): Racjonalizacja zużycia wody w budynku jednorodzinnym. *Technologia Wody* VII 5(43).
155. Stec A., Kordana S. (2015). Analysis of profitability of rainwater harvesting, gray water recycling and drain water heat recovery systems. *Resources, Conservation and Recycling* 105: 84–94. DOI: 10.1016/j.resconrec.2015.10.006.
156. Suligowski Z., Nawrot N. (2018). The consequences of applying a new Polish Water Law Act for protection against urban flooding, *E3S Web of Conferences* 45, 00093 (2018), <https://doi.org/10.1051/e3sconf/20184500093>
157. Szpakowski W., Szydłowski M. (2018). Evaluating the Catastrophic Rainfall of 14 July 2016 in the Catchment Basin

- of the Urbanized Strzyza Stream in Gdańsk, Poland. Polish J. Environ. Stud. 28, 1–6.
158. Tatoulis T., Stefanakis A., Frontistis Z., Akrotos C., Tekerlekopoulou A., Mantzavinos D., Vayenas D. (2016). Treatment of table olive washing water using trickling filters, constructed wetlands and electrooxidation. *Environmental Science and Pollution Research International*. 24. 10.1007/s11356-016-7058-6.
  159. Tobiszewski M., Polkowska Ż., Konieczka P., Namieśnik J. (2010). Roofing materials as pollution emitters—concentration changes during runoff. *Polish Journal of Environmental Studies*, 19(5): 1019–1028.
  160. Tsakovski S., Tobiszewski M., Simeonov V., Polkowska Ż., Namieśnik J. (2010). Chemical composition of water from roofs in Gdansk, Poland. *Environmental Pollution* 158: 84-91.
  161. Tuszyńska A., Woch D. (2014). *Ekologiczna sanitacja. Rozdział i zagospodarowanie ścieków szarych. Cz. I. Wodociągi - Kanalizacja 2014(9): 47-52.*
  162. UN - The United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division (2017). *World Population Prospects, The 2017 Revision. Data Booklet ST/ESA/SER.A/401.*
  163. *Ustawa Prawo wodne z dnia 18 lipca 2001 roku (Dz.U. 2001 Nr 115 poz. 1229).*
  164. *Ustawa z dnia 20 lipca 2017 r. Prawo Wodne. (Dz.U. 2017 poz.1566).*
  165. Van Loon G.W., Duffy S.J. (2007) *Chemia Środowiska. Warszawa, Wyd. Naukowe PWN.*
  166. Vymazal J. (2009). The use of constructed wetlands with horizontal sub-surface flow for various types of wastewater. *Ecological Engineering* 35 (2009): 1-17.
  167. Vymazal J. (2010). *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. Water* 2: 530-549, doi:10.3390/w2030530.
  168. Vymazal J. (2011). Enhancing ecosystem services on the landscape with created, constructed and restored wetlands. *Ecological Engineering* 37 (2011): 1-5.

169. Vymazal J., Březinová T. (2015) The use of constructed wetlands for removal of pesticides from agricultural runoff and drainage: a review. *Environment International*: 75: 11-20.
170. Vymazal J., Švehla J., Kröpfelova L., Chrastný V. (2007). Trace metals in *Phragmites australis* and *Phalaris arundinacea* growing in constructed and natural wetlands. *Science of the Total Environment* 380: 154-162.
171. Waara S., Waara K-O., Forsberg Å., Fridolfsson M. (2008) An evaluation of the performance of a constructed wetland system for treatment of landfill leachate during 2003-2006. *Proc. Waste 2008: Waste and resource Management – a Shared Responsibility*. Stratford-upon-Avon, Warwickshire, England, 16-17 September 2008.
172. Waara S., Wojciechowska E. (2018). Analysis of process behaviour in a FSW system for treatment of landfill leachate using Multivariate Statistical Process Control (MSPC). In: *Proceeding of 16th IWA International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control*; 30th September – 4th October 2018 Valencia, Spain.
173. Walaszek M, Bois P., Laurent J., Lenormand E., Wanko, A. (2018). Urban stormwater treatment by a constructed wetland: Seasonality impacts on hydraulic efficiency, physico-chemical behavior and heavy metal occurrence. *Science of The Total Environment*, 637-638: 443-454.
174. Walaszek M., Del Nero M., Bois P. Ribstein L., Courson O., Wanko A., Laurent J. (2018). Sorption behavior of copper, lead and zinc by a constructed wetland treating urban stormwater. *Applied Geochemistry*, 97: 167-180.
175. Walker C., Tondera K., Lucke T. (2017). Stormwater Treatment Evaluation of a Constructed Floating Wetland after Two Years Operation in an Urban Catchment. *Sustainability*,9(10): 1-10.
176. Wallinder L.O., Leygraf C., Karlen C., Heijerick D., Janssed C.R. (2001). Atmospheric corrosion of zinc based materials: runoff

- rates, chemical speciation and ecotoxicity effects, *Corrosion Science* 43: 809-816.
177. Walsh C. J., Roy A. W. Feminella J., Cottingham P. Groffman P., Morgan II R. (2005). The Urban Stream Syndrome: Current Knowledge and the Search For A Cure. *Journal of the North American Benthological Society* 4 (3): 706-723.
178. Weinerowska-Bords K. (2010). Wpływ uproszczeń na obliczanie spływu deszczowego w zlewni zurbanizowanej. Wydawnictwo Politechniki Gdańskiej, Gdańsk.
179. Widłak M. (2011). Toksyczność glinu wyzwaniem środowiskowym. *Rocznik Świętokrzyski* 32: 131-140.
180. Winston R.J., Hunt W.F., Kennedy S.G., Merriman L.S., Chandler J., Brown D. (2013). Evaluation of floating treatment wetlands as retrofits to existing stormwater retention ponds. *Ecological Engineering*, 54: 254–265.
181. WIOŚ - Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Gdańsku (2014): Monitoring chemizmu opadów atmosferycznych i ocena depozycji zanieczyszczeń w województwie pomorskim w 2014 roku, dostępne na stronie internetowej: <http://www.gdansk.wios.gov.pl/monitoring/50-informacje-o-stanie-srodowiska/chemizm/309-chemizm-14.html> w dniu 04.10.2018.
182. Wojciechowska E. (2010). Oczyszczanie wód opadowych w systemach korzeniowych. *Wodociągi i Kanalizacja* 4/2010.
183. Wojciechowska E. (2013). Procesy i efektywność usuwania zanieczyszczeń z odcieków ze składowisk odpadów komunalnych w oczyszczalniach hydrofitowych. *Monografie Komitetu Inżynierii Środowiska PAN nr 106*, Gdańsk.
184. Wojciechowska E. (2017). Potential and limits of landfill leachate treatment in a multi-stage subsurface flow constructed wetland – evaluation of organics and nitrogen removal. *Bioresource Technology*, 236: 146-154
185. Wojciechowska E., Gajewska M. (2013). Partitioning of heavy metals in sub-surface flow treatment wetlands receiving

- high-strength wastewater. *Water Science Technology* 68 (2): 486-493.
186. Wojciechowska E., Gajewska M., Matej-Łukowicz K. (2017a). Wybrane aspekty zrównoważonego gospodarowania wodami opadowymi na terenie zurbanizowanym. Wyd. Politechnika Gdańska, Wydział Inżynierii Lądowej i Środowiska, Gdańsk.
187. Wojciechowska E., Gajewska M., Obarska-Pempkowiak H. (2010). Treatment of landfill leachate by constructed wetlands: three case studies. *Polish J. of Environ. Stud.* 19 (2010): 643-650.
188. Wojciechowska E., Gajewska M., Ostojki A. (2017b). Reliability of nitrogen removal processes in multistage treatment wetlands receiving high-strength wastewater. *Ecological Engineering* 98: 365-371.
189. Wojciechowska E., Gajewska M., Żurkowska N., Surówka M., Obarska-Pempkowiak H. (2015). Zrównoważone systemy gospodarowania wodą deszczową. Wyd. Politechniki Gdańskiej, Gdańsk.
190. Wojciechowska E., Obarska-Pempkowiak H. (2008). Zawartość wybranych metali ciężkich w makrofitach oczyszczalni hydrofitowej. *Gaz, Woda i Technika Sanitarna* 9 (2008): 49-52.
191. Wojciechowska E., Rackiewicz A., Nawrot N., Matej-Łukowicz K., Obarska-Pempkowiak H. (2017c). Badania rozmieszczenia metali ciężkich w osadach dennych zbiorników retencyjnych na terenie zlewni zurbanizowanej. *Rocznik Ochrona Środowiska* 19(2017):572-589.
192. Wojciechowska E., Waara S. (2011). Distribution and removal efficiency of heavy metals in two constructed wetlands treating landfill leachate. *Water Science and Technology*, 64(8): 1597-1606.
193. WWAP (United Nations World Water Assessment Programme) (2014). *The United Nations World Water Development Report 2014: Water and Energy*. Paris, UNESCO.

194. WWAP (United Nations World Water Assessment Programme) (2015). The United Nations World Water Development Report 2015: Water for a Sustainable World. Paris, UNESCO.
195. WWAP (United Nations World Water Assessment Programme)/UN-Water (2018). The United Nations World Water Development Report 2018: Nature-Based Solutions for Water. Paris, UNESCO.
196. Xu F.-L., Tao S., Xu Z.-R. (1999). The restoration of riparian wetlands and macrophytes in Lake Chao, an eutrophic Chinese lake: possibilities and effects. *Hydrobiologia* 405: 169–178.
197. Zhang K., Chui T.F.M. (2019). Linking hydrological and bioecological benefits of green infrastructures across spatial scales – A literature review,. *Science of The Total Environment*, 646: 1219-1231.
198. Żmijewska D. (2017). Wykorzystanie wód opadowych i ścieków szarych w gospodarstwach domowych. Praca dyplomowa magisterska wykonana pod kierunkiem dr hab. inż. E.Wojciechowskiej. Politechnika Gdańska, Wydział Inżynierii Lądowej i Środowiska, Gdańsk 2017 r., manuskrypt.

#### Strony internetowe

1. <https://upload.wikimedia.org/wikipedia/commons/9/9b/Shin1111.jpg>
2. Eurostat [https://ec.europa.eu/eurostat/web/products-datasets/-/t2020\\_rd220](https://ec.europa.eu/eurostat/web/products-datasets/-/t2020_rd220) data dostępu:10.10.2018
3. [https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Water\\_statistics](https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Water_statistics)
4. <http://waterfootprint.org/en/water-footprint/national-water-footprint/virtual-water-trade/>
5. [http://www.globalwettech.com/media/k2/items/cache/474f4cdd4383ff91fd1d98bcb039d93b\\_L.jpg](http://www.globalwettech.com/media/k2/items/cache/474f4cdd4383ff91fd1d98bcb039d93b_L.jpg)
6. <http://www.vattenavlopp.info/vatmark/wetland.htm>
7. [www.naturallywallace.com](http://www.naturallywallace.com)

8. <http://waterfootprint.org>
9. [www.ellenmacarthurfoundation.org/](http://www.ellenmacarthurfoundation.org/)
10. [meteo.pg.gda.pl/](http://meteo.pg.gda.pl/)
11. <http://deszczowka.pl/images/deszcz1.jpg>

**MONOGRAFIE KOMITETU INŻYNIERII ŚRODOWISKA  
Polskiej Akademii Nauk**

- Nr 1 MIKROORGANIZMY W KSZTAŁTOWANIU JAKOŚCI  
I UZDATNIANIU WÓD PODZIEMNYCH  
Krystyna Olańczuk-Neyman  
Gdańsk 2001
- Nr 2 METODY OCENY I PODNOSZENIA NIEZAWODNOŚCI  
DZIAŁANIA KOMUNALNYCH SYSTEMÓW ZAOPATRZENIA  
W WODĘ  
Artur Wieczysty  
Kraków 2001
- Nr 3 UTYLIZACJA ZUŻYTYCH JONITÓW DO REKULTYWACJI  
ZDEGRADOWANYCH UTWORÓW PIASZCZYSTYCH –  
BADANIA  
MODELOWE  
Mariola Chomczyńska  
Lublin 2001
- Nr 4 POJEZIERZE ŁĘCZYŃSKO-WŁODAWSKIE PRZEKSZTAŁCENIE  
STRUKTURY EKOLOGICZNEJ KRAJOBRAZU  
I UWARUNKOWANIA ZAGOSPODAROWANIA  
PRZESTRZENNEGO  
Tadeusz J. Chmielewski  
Lublin 2001
- Nr 5 DEGRADACJA ZWIĄZKÓW ORGANICZNYCH ZAWARTYCH  
W ODCIEKACH Z WYSYPISK  
Joanna Surmacz-Górska  
Lublin 2001
- Nr 6 POLICHLOROWANE DIBENZO(P)DIOKSYNY I  
DIBENZOFURANY –  
WŁAŚCIWOŚCI I ODDZIAŁYWANIE NA ŚRODOWISKO  
Zdzisław Kozak, Marzenna R. Dudzińska  
Lublin 2001
- Nr 7 PESTYCYDY W ŚRODOWISKU I ICH OZNACZENIE METODĄ  
CHROMATOGRAFII GAZOWEJ  
Krystyna Pomorska  
Lublin 2001
- Nr 8 ENERGETYCZNE ASPEKTY WYTWARZANIA OZONU DLA  
POTRZEB  
INŻYNIERII ŚRODOWISKA  
Janusz Ozonek  
Lublin 2002



- Nr 9 INŻYNIERIA ŚRODOWISKA STAN OBECNY I PERSPEKTYWY  
ROZWOJU  
(MATERIAŁY NA KONGRES)  
Lublin 2002
- Nr 10 I KONGRES INŻYNIERII ŚRODOWISKA  
MATERIAŁY  
Lublin 2002
- Nr 11 I KONGRES INŻYNIERII ŚRODOWISKA  
MATERIAŁY  
Lublin 2002
- Nr 12 I KONGRES INŻYNIERII ŚRODOWISKA  
RERERATY PROBLEMOWE  
Lublin 2002
- Nr 13 ANALIZA PRCESÓW WYTWARZANIA OZONU DLA  
POTRZEB OCHRONY ŚRODOWISKA  
Janusz Ozonek  
Lublin 2003
- Nr 14 WYSTĘPOWANIE I PRZEMIANY POLICHLOROWANYCH  
DIBENZO-P-DIOKSYN I DIBENZOFURANÓW W UKŁADACH:  
OSADY ŚCIEKOWE – GLEBA  
Marzenna R. Dudzińska  
Lublin 2003
- Nr 15 i KONGRES INŻYNIERII ŚRODOWISKA  
MATERIAŁY - SUPLEMENT  
Lublin 2003
- NR 16 FILOZOFICZNE I SPOŁECZNE UWARUNKOWANIA  
ZRÓWNOWAŻONEGO ROZWOJU  
Artur Pawłowski  
Lublin 2003
- NR 17 INŻYNIERSKIE, PRZYRODNICZE I EKONOMICZNE  
UWARUNKOWANIA ZRÓWNOWAŻONEGO ROZWOJU  
Zdzisław Ciećko  
Lublin 2003
- NR 18 POLSKA INŻYNIERIA ŚRODOWISKA - INFORMATOR  
Anna Maria Anielak  
Lublin 2003
- NR 19 UTLENIANIE METANU W WARUNKACH BIOLOGICZNEJ  
REKULTYWACJI SKŁADOWISK KOMUNALNYCH  
PRZYWĘGŁOWEJ SKAŁY PŁONNEJ  
Witold Stępniewski  
Lublin 2003
- NR 20 SPECJACJA W OCHRONIE I INŻYNIERII ŚRODOWISKA  
Elżbieta Bezak-Mazur  
Lublin 2004

- NR 21 NEW MATERIALS AND TECHNOLOGIES FOR ENVIRONMENTAL ENGINEERING  
Part I. Syntheses and structure of ion exchange fibers  
Vladimir Soldatov, Lucjan Pawłowski, Aleksander Shunkevich,  
Henryk Wasąg  
Lublin 2004
- NR 22 V KONFERENCJA NAUKOWA  
MEMBRANY I PROCESY MEMBRANOWE W OCHRONIE ŚRODOWISKA  
Gliwice 2004
- NR 23 HODOWLA SYNCHRONICZNA CHLORELLA VULGARIS  
W KONTROLI JAKOŚCI WÓD  
Anna Czaplicka-Kotas  
Kraków 2004
- NR 24 PROFESOR TOMASZ WINNICKI W NAUCE I ŻYCIU  
SPOŁECZNYM  
Lublin 2004
- NR 25 OCHRONA I INŻYNIERIA ŚRODOWISKA ZRÓWNOWAŻONY  
ROZWÓJ  
Szkoła Ochrony i Inżynierii Środowiska im. Walerego Goetla  
Kraków 2004
- NR 26 FILOZOFICZNE, SPOŁECZNE I EKONOMICZNE  
UWARUNKOWANIA ZRÓWNOWAŻONEGO ROZWOJU  
Artur Pawłowski  
Lublin 2004
- NR 26 SUPLEMENT PRZYRODNICZE UWARUNKOWANIA  
ZRÓWNOWAŻONEGO ROZWOJU  
Zdzisław Ciećko  
Lublin 2004
- NR 27 PATHWAYS OF POLLUTANTS AND MITIGATION STRATEGIES  
OF THEIR IMPACT ON THE ECOSYSTEMS  
Marzenna R. Dudzińska, Małgorzata Pawłowska  
Lublin 2004
- NR 28 PODSTAWY BEZPIECZEŃSTWA SYSTEMÓW ZAOPATRZENIA  
W WODĘ  
Janusz Rak  
Lublin 2005
- NR 29 TECHNOLOGICZNE PODSTAWY MODERNIZACJI MAŁYCH  
OCZYSZCZALNI ŚCIEKÓW  
Lech Dzienis  
Białystok 2005

- NR 30 XII OGÓLNOPOLSKA KONFERENCJA NAUKOWO-TECHNICZNA  
Z CYKLU PROBLEMY GOSPODARKI WODNO-ŚCIEKOWEJ W  
REGIONACH ROLNICZO-PRZEMYSŁOWYCH  
MATERIAŁY  
Lech Dzieńis  
Białystok 2005
- NR 31 PROFESOR ANDRZEJ KRÓLIKOWSKI. JUBILEUSZ 50-LECIA  
PRACYZAWODOWEJ, BADAWCZEJ I NAUKOWO-  
DYDAKTYCZNEJ.  
MATERIAŁY  
Izabela Bartkowska, Lech Dzieńis  
Białystok 2005
- NR 32 II KONGRES INŻYNIERII ŚRODOWISKA  
MATERIAŁY, TOM I  
Lublin 2005
- NR 33 II KONGRES INŻYNIERII ŚRODOWISKA  
MATERIAŁY, TOM II  
Lublin 2005
- NR 34 DEVELOPMENT OF INSULATION WITH Especially DESIGNER  
PROPERTIES FOR BUILDING RENOVATION  
John Grunewald, Henryk Sobczuk  
Lublin 2005
- NR 35 OSADY POWSTAJĄCE W OBIEKTACH SYSTEMU KANALIZACJI  
DESZCZOWEJ  
A. Królikowski, K. Garbarczyk, J. Gwoździej-Mazur, A.  
Butarewicz  
Białystok 2005
- NR 36 MEMBRANY I PROCESY MEMBRANOWE W OCHRONIE  
ŚRODOWISKA  
Gliwice 2006
- NR 37 PODSTAWY MODELOWANIA SYSTEMÓW EKSPLOATACJI  
WODOCIĄGÓW I KANALIZACJI  
Sławczo Danczew  
Lublin 2006
- NR 38 POLSKA INŻYNIERIA ŚRODOWISKA INFORMATOR  
Anna Maria Anielak  
Lublin 2007
- NR 39 TIME DOMAIN REFLECTOMETRY METHOD IN  
ENVIRONMENTAL MEASUREMENTS  
Henryk Sobczuk, Rudolph Plagge  
Lublin 2007

- NR 41 ZINTEGROWANE SYSTEMY ZARZĄDZANIA ENERGIĄ W  
BUDYNKACH BIUROWYCH  
Jan Syposz, Piotr Jadwiszczak  
Lublin 2007
- NR 42 BADANIA DOŚWIADCZALNE W ROZWOJU TECHNOLOGII  
UZDATNIANIA WODY  
Marek M. Sozański, Peter M. Huck  
Lublin 2007
- NR 43 OCENA WPŁYWU ZABEZPIECZEŃ PRZECIWEROZYJNYCH NA  
WARUNKI WILGOTNOŚCIOWE W PROFILU GLEBOWYM  
Marcin K. Widomski  
Lublin 2007
- NR 44 PROGNOSTYCZNY MODEL URUCHAMIANIA BIOGENNYCH  
ZWIĄZKÓW AZOTU I FOSFORU W ERODOWANYCH GLABACH  
MAŁEJ ZLEWNI LESSOWEJ  
Piotr Gliński  
Lublin 2007
- NR 45 BADANIA POŁA CIEPLNEGO W HALACH OGRZEWANYCH  
PROMIENNIKAMI CERAMICZNYMI  
Edyta Dudkiewicz, Janusz Jeżowiecki  
Lublin 2007
- NR 46 VI ZJAZD KANALIZATORÓW POLSKICH POLKAN'07  
MATERIAŁY  
M. Zawilski, G. Sakson, G. Mozolewska  
Lublin 2007
- Nr 47 ENERGETYCZNE I PROCESOWE ASPEKTY PRODUKCJI I  
ZASTOSOWAŃ OZONU W TECHNICIE  
J. Ozonek, S. Fijałkowski  
Lublin 2007
- Nr 48 OPTOELECTRONIC DIAGNOSTICS OF COMBUSTION  
PROCESSES. INSTRUMENTS METHODS OF APPLICATIONS.  
Waldemar Wójcik  
Lublin 2008
- Nr 49 MEMBRANY I PROCESY MEMBRANOWE W OCHRONIE  
ŚRODOWISKA.  
Krystyna Konieczny, Michał Bodzek  
Gliwice 2008
- Nr 50 WYBRANE ZAGADNIENIA Z MODELOWANIA  
MATEMATYCZNEGO PROCESU OSADU CZYNNEGO.  
Z. Dymaczewski  
Poznań 2008

- Nr 51 ROZWÓJ ZRÓWNOWAŻONY – IDEA, FILOZOFIA, PRAKTYKA.  
A. Pawłowski  
Lublin 2008
- Nr 52 ULTRASŁABA LUMINESCENCJA GLONÓW CHARACEAE JAKO  
METODA OCENY ŚRODOWISKA WODNEGO  
Anna Jaśkowska  
Lublin 2008
- Nr 53 PODSTAWY REOLOGII I TRANSPORTU RUROWEGO  
ZAWIESIN I OSADÓW Z OCZYSZCZANIA WODY I ŚCIEKÓW  
Zbysław Dymaczewski, Joanna Jeż-Walkowiak, Adam  
Marlewski, Marek Sozański  
Poznań 2008
- Nr 54 PRZYDATNOŚĆ WYBRANYCH BIOINDYKATORÓW DO OCENY  
EFEKTYWNOŚCI BIOREMEDIACJI GRUNTÓW  
ZANIECZYSZCZONYCH WĘGLOWODORAMI  
A. Małachowska-Jutsz, K. Miksch  
Gliwice 2008
- Nr 55 MECHANIZMY TWORZENIA SIĘ I ROZPRZESTRZENIANIA  
ZWIĄZKÓW DIOKSYNOPOCHODNYCH W ŚRODOWISKU  
Jacek Czerwiński  
Lublin 2008
- Nr 56 OGÓLNOPOLSKA KONFERENCJA NAUKOWA. INŻYNIERIA  
EKOLOGICZNA  
Hanna Obarska-Pempkowiak  
Lublin 2009
- Nr 57 RETENCJA ZBIRONIKOWA I STEROWANIE DOPŁYWEM  
ŚCIEKÓW DO OCZYSZCZALNI  
Daniel Słyś  
Lublin, 2009
- Nr 58 POLSKA INŻYNIERIA ŚRODOWISKA PIĘĆ LAT PO  
WSTĄPIENIU DO UNII EUROPEJSKIEJ TOM 1  
Janusz Ozonek, Małgorzata Pawłowska  
Lublin 2009
- Nr 59 POLSKA INŻYNIERIA ŚRODOWISKA PIĘĆ LAT PO  
WSTĄPIENIU DO UNII EUROPEJSKIEJ TOM 2  
Janusz Ozonek, Artur Pawłowski  
Lublin 2009
- Nr 60 POLSKA INŻYNIERIA ŚRODOWISKA PIĘĆ LAT PO  
WSTĄPIENIU DO UNII EUROPEJSKIEJ TOM 3  
Marzenna Dudzińska, Lucjan Pawłowski  
Lublin 2009

- Nr 61 NOWE METODY REDUKCJI EMISJI ZANIECZYSZCZEŃ  
I WYKORZYSTANIA PRODUKTÓW UBOCZNYCH  
OCZYSZCZALNI ŚCIEKÓW  
Hanna Obarska – Pempkowiak, Lucjan Pawłowski  
Lublin 2009
- Nr 62 MEMBRANY I PROCESY MEMBRANOWE W PRACY  
NAUKOWEJ PROF. DR HAB. INŻ. MICHAŁA BODZKA  
Krystyna Koniczny  
Gliwice 2009
- Nr 63 MIKROBIOLOGICZNE METODY OGRANICZANIA EMISJI  
METANU ZE SKŁADOWISK ODPADÓW  
Małgorzata Pawłowska  
Lublin 2010
- Nr 64 MICROORGANISMS IN THE ENVIRONMENT AND  
ENVIRONMENTAL ENGINEERING FROM ECOLOGY AND  
TECHNOLOGY  
Krystyna Olańczuk-Neyman  
Hanna Mazur-Marzec  
Gdańsk- Gdynia 2010
- Nr 65 MEMBRANY I PROCESY MEMBRANOWE W OCHRONIE  
ŚRODOWISKA TOM 1  
Krystyna Koniczny  
Gliwice 2010
- Nr 66 MEMBRANY I PROCESY MEMBRANOWE W OCHRONIE  
ŚRODOWISKA TOM 2  
Krystyna Koniczny  
Gliwice 2010
- Nr 67 ENERGETYKA-DZIŚ I JUTRO  
Tomasz Cholewa  
Alicja Siuta-Oлча  
Lublin 2010
- Nr 68 HYDROLOGIA W INŻYNIERII I GOSPODARCE WODNEJ TOM 1  
Beniamin Więzik  
Warszawa 2010
- Nr 69 HYDROLOGIA W INŻYNIERII I GOSPODARCE WODNEJ TOM 2  
Artur Magnuszewski  
Warszawa 2010
- Nr 70 PROFESOR LUCJAN PAWŁOWSKI W DRODZE PRZEZ ŻYCIE  
Henryk Wasąg  
Lublin 2010
- Nr 71 KOMPUTEROWE WSPOMAGANIE PROJEKTOWANIA  
Zbigniew Suchorab, Agnieszka Jedut, Grzegorz Łągód, Andrzej  
Raczkowski  
Lublin 2010

- Nr 72 MODELOWANIE PRZEPIŹYWÓW ORAZ TRANSPORTU I BIODEGRADACJI ZANIECZYSZCZEŃ  
Grzegorz Łągód, Zbigniew Suchorab, Marcin Widomski, Katarzyna Wróbel  
Lublin 2010
- Nr 73 MODELOWANIE RUCHU WODY I TRANSPORT ZANIECZYSZCZEŃ W ÓŚRODKU POROWATYM  
Marcin Widomski, Dariusz Kowalski, Grzegorz Łągód  
Lublin 2010
- Nr 74 MODELOWANIE SYSTEMU OCZYSZCZANIA ŚCIEKÓW  
Agnieszka Montusiewicz, Grzegorz Łągód, Adam Piotrowicz  
Lublin 2010
- Nr 75 JĘZYKI PROGRAMOWANIA KOMPUTERÓW  
Grzegorz Łągód, Henryk Sobczuk, Zbigniew Suchorab  
Lublin 2010
- Nr 76 SYSTEMY GRZEWCZE  
Tomasz Cholewa, Alicja Siuta-Olcha  
Lublin 2010
- Nr 77 UKŁADY WENTYLACJI, KLIMATYZACJI I CHŁODNICTWA  
Andrzej Raczkowski, Sławomira Dumala, Mariusz Skwarczyński  
Lublin 2010
- Nr 78 NITRYFIKACJA W PROCESACH OCZYSZCZANIA WYBRANYCH WÓD ODPADOWYCH I ŚCIEKÓW  
Joanna Surmacz-Górska  
Gliwice 2010
- Nr 79 TECHNOLOGIE ENERGII ODNAWIALNEJ  
K. Nalewaj, J. Diatczyk, R. Jaroszyńska  
Lublin 2010
- Nr 80 NOWOCZESNE TECHNOLOGIE PALIW I SPALANIA  
P. Komoda  
Lublin 2010
- Nr 81 UKŁADY ELEKTORNICZNE W NOWOCZESNYCH TECHNOLOGIACH ENERGETYCZNYCH  
W. Surtel, P. Komoda  
Lublin 2010
- Nr 82 INŻYNIERIA ELEKTRYCZNA I TECHNOLOGIE INFORMATYCZNE W UKŁADACH ENERGOELEKTRONICZNYCH W NOWOCZESNYCH TECHNOLOGIACH ENERGETYCZNYCH  
P. Kacejko, S. Adamek  
Lublin 2010

- Nr 83 ENERGOOSZCZEDNY BUDYNEK  
M. Horyński  
Lublin 2010
- Nr 84 SIECI KOMPUTEROWE  
K. Gromaszek, T. Ławicki  
Lublin 2010
- Nr 85 ARCHITEKTURA KOMPUTERÓW I SYSTEMY GIER  
W. Surtel, P. Kisała  
Lublin 2010
- Nr 86 ARCHITEKTURA KOMPUTERÓW I SYSTEMY OPERACYJNE  
W. Surtel, P. Kisała  
Lublin 2010
- Nr 87 ZASTOSOWANIE ZJAWISKA KAWITACJI  
HYDRODYNAMICZNEJ W INŻYNIERII ŚRODOWISKA  
Janusz Ozonek  
Lublin 2010
- Nr 88 NOWE METODY OPISU STRUKTURY SIECI WODOCIĄGOWYCH  
DO ROZWIĄZANIA PROBLEMÓW ZWIĄZANYCH Z ICH  
PROJEKTOWANIEM I EKSPLOATACJĄ  
Dariusz Kowalski  
Lublin 2010
- Nr 89 JAKUB KAZIMIERZ SIEMEK- PROFESOR HONOROWY  
POLITECHNIKI LUBELSKIEJ  
Lublin 2010
- Nr 90 TOMASZ WINNICKI- PROFESOR HONOROWY POLITECHNIKI  
LUBELSKIEJ  
Lublin 2010
- Nr 91 WYKORZYSTANIE WŁAŚCIWOŚCI ADSORPCYJNYCH  
MATERIAŁÓW ODPADOWYCH DO USUWANIA BARWNIKÓW  
Z ROZTWORÓW WODNYCH  
Urszula Filipkowska  
Lublin 2011
- Nr 92 ZAAWANSOWANE METODY USUWANIA NATURALNYCH  
SUBSTANCJI  
M. Kabsch-Korbutowicz  
Lublin 2012
- Nr 93 INŻYNIERIA ŚRODOWISKA – STAN OBECNY I PERSPEKTYWY  
ROZWOJU  
Cz. Rosik-Dulewska, M. Kostecki  
Lublin 2011
- Nr 94 Badania nad zwiększeniem wydajności barwnikowych ogniw  
słonecznych  
A. Zdyb  
Lublin 2012



- Nr 95 MEMBRANY I PROCESY MEMBRANOWE W OCHRONIE ŚRODOWISKA TOM 1  
K. Konieczny, I. Korus  
Gliwice 2012
- Nr 96 MEMBRANY I PROCESY MEMBRANOWE W OCHRONIE ŚRODOWISKA TOM 2  
M. Bodzek, J. Pelczara  
Gliwice 2012
- Nr 97 PROFESOR JANUARY BIEŃ CZTERDZIEŚCI LAT W DYDAKTYCE I NAUCE  
L. Pawłowski  
Lublin 2012
- Nr 98 WSPÓŁFERMENTACJA OSADÓW ŚCIEKOWYCH I WYBRANYCH KOSUBSTRATÓW JAKO METODA EFEKTYWNEJ BIOMETANIZACJI  
A. Montusiewicz  
Lublin 2012
- Nr 99 POLSKA INŻYNIERIA ŚRODOWISKA. PRACE. TOM I  
M.R. Dudzińska, A. Pawłowski  
Lublin 2012
- Nr 100 POLSKA INŻYNIERIA ŚRODOWISKA. PRACE. TOM II  
M.R. Dudzińska, A. Pawłowski  
Lublin 2012
- Nr 101 KOMPOSTOWANIE KOMUNALNYCH OSADÓW ŚCIEKOWYCH JAKO FORMA RECYKLINGU ORGANICZNEGO  
D. Kulikowska  
Lublin 2012
- Nr 102 ZASTOSOWANIE ZEOLITÓW WYTWORZONYCH Z POPIOŁÓW LOTNYCH DO USUWANIA ZANIECZYSZCZEŃ Z WODY I ŚCIEKÓW  
W. Franus  
Lublin 2012
- Nr 103 BADANIA EKSPERYMENTALNE I TEORETYCZNE ZASOBNIKA CIEPŁEJ WODY ZE STRATYFIKACJĄ TERMICZNĄ WSPÓŁPRACUJĄCEGO Z INSTALACJĄ NISKOTEMPERATUROWĄ  
A. Siuta-Olcha  
Lublin 2012
- Nr 104 WYBRANE MIKROZANIECZYSZCZENIA ORGANICZNE W WODACH I GLEBACH  
M. Włodarczyk-Makuła  
Lublin 2012

- Nr 105 TOKSYCZNOŚĆ W PROCESIE BEZTLENOWEJ STABILIZACJI  
KOMUNNYCH OSADÓW ŚCIEKOWYCH  
Z. Sadecka  
Lublin 2013
- Nr 106 PROCESY I EFEKTYWNOŚĆ USUWANIA ZANIECZYSZCZEŃ  
Z ODCIEKÓW ZE SKŁADOWISKA ODPADÓW KOMUNALNYCH  
W OCZYSZCZALNIACH HYDROFITOWYCH  
E. Wojciechowska  
Gdańsk 2013
- NR 107 ZASTOSOWANIE JONITÓW WŁÓKNISTYCH W PROCESACH  
DEZODORYZACJI I KONTROLI JAKOŚCI POWIETRZA  
H. Wasąg  
Lublin 2013
- NR 108 ROZKŁAD BIOMIMETYKÓW HORMONALNYCH ZA POMOCĄ  
ZAAWANSOWANYCH PROCESÓW UTLENIANIA  
E. Flis  
Gliwice 2013
- NR 109 DEGRADACJA PESTYCYDÓW WYBRANYMI METODAMI  
I. Skoczko  
Białystok 2013
- NR 110 WYKORZYSTANIE SYNTETYCZNYCH ŻYWIC  
JONOWYMIENNYCH W REKULTYWACJI TERENÓW  
ZDEGRADOWANYCH  
M. Chomczyńska  
Lublin 2013
- NR 111 COMPUTER AIDED DESIGNING – 3D MODELING  
G. Łagód, Z. Suchorab  
Lublin 2013
- NR 112 AEROZOLE W POWIETRZU WEWNĘTRZNYM: ŹRÓDŁA -  
POZIOMY - PROBLEMY  
M. Dudzińska  
Lublin 2013
- NR 113 SEPARACJA UCIAŹLIWYCH ZANIECZYSZCZEŃ  
ORGANICZNYCH Z WYKORZYSTANIEM TECHNIK  
MEMBRANOWYCH  
K. Majewska-Nowak  
Wrocław 2013
- NR 114 ŹRÓDŁA WĘGLA W PROCESACH BIOLOGICZNEGO  
USUWANIA AZOTU I FOSFORU  
W. Janczukowicz, J. Rodziewicz  
Lublin 2013

- NR 115 WSKAŹNIKI JAKOŚCIOWE SUBSTANCJI ORGANICZNEJ GLEB  
ZRÓŻNICOWANYM NAWOŻENIU I ZMIANOWANIU  
G. Żukowska  
Lublin 2013
- NR 116 ZANIECZYSZCZENIA A JAKOŚĆ POWIETRZA  
WEWNETRZNEGO W WYBRANYCH POMIESZCZENIACH  
B. Południk  
Lublin 2013
- NR 117 BIOSURFACTANTS: GREEN SURFACTANTS  
G. Płaza  
Lublin 2014
- NR 118 MEMBRANES AND MEMBRANE PROCESSES IN  
ENVIRONMENTAL PROTECTION VOL. 1  
K Konieczny, I. Korus  
Lublin 2014
- NR 119 MEMBRANES AND MEMBRANE PROCESSES IN  
ENVIRONMENTAL PROTECTION VOL. II  
M. Bodzek, J. Pelczar  
Lublin 2014
- NR 120 ZASTOSOWANIE ZEOLITÓW DO SEPARACJI CO<sub>2</sub> I Hg  
Z GAZÓW ODLOTOWYCH W PROCESACH WYCHWYTYWANIA  
I SKŁADOWANIA DITLENKU WĘGLA  
M. Wdowin  
Lublin 2015
- NR 121 WYKORZYSTANIE TUFÓW ZEOLITOWYCH  
W INŻYNIERII ŚRODOWISKA  
W. Franus, A. Pawłowski  
Lublin 2015
- NR 122 OBIEG WYBRANYCH MAKROPIERWIASTKÓW I ZWIĄZKÓW  
BIOGENNYCH W SYSTEMIE RZECZNO - JEZIORNYM NA  
PRZYKŁADZIE GÓRNEJ PASŁĘKI  
J. Grochowska  
Lublin 2015
- NR 123 INCINERATION OF WASTE IN A ROTARY KILN  
J. W. Bujak  
Lublin 2015
- NR 124 PIENIĄDZE I ZRÓWNOWAŻONY ROZWÓJ: BRAKUJĄCE  
OGNIWO  
Lublin 2016
- NR 125 OCENA ZRÓWNOWAŻONOŚCI SYSTEMÓW SOLARNYCH  
OPARTA NA ANALIZIE CYKLU ŻYCIA  
A. Żelazna  
Lublin 2016

- NR 126 NEW MATERIAL SOLUTIONS FOR PLASMA REACTOR  
S. Gnapowski  
Lublin 2017
- NR 127 SUSTAINABILITY OF COMPACTED CLAY LINERS AND  
SELECTED PROPERTIES OF CLAY  
M. Widomski  
Lublin 2016
- NR 128 DROGA PRZEZ ŻYCIE PROFESORA TADEUSZA PIECUCHA: 70  
ROCZNICA URODZIN 4.06.2016R.  
Lublin 2016
- NR 129 INFORMATOR INŻYNIERII ŚRODOWISKA  
A. Anielak, M. Cimochoicz-Rybicka  
Lublin 2016
- NR 130 METODY POMIARU GĘSTOŚCI STRUMIENIA CIEPŁA I STRAT  
CIEPŁA W BUDOWNICTWIE I CIEPŁOWNICTWIE  
K. Wojdyga  
Warszawa 2016
- NR 131 OKREŚLENIE POZIOMU AKTYWNOŚCI SZTUCZNEGO  $^{137}\text{Cs}$  I  
NATURLANEGO  $^{40}\text{K}$  ORAZ WYBRANYCH METALI CIĘŻKICH  
W GLEBACH, NIEKTÓRYCH ROŚLINACH I W OSADACH  
DENNYCH AKWENÓW WODNYCH NA OBSZARACH POLSKI  
POŁUDNIOWEJ  
Kubica  
Lublin 2016
- NR 132 UTYLIZACJA WYBRANYCH ODPADÓW W PRODUKCJI  
SPIEKANYCH KRUSZYW LEKKICH  
M. Franus  
Lublin 2016
- NR 133 ZASTOSOWANIE TECHNIKI REFLAKTOMETRII W DOMENIE  
CZASU DO OCENY STANU ZAWILGOCENIA PRZEGRÓD  
BUDOWLANYCH  
Z. Suchorab  
Lublin 2016
- NR 134 DEPOZYCJA PM<sub>10</sub> PODCZAS OPADÓW ATMOSFERYCZNYCH  
T. Olszowski  
Lublin 2017
- NR 135 ZASTOSOWANIE ZEOLITÓW SYNTETYCZNYCH Z POPIOŁÓW  
LOTNYCH W INŻYNIERII ŚRODOWISKA  
W. Franus  
Lublin 2017
- NR 136 ZASTOSOWANIE ZEOLITÓW SYNTETYCZNYCH Z POPIOŁÓW  
LOTNYCH W INŻYNIERII ŚRODOWISKA  
G. Łagód  
LUBLIN 2017

- NR 137 ANALIZA OPADÓW ATMOSFERYCZNYCH DLA POTRZEB  
PROJEKTOWANIA SYSTEMÓW ODWODNIENIA  
P. Licznar  
Lublin 2018
- NR 138 METALE CIĘŻKIE W ODCIEKACH I ŚCIEKACH  
TECHNOLOGICZNYCH ZE SKŁADOWISK ODPADÓW  
KOMUNALNYCH W ASPEKCIE ZMIAN SPOSOBÓW ICH  
ZAGOSPODAROWANIA  
E. Kulbat  
Gdańsk 2018
- NR 139 EFEKTYWNOŚĆ EKONOMICZNA I ENERGETYCZNA  
W BUDOWNICTWIE JEDNORODZINNYM  
J. Danielewicz  
Lublin 2018
- NR 140 FOSFOR W INTERFAZIE WODA-OSADY DENNE JEZIOR  
ZMIENIONYCH ANTROPOGENICZNIE NA TLE WYBRANYCH  
FIZYKO-CHEMICZNYCH I MIKROBIOLOGICZNYCH  
CZYNNIKÓW ŚRODOWISKOWYCH KSZTAŁTUJĄCYCH  
PROCESY JEGO WYMIANY POMIĘDZY OSADAMI A WODĄ  
R. Augustyniak  
Lublin 2018
- NR 141 BAKTERIOCENOZA PŁYTKIEGO LITORALU ZATOKI PUCKIEJ  
W REJONIE WYSTĘPOWANIA PODMORSKIEGO DRENAŻU  
WÓD PODZIEMNYCH  
K. Jankowska  
Gdańsk 2018
- NR 142 ZDOLNOŚCI SORPCYJNE WYBRANYCH SUBSTANCJI  
BOGATYCH W MA-TERIĘ ORGANICZNĄ W STOSUNKU DO  
BARWNIKÓW  
A. Dzieniszewska, J. Kyzioł-Komosińska  
LUBLIN 2018
- NR 143 ZANIECZYSZCZENIE OSADÓW DENNYCH METALAMI  
CIĘŻKIMI - METODY OCENY  
E. Kulbat, A. Sokołowska  
LUBLIN 2018
- NR 144 ZANIECZYSZCZENIE POWIETRZA W POLSCE  
L. Pawłowski  
LUBLIN 2018

