

EMISJA ZANIECZYSZCZEŃ Z PRZEWÓDÓW BURZOWYCH KANALIZACJI OGÓLNOSPŁAWNEJ

Agnieszka Brzezińska

Monografie Politechniki Łódzkiej

Łódź 2019



EMISJA ZANIECZYSZCZEŃ Z PRZEWÓDÓW BURZOWYCH KANALIZACJI OGÓLNOSPŁAWNEJ

Agnieszka Brzezińska

**Monografie Politechniki Łódzkiej
Łódź 2019**

Recenzenci:
dr hab. inż. Jadwiga Królikowska, prof. PK
dr hab. inż. Marek Zawilski

Redaktor Naukowy
Wydziału Budownictwa, Architektury i Inżynierii Środowiska
dr inż. Marek Jabłoński

© Copyright by Politechnika Łódzka 2019

Wszystkie tabele i rysunki zamieszczone w monografii nieposiadające
w tytule źródła cytowania zostały wykonane przez autorkę

WYDAWNICTWO POLITECHNIKI ŁÓDZKIEJ
90-924 Łódź, ul. Wólczańska 223
tel. 42 631 29 52, 42 631-20-87
fax 42 631-25-38
e-mail: zamowienia@info.p.lodz.pl
www.wydawnictwo.p.lodz.pl

ISBN 978-83-7283-965-7

DOI 10.34658/9788372839657

Nakład 100 egz. Ark druk. 10,0. Papier offset. 80 g 70 x 100
Druk ukończono w styczniu 2019 r.
Wykonano w Drukarni Quick-Druk, 90-562 Łódź, ul. Łąkowa 11
Nr 2279

Spis treści

1. Wprowadzenie.....	5
2. Aspekty prawne funkcjonowania przelewów burzowych.....	10
2.1. Wymagania dotyczące przelewów burzowych w wybranych krajach Europy.	10
2.2. Wymagania dotyczące przelewów burzowych w Polsce.	15
3. Skład ścieków z przelewów burzowych kanalizacji ogólnospławnej	18
3.1. Czynniki wpływające na skład ścieków emitowanych przelewami burzowymi.....	18
3.1.1. Opady.....	19
3.1.2. Osady kanałowe	20
3.2. Badania składu ścieków ogólnospławnych z przelewów burzowych prowadzone w świecie.....	21
3.3. Wpływ ścieków ogólnospławnych z przelewów burzowych na odbiornik.....	27
3.3.1. Amoniak.....	30
3.3.2. Substancje organiczne	30
3.3.3. Substancje biogenne	31
3.3.4. Zawiesiny ogólne	32
3.3.5. Metale ciężkie.....	32
3.3.6. Inne mikrozanieczyszczenia.....	34
3.3.7. Skażenie mikrobiologiczne	34
3.3.8. Względy estetyczne	36
4. Badania własne	38
4.1. Opis obiektów badań	38
4.2. Zakres i metodyka badań.....	41
4.2.1. Metodyka poboru próbek.	41
4.2.2. Metodyka prowadzenia badań składu ścieków ogólnospławnych emitowanych przelewami.....	43
4.3. Metody opracowania wyników badań.....	50
5. Wyniki badań i ich dyskusja	51
5.1. Metody szacowania częstości działania przelewów burzowych	51
5.2. Funkcjonowanie przelewów burzowych w latach 2010-2015	52
5.3. Dynamika zmian składu ścieków ogólnospławnych emitowanych przelewami burzowymi	55
5.3.1. Współzależność między parametrami opadów a aktywnością przelewów burzowych.....	55
5.3.2. Analiza wyników badań laboratoryjnych składu ścieków ogólnospławnych emitowanych przelewami B1, J4 i J1	60
5.3.3. Analiza składu ścieków z przelewu J1 z zastosowaniem sond on-line.....	73
5.4. Frakcjonowanie ChZT i zawiesin ogólnych.....	79

5.4.1. Frakcjonowanie ChZT i zawiesin ogólnych w ściekach ogólnospławnych.....	79
5.4.2. Frakcjonowanie ChZT i zawiesin ogólnych w ściekach emitowanych przelewami burzowymi.....	83
5.5. Udział ładunku ścieków pogody suchej w całkowitym ładunku zanieczyszczeń zrzucanych przelewem burzowym.....	88
6. Analiza zjawiska pierwszej fali zanieczyszczeń na przelewach burzowych	92
7. Celowość działań zmierzających do ograniczania częstości aktywacji przelewów burzowych	100
7.1. Działania w systemie kanalizacyjnym.....	101
7.1.1. Zbiorniki retencyjne	101
7.1.2. Regulacja wysokości krawędzi przelewu	101
7.1.3. System Real Time Control (RTC).....	103
7.2. Działania na zlewni	104
7.2.1. LID – (Low Impact Development).....	105
7.2.2. Dachy zielone	105
8. Model szacowania ładunku zanieczyszczeń emitowanego przez przelewy burzowe kanalizacji ogólnospławnej	108
9. Wykorzystanie opracowanego modelu do prognozowania ładunku zanieczyszczeń emitowanego przelewami burzowymi kanalizacji ogólnospławnej	119
10. Podsumowanie i wnioski	124
Literatura	130
Streszczenie	150
Summary	152

1. WPROWADZENIE

Postępujące zmiany klimatyczne, których symptomy obecnie obserwuje się na całym świecie, mogą mieć bezpośredni wpływ na odwodnienie miast. Na świecie obserwuje się liczne anomalie klimatyczne, które z czasem mogą spowodować wiele zauważalnych zmian np. w charakterystyce opadów. Takim objawem zmian klimatycznych może być zwiększona ilość intensywnych opadów obserwowanych w danym rejonie. Postępująca urbanizacja powiązana ze wzrostem uszczelnienia zlewni, a w związku z tym dociążanie istniejących systemów kanalizacyjnych, może powodować wiele problemów związanych z odprowadzaniem ścieków powstających na terenach zurbanizowanych. System kanalizacyjny działa skutecznie, minimalizując efekty zalania terenu, tylko wtedy, kiedy jest dobrze zaprojektowany i wydolny.

Przelewy burzowe są jednym z tych elementów systemu kanalizacyjnego, które mają znaczący wpływ na pogarszanie się stanu odbiorników. Dlatego badania powinny dotyczyć wielkości wprowadzanego przez przelewy burzowe ładunku zanieczyszczeń i jego wpływu na odbiornik. Niekiedy badania mają także na celu ocenę wpływu poszczególnych źródeł zanieczyszczeń na ostateczny skład emitowanych ścieków. Ze względu na priorytet ochrony wód powierzchniowych, kontrola zarówno ilości, jak i składu ścieków kierowanych do odbiornika stała się koniecznością, w szczególności w przypadku nieoczyszczonych ścieków z przelewów burzowych.

Istnieje wiele źródeł zanieczyszczeń, które mają swój udział w spływie powierzchniowym, a w konsekwencji w zrzutach ścieków podczas okresów pogody mokrej. Należą do nich między innymi zanieczyszczenia atmosferyczne, zanieczyszczenia zdeponowane na zlewni obszaru zurbanizowanego podczas pogody suchej, a następnie zmywane przez opad, a także osady kanałowe tworzące się w kanałach podczas okresu bezdeszczowego (Parent-Raoult i Boisson 2007). Wielu autorów uważa, że zanieczyszczenia wydostające się przez przelewy kanalizacji ogólnospławnej oraz pochodzące z wód opadowych mogą znacząco wpływać na środowisko ich odbiornika (Burton i Pitt 2002; Casadio i in. 2010; Chocat i in. 2007; Bi i in. 2014; Passerat i in. 2011). Między innymi z tego względu, należy wdrożyć metody dokładnego określania ilości i składu emitowanych ścieków. Ścieki ogólnospławne z przelewów mogą wносить zawiesiny ogólne, toksyczne zanieczyszczenia i bakterie, zwłaszcza patogeny w wysokich stężeniach. Ponadto duża ilość składników organicznych może powodować deficyt tlenu w wodach odbiornika (Walsh i in. 2005; Passerat i in. 2011; Holeton i in. 2011; Madoux-Humery i in. 2013). Potencjalne zagrożenia dla odbiornika spowodowane przez zrzuty nieoczyszczonych ścieków ogólnospławnych mogą być krótkotrwałe, opóźnione i długotrwałe, a oddziaływanie może mieć charakter hydrauliczny, chemiczny, sanitarny, biochemiczny i estetyczny.

Ze względu na zmieniający się w ostatnich latach charakter opadów (deszcze krótkotrwałe i ulewne) oraz stan sieci ogólnospławnej, która z reguły jest już siecią starą i projektowaną na inne warunki hydrauliczne, zdarza się, że działanie

przelewów burzowych jest dużo częstsze, niż dopuszczalne prawem. Konieczność wzmożonej ochrony stanu czystości wód odbiornika wymaga zatem, aby analiza wpływu ścieków pochodzących z przelewów na odbiornik uwzględniała obecnie wiele dotąd pomijanych czynników.

System kanalizacji ogólnospławnej był pierwszym systemem powstałym w celu szybkiego odprowadzenia ścieków powstających w rozwijających się miastach. Idea kanalizacji sięga już pierwszych starożytnych cywilizacji, gdzie plany miast obejmowały pierwsze na świecie znane miejskie systemy sanitarne (Indie – „Indus-Saraswati” – miasta Harappa i Mohendżo Daro 2800-2400 p.n.e.) (rys. 1). Były to rury, umieszczone pod kamiennymi płytami ulic, które odprowadzały ścieki z domów prywatnych wprost do rzeki (https://en.wikipedia.org/wiki/Indus_Valley_Civilisation).



Zdj. 1. Zdjęcia pierwszego w świecie miejskiego systemu kanalizacyjnego
Źródło: [www.google.pl/search?q=\"Indus-Saraswati\"+sewage+system](http://www.google.pl/search?q=\)

Wówczas termin „zanieczyszczenie odbiornika” w dzisiejszym jego rozumieniu najprawdopodobniej nie funkcjonował, a z racji minimalnej urbanizacji terenów ilość odprowadzanych ścieków w porównaniu z przepływem własnym rzek była znikoma.

W nowożytnej Europie rozwój systemu kanalizacyjnego datuje się dopiero na I połowę XIX wieku, kiedy to zaczął on być budowany w dużych miastach takich jak Paryż, Nowy Jork, Boston czy Londyn. W Niemczech pierwszy system kanalizacji pojawił się w Hamburgu w II połowie XIX wieku, a jego twórcą był angielski inżynier William Heerlein Lindley, który opracował również projekty między innymi dla Frankfurtu nad Menem, Pragi, Włocławka i Warszawy, a także Łodzi wpisując się do historii jako twórca nowożytnej kanalizacji (<http://bywajtu.pl/strony/historia-cywilizacji/notatka/kanalizacja/>). Z założenia, wszystkie rodzaje ścieków w sposób grawitacyjny odprowadzane były jednym systemem kanałów do najbliższego odbiornika, którym z reguły była rzeka lub morze. Z czasem nastąpił rozwój innych, niż ogólnospławnych systemów kanalizacyjnych, szczególnie w pełni rozdzielczych, ale nie wyeliminowały one jednak

całkowicie tego systemu z infrastruktury podziemnej. Obecnie całkowite zastąpienie systemu ogólnospławnego rozdzielczym jest mało prawdopodobne i stosunkowo mało realne ze względu na jego usytuowanie z reguły w centrach miast, często zabytkowych, gdzie brak jest możliwości położenia drugiego kolektora dla wód opadowych. Zatem, zachodzi uzasadnione prawdopodobieństwo, że problem kierowania nieoczyszczonych ścieków do odbiorników nadal będzie istniał. Kanalizacja ogólnospławną wyposażoną w przelewy burzowe, zapobiegając powodziom miejskim w czasie intensywnych opadów, odprowadza nadmiar nieoczyszczonych ścieków bezpośrednio do odbiornika wodnego (najczęściej rzeki), pogarszając tym samym, jak wyżej wspomniano, jego stan czystości. Współczesne akty prawne Unii Europejskiej (Dyrektywa Rady z dnia 21 maja 1991 r. dotycząca oczyszczania ścieków komunalnych, Ramowa Dyrektywa Wodna – Dyrektywa 2000/60/WE) dążą jednak do eliminacji zrzutów nieoczyszczonych ścieków, zmuszając kraje członkowskie do opracowywania i wdrażania metod zrównoważonego zarządzania wodami opadowymi oraz systemami kanalizacyjnymi za pośrednictwem swoich własnych aktów prawnych.

Systemy kanalizacji ogólnospławnej, które funkcjonują w świecie od ponad 150 lat są już obecnie systemami o niewystarczającej sprawności hydraulicznej w przyjmowaniu spływów powodowanych silnymi opadami lub intensywnymi roztopami, narażając miasta na niebezpieczeństwo powodzi (zdj. 2).



Zdj. 2. Konsekwencje burzy nad Łodzią w dniu 11.05.2018

Źródło: <https://dzienniklodzki.pl/burza-w-lodzi-1105-ulewa-nad-lodzi-11-maja-zalane-ulice-i-dworzec-lodz-fabryczna-zdjecia/ga/13168412/zd/28925758>

Do przeciążenia systemu ogólnospławnego, poza charakterem opadu, mogą doprowadzić inne czynniki, takie jak wzrost liczby mieszkańców na skanalizowanym terenie, czy podłączenie nowych kanałów sanitarnych systemu rozdzielczego (np. z nowo wybudowanych osiedli mieszkaniowych na obrzeżach miasta) do istniejącej kanalizacji ogólnospławnej śródmieścia. Stąd podczas opadów bądź roztopów przez przelewy burzowe trafiają do odbiorników różnego rodzaju zanieczyszczenia między innymi: zawiesiny, zanieczyszczenia organiczne, substancje biogenne, metale ciężkie, pestycydy i środki ochrony roślin, zanieczyszczenia pochodzące ze ścieków przemysłowych i inne. Dodatkowo należy wymienić bardzo niebezpieczne dla zdrowia mieszkańców skażenie bakteriologiczne odbiorników (Mardoux-Humery i in. 2013; Mardoux-Humery i in. 2016; Al Aukidy

i Verlicchi 2017). Skażenie takie może dotyczyć także zlewni podczas ewentualnych wylań z kanalizacji ogólnospławnej.

Polska leży w strefie klimatu umiarkowanego o cechach przejściowych wynikających z faktu napływu mas powietrza kontynentalnego nad wschodnią część kraju, a powietrza morskiego nad Polskę zachodnią, co powoduje dużą zmienność pogody. Średnia roczna suma opadów wynosi około 600 mm. Ich rozmieszczenie jest jednak bardzo nierównomierne i np. dla 2016 roku wahało się od 473 mm dla Gorzowa Wielkopolskiego do 1290 mm dla Zakopanego (Ochrona Środowiska 2017). Zachodzące zmiany klimatyczne powodują obecnie większe trudności w przewidywaniu występowania i częstości nietypowych i ekstremalnych zjawisk pogodowych (okresy suszy, intensywne opady itp.). Wiąże się to z częstszą aktywnością przelewów burzowych.

Na ogólną liczbę 222 miast w Polsce, w których funkcjonują systemy kanalizacji ogólnospławnej, jest około 150 systemów, w których sieć ogólnospławna stanowi ponad 10% ogólnej długości sieci (Błaszczuk i Szewczuk-Krownicka 2014). W oczyszczalni ścieków parametry procesu, jak i oczyszczonych ścieków, są starannie rejestrowane, ale nadal stosunkowo niewiele wiadomo o jakości ścieków emitowanych przez przelewy burzowe kanalizacji ogólnospławnej. Znaczna różnorodność zanieczyszczeń i ich ładunki kierowane do odbiornika powodują, że ich wpływ na te wody ma znaczenie. Pierwsze dowody na wpływ ścieków z przelewów burzowych na wody odbiornika zauważono już w latach 60. ubiegłego wieku, ale dopiero w latach 90. zauważono, że stanowi to poważny problem. Zwiększenie efektywności oczyszczania ścieków uwydatnia tym samym rolę przelewów burzowych w kształtowaniu jakości wód odbiornika. Ładunki zanieczyszczeń kierowane tą drogą stanowią coraz większą część wszystkich ładunków emitowanych do odbiornika z terenów zurbanizowanych. Najczęściej ocena oddziaływania przelewów burzowych dokonywana jest na podstawie krotności (częstości) ich działania i objętości zrzucanych ścieków, choć nie zawsze te parametry odzwierciedlają rzeczywisty wpływ zrzutów na odbiornik (Lau i in. 2002). Należy zatem rozważyć podejście, które nie zależy od objętości zrzucanych ścieków, a zależy od wielkości ładunku emitowanych zanieczyszczeń, biorąc również pod uwagę chłonność odbiornika.

Ze względu na rozwój technik pomiarowych dotyczących opadów, przepływów w sieci oraz implementowanie urządzeń pomiarowych on-line wybranych wskaźników zanieczyszczenia, monitorowanie funkcjonowania przelewów burzowych, a co za tym idzie szacowanie wielkości ładunku jaki trafia do odbiornika wraz z ich aktywnością, może być dużo dokładniejsze.

Biorąc pod uwagę powyższe problemy i uwarunkowania oraz fakt braku kompleksowych analiz w warunkach polskich, od 2010 roku rozpoczęto badania funkcjonowania wybranych łódzkich przelewów burzowych pod kątem oceny emisji zanieczyszczeń do środowiska wodnego. Celem pracy, jaki sobie założono w niniejszej monografii, jest poszerzenie wiedzy w tym temacie, prezentacja wyników dynamiki zmian ilości i składu ścieków oraz ocena wielkości ładunku

zanieczyszczeń emitowanego przez przelewy burzowe do łódzkich rzek miejskich. Niniejsza praca prezentuje oryginalne wyniki badań prowadzonych w latach 2010-2015 w skali rzeczywistej na łódzkiej sieci ogólnospławnej. Na wstępie przeprowadzono analizę aspektów prawnych w zakresie funkcjonowania przelewów burzowych, a następnie na podstawie wyników badań opracowano kilka zagadnień cząstkowych. Należą do nich między innymi:

- omówienie składu ścieków emitowanych przelewami burzowymi kanalizacji ogólnospławnej w oparciu o dane literaturowe oraz charakterystyka czynników wpływających na ich skład,
- analiza wpływu ścieków ogólnospławnych pochodzących z przelewów burzowych na odbiornik, z uwzględnieniem różnych rodzajów zanieczyszczeń przedostających się tą drogą do wód powierzchniowych,
- analiza funkcjonowania trzech badanych przelewów burzowych łódzkiej sieci kanalizacyjnej (oznaczonych jako B1, J4 i J1) pod kątem krotności ich działania i wielkości emitowanych ładunków zanieczyszczeń,
- badania dynamiki zmian składu ścieków ogólnospławnych, w tym: wyznaczenie współzależności między parametrami opadu a aktywnością przelewu, określenie wysokości opadu granicznego powodującego aktywację przelewu, analiza tzw. „pierwszej fali spływu zanieczyszczeń”, obserwacja zmian składu frakcyjnego wskaźników ChZT oraz zawiesin ogólnych w ściekach w trakcie aktywacji przelewów oraz określenie udziału ładunku ścieków pogody suchej w całkowitym ładunku zanieczyszczeń kierowanych do odbiornika w trakcie działania przelewu,
- propozycje koniecznych zmian zmierzających do ograniczenia aktywacji przelewów burzowych poprzez podjęcie działań bezpośrednio na zlewni, ograniczających objętość wód opadowych trafiających do kanalizacji, oraz modernizacji samego systemu kanalizacyjnego, co stanowi podstawę do minimalizacji ładunku zanieczyszczeń trafiającego do odbiornika.

Elementem zamykającym temat emisji zanieczyszczeń z przelewów burzowych kanalizacji ogólnospławnej jest opracowanie matematycznego modelu szacowania wielkości ładunku wybranych wskaźników zanieczyszczenia emitowanych do odbiornika podczas funkcjonowania tych obiektów.

Złożoność omawianego zagadnienia rodzi zatem konieczność kompleksowej analizy problemu, którą przedstawiono w niniejszym opracowaniu.

2. ASPEKTY PRAWNE FUNKCJONOWANIA PRZELEWÓW BURZOWYCH

2.1. Wymagania dotyczące przelewów burzowych w wybranych krajach Europy

W związku z tym, że kanalizacja ogólnospławna była pierwszym systemem odprowadzania ścieków w Europie system ten jest szeroko rozpowszechniony (około 90% całkowitej sieci kanalizacyjnej – np. Hiszpania, Belgia) i nadal funkcjonuje w wielu krajach jako podstawowy, mimo wprowadzanych systemów rozdzielczych. Często monitoruje się skład oczyszczonych ścieków kierowanych z oczyszczalni do odbiornika, nadal stosunkowo niewiele wiadomo o składzie i ilości oraz wpływie zanieczyszczeń pochodzących z przelewów burzowych kanalizacji ogólnospławnej.

Europejska dyrektywa w sprawie oczyszczania ścieków komunalnych (91/271 EWG) wskazuje, że państwa członkowskie podejmują same decyzję w sprawie metod mających na celu ograniczenie zanieczyszczeń pochodzących z przelewów burzowych, które to metody mogłyby opierać się na wyższych stopniach rozcieńczania, regulacji częstości wylań, a także poprawie oczyszczania ścieków przez oczyszczalnie (Zabel i in. 2001; Ahm i in. 2016). Aktem prawnym, który stara się w Unii Europejskiej ujednolicić wymagania dotyczące odprowadzenia ścieków, a co za tym następuje także przelewów burzowych, jest Ramowa Dyrektywa Wodna z dnia 23 października 2000 r. Zaleca się w niej członkom Unii między innymi budowę sieci kanalizacyjnej w sposób możliwie tani, przy dbałości o środowisko, pozostawiając dużą swobodę w sposobie realizacji tego zadania. Szczególnie istotny pod względem analizy funkcjonowania przelewów jest artykuł 10 Dyrektywy. Nakłada on obowiązek na państwa członkowskie kontroli źródeł punktowych i rozproszonych zanieczyszczeń kierowanych do wód powierzchniowych oraz nakłada obowiązek działań w celu:

- ograniczania emisji metodami opartymi na najlepszych dostępnych technologiach – Best Available Technology (BAT),
- ustalenia odpowiednich dopuszczalnych wartości emisji,
- w przypadku skutków rozproszonych oddziaływań, działań na rzecz ich ograniczania obejmujących, tam gdzie to stosowne, najlepsze praktyki w zakresie ochrony środowiska.

Istotne jest też w tej dyrektywie, że podtrzymuje ona w brzmieniu dyrektywę 91/271/EWG dotyczącą oczyszczania ścieków komunalnych, która w sposób bezpośredni w załączniku 1 odnosi się do przelewów burzowych.

Działanie przelewów burzowych w krajach członkowskich Unii Europejskiej, poza wyżej omawianymi dyrektywami, nie może naruszyć również następujących dyrektyw:

- Dyrektywy Rady 75/440/EWG z dnia 16 czerwca 1975 r. dotyczącej wymaganej jakości wód powierzchniowych przeznaczonych do poboru wody pitnej w państwach członkowskich,
- Dyrektywy Rady 78/659/EWG z dnia 18 lipca 1978 r. w sprawie jakości słodkich wód wymagających ochrony lub poprawy w celu zachowania życia ryb,
- Dyrektywy Rady 79/923/EWG z dnia 30 października 1979 r. w sprawie wymaganej jakości wód, w których żyją skorupiaki,
- Dyrektywy Rady 96/61/EWG z dnia 24 września 1996 r. dotyczącej zintegrowanego zapobiegania zanieczyszczeniom i ich kontroli.

Od czasu wdrożenia Ramowej Dyrektywy Wodnej (EC 2000) ważną rolę odgrywa charakterystyka funkcjonowania przelewów burzowych. W Europie standardem przy projektowaniu przelewów burzowych jest podejście emisyjne, oparte w większości przypadków na ograniczeniu przepływu (objętości ścieków), głównie związanego ze zdolnością oczyszczalni do oczyszczania ścieków podczas opadów. Różnorodność standardów i zasad projektowania jest duża, ale w przybliżeniu można je podzielić na dwie podstawowe grupy: cele jakości środowiska/standardy jakości środowiska (Environmental Quality Objectives/Environmental Quality Standards – EQO/EQS) i ujednolicone normy dotyczące emisji (Uniform Emission Standards – UES) (Dirckx i in. 2011a). Pierwsza z nich ma na celu zdefiniowanie, jaka metoda ma być zastosowana w przypadku danego odbiornika w celu zabezpieczenia go przed wpływem niebezpiecznych substancji. Biorąc natomiast pod uwagę zdolność rozcieńczenia (mieszania się) ścieków w odbiorniku, poza bezpośrednią strefą zrzutu i oddziaływania, przyjęte powinny być inne limity emisji przez poszczególne państwa. Wartości graniczne określające te limity, co do stężenia substancji niebezpiecznych w odpływie, nie biorą pod uwagę wielkości przepływu w odbiorniku, dostępnej w nim zdolności do pełnego wymieszania się nieoczyszczonych ścieków z jego wodami i zdolności samooczyszczania się (Harrison 2001).

Z technicznego punktu widzenia najrozsądniejszym podejściem do kontroli wielkości zanieczyszczenia emitowanego do odbiornika jest połączenie tych dwóch metod, jakie zostało przyjęte w podejściu zintegrowanym, zawartym w Ramowej Dyrektywie Wodnej. W tabeli 1 przedstawiono kryteria projektowania przelewów burzowych obowiązujące w wybranych krajach Europy, w miarę możliwości zweryfikowane na podstawie dostępnej literatury.

Tabela 1. Przegląd kryteriów branych pod uwagę do projektowania przelewów burzowych w Europie (Sakson i in. 2017)

Kraj	Q_{maks} jako krotność Q_p lub Q_m		f ; V	Metoda	Ładunek zanieczy- szczeń	Modelowanie
Belgia (Flandria)	$6 Q_p$	$10 Q_m$	$f = 7$	UES ⁺	nie	nie
Dania	$5 Q_p$	$8 \div 10 Q_m$	$f = 2 \div 10$	UES ⁺ i EQO/EQS	tak	tak
Francja	$3 Q_p$	$4 \div 6 Q_m$	-	UES ⁺ i EQO/EQS ⁻	tak	tak
Niemcy	-	$7 Q_m^*$	$V = 10 \div 40$	UES	tak	nie
Grecja	-	$3 \div 6 Q_m$	-	UES ⁺	nie	nie
Irlandia	-	$6 Q_m$	-	UES ⁺	nie	nie
Włochy	-	$3 \div 5 Q_m$	-	UES	nie	nie
Luxemburg	$3 Q_p^*$	$4 \div 6 Q_m$	$V = 10 \div 40$	UES	nie	nie
Holandia	-	$7 Q_m$	$f = 3 \div 10$, $V = 10$	UES ⁺ i EQO/EQS	nie	nie
Portugalia	-	$6 Q_m$	-	UES	nie	nie
Hiszpania	-	$3 \div 5 Q_m$	-	UES	nie	nie
Wielka Brytania	-	$6,5 \div 9 Q_m^{**}$	-	EQO/EQS	tak	tak

Q_{maks} – maksymalny dopuszczalny strumień objętości ścieków kierowanych do oczyszczalni, m³/h,

Q_p – maksymalny godzinowy strumień objętości ścieków podczas suchej pogody, m³/h,

Q_m – średni godzinowy strumień objętości ścieków podczas suchej pogody, m³/h,

* – niemiecka norma ATV-128 wymaga kierowania 90% ładunku zanieczyszczeń do oczyszczalni ścieków,

** – jako wspólny wynik (brany pod uwagę również w Irlandii),

UES – ujednolicone normy emisji (Uniform Emission Standards),

UES⁺ – ujednolicone normy emisji z uwzględnieniem pewnych elementów odbiornika,

EQO/EQS – cele jakości środowiska/standardy jakości środowiska (Environmental Quality Objectives/Environmental Quality Standards),

EQO/EQS⁻ – metoda wprowadzona, lecz nie wiadomo, w jakim stopniu jest wykorzystywana,

f – częstość działania przelewu w ciągu roku,

V – jednostkowa objętość retencyjna (V/A_{red}), m³/ha.

W tabeli 1 przedstawiono dane, z których wynika że oprócz limitu dopływu ścieków do oczyszczalni, pewne kraje, takie jak Dania, Holandia i Belgia egzekwują normy projektowania oparte na częstości działania przelewów. Inne kraje,

takie jak np. Luxemburg, Niemcy czy Holandia stosują normy dotyczące niezbędnej objętości retencyjnej w sieci w stosunku do hektara powierzchni zredukowanej. Powyżej tej objętości dopiero może zadziałać przelew. Część krajów lub regionów: Dania, Flandria, Szkocja, Portugalia rozważa również jakościowy aspekt, biorąc pod uwagę wody odbiornika i jego wrażliwość na zanieczyszczenia. Dodatkowo np. w Danii przedsiębiorstwa wodociągowe muszą ubiegać się o pozwolenia na zrzut dla każdego przelewu. Zezwolenia te opierają się na statycznych wymogach emisji wynikających z praktyk projektowych w tym kraju (symulacje komputerowe), a nie na rzeczywistych pomiarach i ocenie środowiskowej jednolitych części wód (Ahm i in. 2016). Podmioty innych krajów takich jak: Wielka Brytania, Francja, Belgia również muszą ubiegać się o takie pozwolenia, w których określa się odpowiednio: kryteria oceny pracy przelewów, biorąc pod uwagę względy estetyczne, klasy czystości rzeki, jakość wody w kąpieliskach, zdolność samooczyszczania w czasie pogody bezdeszczowej, krotność działania przelewu, emitowany ładunek ChZT, jeśli przekracza ładunek pochodzący od 500 równoważnych mieszkańców.

Niezależnie od dyskusji, które z wymienionych standardów powinny być brane pod uwagę, poszukuje się preferencyjnych, prostych i nieskomplikowanych metod opartych na monitoringu i modelowaniu przelewów burzowych (Engelhard i in. 2008) oraz zbadaniu, czy możliwe jest opisanie wpływu emisji zanieczyszczeń z tych obiektów na odbiornik przez wybrane wskaźniki. Objętość emitowanych ścieków wydaje się być reprezentatywna dla obciążenia odbiornika ładunkiem zanieczyszczeń, podczas gdy krotność działania nie daje żadnych konkretnych danych do takiej oceny, co najwyżej może mieć znaczenie w pewnych granicach dla oceny ostrych i nagłych skutków. Obecnie wciąż niemożliwe jest prowadzenie ciągłego monitoringu sieci ze względu na relatywnie wysokie koszty zakupu, montażu i eksploatacji urządzeń. Stąd często konieczność w chwili obecnej regulacji pracy przelewów w oparciu o częstość działania, a nie o inne wskaźniki np. jakościowe.

W przypadku Austrii wytyczne do projektowania przelewów burzowych zostały zawarte w normie ÖWAV-RB 19 (2007), która wprowadza ich sprawność η . W przeciwieństwie do starej wersji tej normy, w której wymagana była specyficzna objętość retencyjna dla każdego przelewu, nowe regulacje wymagają bardziej innowacyjnych metod takich jak np. kontrola sieci w czasie rzeczywistym (z ang. Real Time Control – RTC). Obliczenie η wymaga ciągłych, długoterminowych symulacji przez okres co najmniej 10 ostatnich lat przy użyciu modelu hydrologicznego lub hydrodynamicznego. Wybór modelu jest w każdym wypadku specyficzny, ponieważ często zależy od charakterystyki systemu kanalizacyjnego oraz dostępności danych. ÖWAV-RB 19 (2007) wprowadza sprawność przelewu η dla zanieczyszczeń w postaci frakcji rozpuszczonej η_d i frakcji stałej η_p jako wskaźnik zanieczyszczenia dla przelewów burzowych kanalizacji ogólnospławnej. Dlatego też η odzwierciedla udział ładunku pochodzącego ze spływu

powierzchniowego kierowanego do oczyszczalni ścieków i jest wyrażona w procentach. W konsekwencji sprawność przelewu η może być obliczona przy zastosowaniu poniższego wzoru:

$$\eta = \frac{VQ_R \times C_C - VQ_O \times C_O}{VQ_R \times C_C} \times 100 \quad (1)$$

gdzie:

- η – sprawność przelewu [%],
- VQ_R – całkowita objętość spływu powierzchniowego [m^3/a],
- VQ_O – całkowita objętość zrzutu [m^3/a],
- C_C – stężenie danego wskaźnika zanieczyszczenia w kanalizacji ogólnospławnej [g/m^3],
- C_O – stężenie danego wskaźnika zanieczyszczenia w zrzucie z przelewu [g/m^3].

Wymagane wartości dla η_d i η_p zależą od wytycznych projektowania oczyszczalni ścieków, równoważnej liczby mieszkańców i intensywności deszczu statystycznego o czasie trwania 12 h i prawdopodobieństwie występowania jeden raz na rok dla badanej zlewni. Wartości te podane są w powyższym akcie prawnym wraz z możliwością ich obliczenia przy zastosowaniu konkretnych wzorów. Niezależnie od spełnienia wymagań opartych na emisji zanieczyszczeń opisanych w ÖWAV-RB 19 (2007), zdefiniowano również kryteria dotyczące odbiornika, obejmujące wpływ zrzuconych zanieczyszczeń w podziale na sześć podstawowych grup: wpływ hydrauliczny, ostre zanieczyszczenie amoniakiem, deficyt stężenia tlenu, zanieczyszczenie zawiesinami, względy higieniczne oraz estetyczne. Oznacza to bardzo kompleksowe podejście do zagadnienia projektowania i funkcjonowania przelewów burzowych w tym kraju.

W Stanach Zjednoczonych ponad 700 miast korzysta z kanalizacji ogólnospławnej. W większości są to starsze miasta położone na północnym wschodzie, w rejonie Wielkich Jezior oraz w północno-zachodniej części wybrzeża Pacyfiku. Dla wielu z tych miast jednym z największych wyzwań jest spełnienie norm jakości wody. Polityka kontroli funkcjonowania przelewów burzowych w USA dostarcza wskazówek gminom, organom federalnym oraz państwowym za pośrednictwem krajowego systemu eliminacji zrzutów zanieczyszczeń (National Pollutant Discharge Elimination System) z uwzględnieniem Ustawy o wodzie (Clean Water Act, 2000). Wdrażanie polityki kontroli przelewów burzowych realizowane przez opracowanie długoterminowego planu kontroli polegającego na spełnieniu przez gminy (poniżej 75 000 mieszkańców) minimum dziewięciu warunków opartych na technologii, a dla miast o liczbie powyżej 75 000 mieszkańców spełnieniu kolejnych dodatkowych warunków opisano dokładnie w publikacjach (Dąbrowski 2004, EPA 2014). Podobne podejście preferuje Szwecja, gdzie parlament przyjął 16 warunków opisujących jakość i stan szwedzkiego środowiska, jaki chce osiągnąć do 2020 roku (w tzw. dłuższej perspektywie) (Sweden's Environmental Objectives – an introduction, 2016). Warunki te mają na celu przede wszystkim:

- promować ludzkie zdrowie,
- chronić różnorodność biologiczną i środowisko naturalne,

- zachować środowisko kulturowe i dziedzictwo kulturowe,
- utrzymać długoterminową wydajność ekosystemu,
- zapewnić mądre zarządzanie zasobami naturalnymi.

2.2. Wymagania dotyczące przelewów burzowych w Polsce

Według Dymaczewskiego i Sozańskiego (2002) w Polsce istniało 337 przelewów burzowych. Ze względu na fakt, iż budowę systemów odprowadzania ścieków w naszym kraju rozpoczęto znacznie później niż w większości krajów obecnej Unii Europejskiej, udział sieci ogólnospławnej w całkowitej długości sieci jest znacznie mniejszy. Jednak wpływ ścieków kierowanych z przelewów burzowych na odbiorniki (rzeki) jest znaczący.

Utrwalił się pogląd, że sporadyczne zrzuty ścieków z tych obiektów nie mają znaczenia dla środowiska. Dlatego też limitowaniu podlega jedynie roczna ich częstość.

Jednym z pierwszych rozporządzeń regulujących funkcjonowanie przelewów burzowych było Rozporządzenie Ministra Środowiska, Zasobów Naturalnych i Leśnictwa z 5 listopada 1991 roku, które ulegało późniejszym modyfikacjom w latach 2002, 2006, 2009 i 2014. W obowiązującym obecnie Rozporządzeniu 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) powiedziane jest, że:

§ 22.1. Ścieki z przelewów burzowych komunalnej kanalizacji ogólnospławnej mogą być wprowadzane do śródlądowych wód powierzchniowych płynących, wód przybrzeżnych oraz wód przejściowych, jeżeli średnia roczna liczba zrzutów z poszczególnych przelewów nie jest większa niż 10.

2. Średnią roczną liczbę zrzutów ustala się na podstawie danych obejmujących wyniki obserwacji opadów z okresu co najmniej 10 lat lub wyniki obserwacji działania istniejących przelewów burzowych w ciągu co najmniej 2 lat.

Przepis ten jednak nie podaje w jaki sposób powinno się obliczać liczbę aktywacji przelewu. W wielu przypadkach bowiem w trakcie jednego zjawiska opadowego przelew może zadziałać nawet kilka razy ze względu na charakter opadu. Nasuwa się więc pytanie jak postępować w takich sytuacjach? Czy traktować każde wzbudzenie jako osobne mimo trwania jednego zjawiska opadowego, czy traktować to jako jedno, biorąc pod uwagę czas trwania opadu? Jasno też nie sformułowano metody obliczania częstości działania przelewu, jeśli występuje on pomiędzy dwoma dobami. Powoduje to stosowanie różnych metod (w zależności od osób tym się zajmujących) w obliczaniu aktywacji tych obiektów, co nie daje

jednoznacznych informacji chociażby w celach poglądowych i porównawczych odnośnie ich funkcjonowania w różnych rejonach Polski.

Dodatkowo rozporządzenie określa w § 22, że:

3. Średnią roczną liczbę zrzutów ścieków z przelewów burzowych w aglomeracji o RLM wyższym lub równym 100000 ustala się na podstawie modeli symulacyjnych.

4. W przypadku braku modeli symulacyjnych, o których mowa w ust. 3, średnią roczną liczbę zrzutów ścieków z przelewów burzowych w aglomeracji o RLM wyższym lub równym 100000 ustala się zgodnie z ust. 2, przy czym do czasu opracowania tych modeli zmniejsza się dla poszczególnych przelewów burzowych średnią roczną liczbę zrzutów, o której mowa w ust. 1.

W tym przypadku rozporządzenie również jasno nie podaje, o ile możliwe jest ograniczenie ilości wzbudzeń w ciągu roku lub do jakiej liczby można je zmniejszyć. Analizując obecne prawo w zakresie funkcjonowania przelewów burzowych na sieci ogólnospławnej, w rozporządzeniu nie wspomina się o wielkości i stanie odbiornika, co dodatkowo, patrząc pod kątem zrównoważonego rozwoju, wprowadza wiele nieudomówień. Zupełnie inaczej będzie reagował niewielki, wrażliwy odbiornik nawet na 10 zrzutów (powiązanych jeszcze przecież z objętością i składem przyjmowanych ścieków), a zupełnie inny wpływ będzie miało 10 aktywacji w przypadku dużej rzeki, o znacznym przepływie i dobrym wymieszaniu płynącej nią wody.

Rozporządzenie informuje również w § 22 ust. 5, że:

W przypadku braku danych, o których mowa w ust. 2, ścieki z przelewów burzowych komunalnej kanalizacji ogólnospławnej mogą być wprowadzane do wód, jeżeli:

1) kanalizacja doprowadza ścieki do oczyszczalni w aglomeracji o RLM niższym niż 100000;

2) natężenie przepływu w komunalnej kanalizacji ogólnospławnej przed przelewem burzowym, wywołane przez zjawiska opadowe, jest co najmniej czterokrotnie większe; natężenie to jest obliczane według wzoru: $(3+1) Q$, gdzie: Q stanowi średnie natężenie przepływu w tej kanalizacji, w okresach pogody bezopadowej, określonego dla doby o średniej ilości ścieków dopływających w ciągu roku do oczyszczalni ścieków.

Dodatkowo, ust. 6 informuje, że jeżeli na podstawie bezpośrednich analiz wód, do których wprowadzane są ścieki z przelewów burzowych komunalnej kanalizacji ogólnospławnej, zostanie stwierdzone, że ścieki z tych przelewów powodują zmianę jakości wód uniemożliwiającą korzystanie z nich zgodnie z ich przeznaczeniem, należy zmniejszyć średnią roczną liczbę zrzutów, o której mowa w ust. 1.

Zatem celowe staje się rozpatrzenie problemu funkcjonowania przelewów burzowych nie pod kątem częstości działania, a ilości zrzucanego do odbiornika ładunku zanieczyszczeń, uwzględniając przy tym jego stan i wielkość. W związku z tym może zaistnieć taka sytuacja, że niektóre przelewy będą mogły działać dużo częściej, niż wymagana prawem maksymalna liczba 10 razy, emitując przy tym stosunkowo niewielkie ładunki zanieczyszczeń akceptowalne przez odbiornik. Ale może też zaistnieć konieczność zmniejszenia tej liczby poniżej 10 ze względu na generowanie bardzo dużych ładunków zanieczyszczeń lub chociażby z powodu wrażliwości odbiornika.

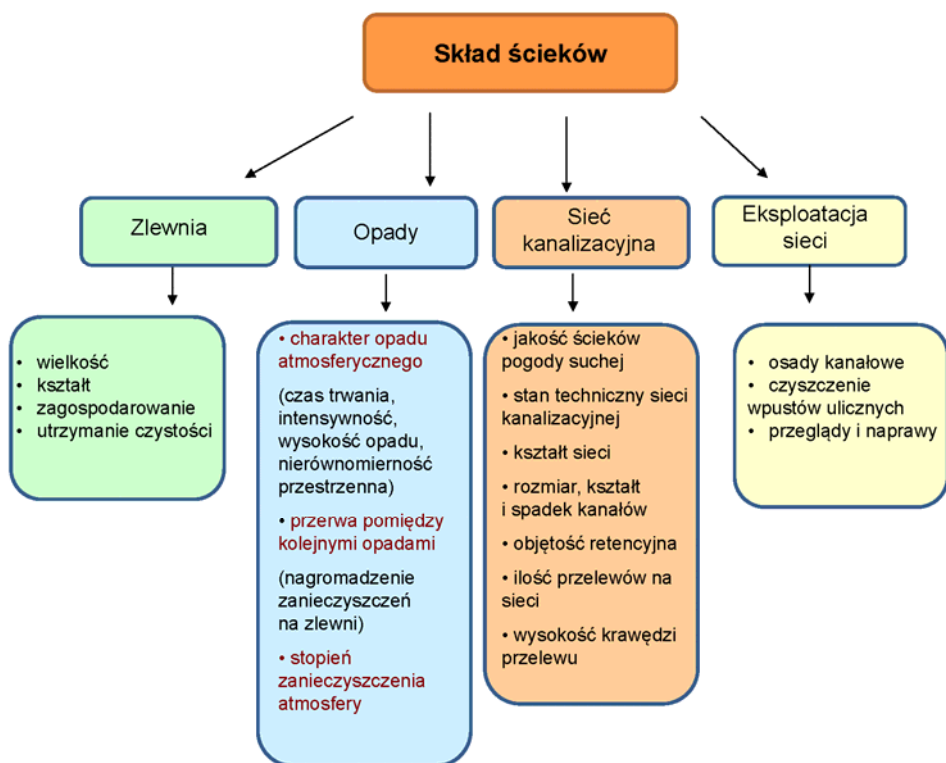
Omawiane rozporządzenie może być podstawą do naliczania kar za zbyt częste działania przelewów. Tutaj także nie ma jasnych wytycznych, odnośnie zjawisk, które powinny być podstawą ich naliczania. Jeżeli w roku kalendarzowym po wystąpieniu pierwszych 10 zjawisk za następne będą naliczane kary, to z reguły kary te będą dotyczyły dużych zjawisk w okresie letnim, co z jednej strony wydaje się słuszne. Należy jednak pamiętać, że jeżeli na zlewni zostaną podjęte działania zmierzające do ograniczenia częstości działania przelewu (zmniejszenie stopnia uszczelnienia, budowa zbiorników retencyjnych, lokalne urządzenia infiltracyjne, system RTC itp.) to spowodują one eliminację najmniejszych zrzutów, które stanowią znacznie mniejsze zagrożenie dla jakości wód odbiornika. Zjawiska, w czasie których zrzucane są największe objętości ścieków i generowany stosunkowo największy ładunek zanieczyszczeń nadal będą występowały, zagrażając jakości wód odbiornika, i za nie kary mogłyby nie być w tej sytuacji naliczane.

Nowa ustawa Prawo Wodne (DZ.U. 2017 poz. 1566) obowiązująca od 01.01.2018 roku wprowadza wiele zmian. Między innymi eliminuje z definicji ścieków wody deszczowe i roztopowe, choć są one znacznie zanieczyszczone. Wprowadzone zmiany mają jednak na celu rozważenie możliwości zwiększenia retencji terenowej i zwiększenia stopnia wykorzystania wód opadowych, co w rezultacie doprowadzi do zmniejszenia ich presji na środowisko wodne i do zrównoważonego gospodarowania tymi wodami w mieście. Wody opadowe i roztopowe, trafiając do kanalizacji ogólnospławnej, wymieszane ze ściekami sanitarnymi i przemysłowymi traktowane są już jako ścieki. Według art. 80 tej ustawy dopuszcza się wprowadzanie do wód lub do ziemi wód opadowych lub roztopowych z przelewów kanalizacji deszczowej lub ścieków z przelewów burzowych komunalnej kanalizacji ogólnospławnej na warunkach określonych w przepisach wydanych na podstawie art. 99 rozporządzenia w sprawie warunków wprowadzania ścieków do wód lub do ziemi ust. 1 pkt 2, o ile właściwy organ Wód Polskich ustali, w drodze decyzji, że takie dopuszczenie nie koliduje z celami środowiskowymi dla wód lub wymaganiami jakościowymi dla wód. Nowe Prawo Wodne w bliskiej przyszłości może być podstawą zmian w rozporządzeniu regulującym warunki, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi, oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego.

3. SKŁAD ŚCIEKÓW Z PRZELEWÓW BURZOWYCH KANALIZACJI OGÓLNOSPŁAWNEJ

3.1. Czynniki wpływające na skład ścieków emitowanych przelewami burzowymi

Wzrost liczby oczyszczalni ścieków, rozwój technologii oczyszczania, a także wzrost świadomości społecznej odnośnie ochrony środowiska nie gwarantują jeszcze poprawy jakości wód (w tym odbiorników ścieków). Nieoczyszczone ścieki emitowane przelewami burzowymi do wód mają znaczący wpływ na ich jakość. Stężenia oraz ładunki zanieczyszczeń w ściekach ogólnospławnych zależą od wielu czynników: między innymi od indywidualnych warunków pracy sieci kanalizacyjnych, spadków kanałów, objętości retencyjnej, stanu czystości atmosfery, sposobu zagospodarowania terenu, częstotliwości czyszczenia ulic i usuwania osadów z wpustów deszczowych.



Rys. 1. Podstawowe czynniki wpływające na skład ścieków ogólnospławnych
kierowanych przez przelewy do odbiornika

W tym punkcie szerzej opisano dwa z podstawowych czynników mających znaczenie dla składu ścieków ogólnospławnych transportowanych w sieci podczas pogody deszczowej. Są to: opady i ich charakter oraz występowanie osadów kanałowych.

3.1.1. Opady

Jednym z kluczowych czynników wpływających na wielkość ładunku emitowanego do środowiska przez przelewy burzowe kanalizacji ogólnospławnej jest także charakter zjawiska opadowego (rys. 1). Zachodzące zmiany klimatyczne prowadzą między innymi do wzrostu częstości występowania opadów nawalnych (Langeveld i in. 2013), a w związku z tym wpływają na bezpieczeństwo działania systemów kanalizacyjnych. Nadmiar wód opadowych w systemie ogólnospławnym wpływa na częstszą aktywację przelewów. Badania prowadzone w Wielkiej Brytanii wskazują, że zmiany klimatyczne, które uważa się za wynik obecnego globalnego ocieplenia, spowodują do 2020 roku około 20% wzrost ilości ścieków zrzucanych przez przelewy (Abdellatif i in. 2015). Badania opadów prowadzone w Berlinie wykazały silną zależność między charakterem opadu a częstością uaktywniania się przelewów burzowych ze wskazaniem wzrostu ich działania latem. Długotrwała obserwacja opadów pozwala również na wyznaczenie jego krytycznej wysokości odpowiadającej za wzbudzenie danego przelewu (Schroeder i in. 2011). Kanadyjscy naukowcy (Bi i in. 2015b), stosując symulację komputerową, wykazali, że wzrost intensywności opadu do 2050 roku o 20% względem roku 2013 doprowadzi do wzrostów objętości zrzutów oraz maksymalnego przepływu ścieków w trakcie trwania zjawiska w zależności od jego charakteru. Wyniki wykazały, że średni wzrost objętości zrzutu wzrośnie o 139%, natomiast maksymalny przepływ ścieków z przelewu burzowego o 54%. Podobne badania z zastosowaniem modelu hydraulicznego w celu określenia zależności między charakterem opadu (wysokość, maksymalna godzinowa intensywność oraz czas trwania) a wystąpieniem działania przelewu burzowego (całkowita objętość zrzutu, liczba aktywacji, czas trwania) prowadzono w Japonii (Yu i in. 2013). Fortier i Mailhot (2014) badali możliwy wpływ zmian klimatu na częstość i czas trwania przelewu burzowego. Korzystając z dostępnych danych odnośnie aktywacji przelewów burzowych i odpowiadających im opadów w postaci danych godzinowych, autorzy zauważyli, że działanie przelewu najlepiej opisuje wysokość opadu. Proponowany przez nich prosty model oparty jest o model regresyjny, podczas gdy Schroeder i in. (2011) zaproponowali przedstawienie tej zależności z zastosowaniem funkcji probabilistycznej.

Oprócz zmian charakteru opadów obecnie obserwuje się zmiany temperatury powietrza i opadów mające wpływ na temperaturę w odbiornikach wodnych, a także zmianę morfologii i transport osadów oraz zmianę kinetyki reakcji chemicznych. Do tego dochodzi jeszcze mobilność i rozcieńczanie zanieczyszczeń odprowadzanych przez systemy kanalizacji (Burton i Pitt 2002; Caissie i in. 2014;

Casadio i in. 2010; Chocat i in. 2007; Bi i in. 2014; Whitehead i in. 2009, itp.). Połączenie wszystkich tych czynników, które już praktycznie nastąpiło, doprowadziło do znaczącego wpływu na stan ekologiczny w zbiornikach wód powierzchniowych (Bogardi i in. 2012; Caissie i in. 2014 itd.).

3.1.2. Osady kanałowe

Dodatkowym źródłem ładunku zanieczyszczeń emitowanego przelewami burzowymi w trakcie zjawisk opadowych do odbiornika są osady kanałowe nagromadzone w sieci w okresach bezdeszczowych, a wypłukiwane z dna i transportowane siecią w czasie silnych opadów (Gromaire i in. 2001; Chebbo i in. 2003; Kafi i in. 2008; Gasperi i in. 2010). Oczywiście ich występowanie oraz ilość zależy od charakterystyki sieci i charakteru zjawiska opadowego. Ustalenie wielkości tego ładunku jest trudne i skomplikowane ze względu na szereg czynników na to wpływających, począwszy od projektu (wymiarów, prędkości i spadku kanałów odpowiedzialne za utrzymanie warunków do samooczyszczania się sieci) przez odpowiednią eksploatację systemu (czystość kanałów) oraz ewentualną mobilność istniejących już osadów w trakcie trwania spływu ścieków opadowych do kanalizacji ogólnospławnej. Mimo licznych badań prowadzonych w tym temacie (Michelbach 1995; Ristenpart 1995; Gromaire-Mertz i in. 1998; Skipworth i in. 2000; Fraser i in. 2002; Oms i in. 2005; Kanso i in. 2005) nadal nie jest jednoznacznie określony ich skład i ilość, a jedynie potwierdza się ich znaczny udział w ogólnym ładunku zanieczyszczeń opuszczających przelewy burzowe. Według badań prowadzonych w Paryżu osady kanałowe są odpowiedzialne nawet za połowę ładunku zawiesin i ChZT w ściekach ogólnospławnych (Kafi-Benyahia i in. 2005). Tworzą się one podczas pogody suchej, szczególnie w miejscach, gdzie spadki kanałów są niewielkie lub kanały są niedrożne z powodu np. penetracji korzeni roślin (Fraser i in. 2002, Oms i in. 2005). Według Chebbo i in. (2001) oraz Hannouche i in. (2014) udział osadów kanałowych w ładunku zawiesin ogólnych podczas przepływu pogody mokrej w ściekach ogólnospławnych zawierał się w granicach od 26% do 82%. Podobnie Gromaire i in. (2001) wskazywali na duży udział osadów kanałowych w ogólnym ładunku wyrażonym przez zawiesiny ogólne (24-63%) oraz ChZT (22-58%). W celu zminimalizowania tego zjawiska zaleca się czyszczenie i płukanie sieci (Ashley i in. 2000), ale regularne czyszczenie systemu kanalizacyjnego znacznie podnosi koszty jego utrzymania (Lange i Wichern 2013). Badania prowadzone w Japonii wykazały, że regularne czyszczenie kanałów z tego typu zanieczyszczeń powoduje redukcję zanieczyszczeń w ściekach z przelewów burzowych o około 22% względem ścieków przedostających się do środowiska wodnego pochodzących z kanałów nieoczyszczonych (Nagaiwa i in. 2007). Kwestia obciążenia odbiornika nieoczyszczonymi ściekami ogólnospławnymi była analizowana również przez (Kim i in. 2010). Wyniki badań polegające na zastosowaniu sztucznego spłukiwania kanału, jak i symulacji komputerowej wykazały znaczny ładunek zanieczyszczeń w postaci zawiesin

ogólnych, ChZT oraz BZT₅ w początkowej partii spływu, co świadczy o występowaniu efektu pierwszej fali zanieczyszczeń. Zauważono także wzrost ładunku bakteriologicznego w trakcie trwania eksperymentu (Kim i in. 2010). Zarówno według badań, jak i symulacji prowadzonych w roku 2006 do odbiornika trafił ładunek odpowiednio: dla zawiesin ogólnych – ok. 76 tys. kg/rok i dla BZT₅ – ok. 41 tys. kg/rok.

Jeśli dodatkowo do kanalizacji ogólnospławnej doprowadzane są ścieki przemysłowe to istnieje jeszcze ryzyko skażenia wód i osadów rzecznych toksycznymi i kancerogennymi związkami chemicznymi (Dąbrowski 2007).

Zatem, w pełni uzasadnione staje się monitorowanie działania przelewów burzowych pod kątem składu ścieków opuszczających system.

3.2. Badania składu ścieków ogólnospławnych z przelewów burzowych prowadzone w świecie

Obecnie dla wielu krajów redukcja ładunków zanieczyszczeń emitowanych przez przelewy burzowe stała się ważnym elementem w ich wysiłkach na rzecz przywrócenia dobrej jakości wód powierzchniowych będących odbiornikami ścieków zgodne z europejską Ramową Dyrektywą Wodną (dyrektywa 2000/60/WE). Opracowanie strategii zarządzania miejskimi wodami opadowymi wymaga zbadania charakterystyki zanieczyszczeń w kanalizacji ogólnospławnej podczas okresów deszczowych, a także dokładnej oceny źródeł zanieczyszczeń.

Badania prowadzone od wielu lat w krajach Europy i Ameryki Północnej (Francja, Dania, Niemcy, Anglia, Szwajcaria, Hiszpania, Słowacja, Stany Zjednoczone, Kanada), dotyczące analizy parametrów fizyczno-chemicznych ścieków oraz wielkości ładunków zanieczyszczeń zrzuconych przez przelewy burzowe kanalizacji ogólnospławnej, wykazały jak bardzo zróżnicowane są pod względem składu ścieki ogólnospławne trafiające do odbiorników (tab. 2).

Porównując wyniki analiz składu ścieków zawartych w tabeli 2, np. dla różnych regionów Hiszpanii, zauważa się niższe stężenia badanych wskaźników zanieczyszczenia w Walencji w porównaniu z innymi regionami tego kraju. Na takie różnice w wynikach wpływ może mieć wielkość zlewni, gęstość zaludnienia oraz występujący w tym regionie klimat (Suarez i Puertas 2005). Podobne niższe stężenia zanotowano również w Santiago de Compostela (Hiszpania). Różnice w stężeniach zaobserwowano także między dwoma francuskimi miastami Paryżem i Lyonem oraz w USA. Chińscy naukowcy zajmujący się tematyką emisji zanieczyszczeń z przelewów burzowych również wykazali, że w zależności od rejonu kraju wielkość stężenia wybranych wskaźników zanieczyszczenia różniła się. Najniższe stężenia zaobserwowano w rejonie zlewni Shilipu, a najwyższe dla zawiesin ogólnych w Hefei (wzrost o blisko 65%), dla ChZT w Shanghaju (wzrost o 64%), dla azotu ogólnego również w Shanghaju (wzrost o 51%) oraz dla fosforu ogólnego w Hefei (wzrost o blisko 77% względem wartości uzyskanych w Wuhan).

Tabela 2. Średnie wartości stężeń wybranych wskaźników zanieczyszczeń ścieków ogólnospławnych zrzucanych przez przelewy burzowe na świecie

Przypisy	Kraj (nazwa miasta, w którym znajduje się zlewnia lub nazwa zlewni)	Wskaźnik zanieczyszczeń (średnie stężenie ważone przepływem/zakres zmian)					Fosfor ogólny
		Zaw.og.	ChZT	BZT ₅	Azot**		
		jednostka					
1		g/m ³	gO ₂ /m ³	gO ₂ /m ³	gN/m ³ lub gN-NH ₄ /m ³	gP/m ³	
	Hiszpania (Madryt)	597 (116-1378)	680 (135-1208)	384 (93-961)	b.d.	b.d.	
	Hiszpania (Vitoria)	421 (174-1239)	671 (252-1293)	324 (128-617)	b.d.	b.d.	
	Hiszpania (Sevilla)	733 (346-1249)	834 (506-3260)	389 (410-1150)	b.d.	b.d.	
	Hiszpania (Barcelona)	578 (61-1379)	456 (128-1393)	b.d.	b.d.	b.d.	
	Hiszpania (Valencia)	229 (96-480)	293 (171-422)	166 (105-199)	b.d.	b.d.	
	Hiszpania (Santiago de Compostela)	282 (160-411)	329 (134-540)	123 (70-171)	22,8 (14,0-31,6) (TKN) 8,7 (5,2-12,8) (N-NH ₄ ⁺)	2,2 (0,5-4,6)	
3	Słowacja	430	445	175	16,8 (N _{cal}) 6,2 (N-NH ₄)	2,63	
4	Włochy (Lombardia)	507	563	276	21,7 (N _{cal}) 7,8 (N-NH ₄)	3,03	

5	Francja (Paryż)	237	336	135	22 (TKN) 9,9 (N-NH ₄)	2,6
	Francja (Paryż)	252	436	180	41 (TKN) 28 (N-NH ₄)	3,5
6	Francja (Lyon)	170	145	42	b.d.	b.d.
8	USA	88	b.d.	24	0,8 (N-NH ₃)	0,82
9	USA	270-550	b.d.	60-220	4-17	1,2-2,8
10	Korea Południowa (Boeun 1)	153	114	39	16,2 (N _{og})	1,89
	Korea Południowa (Boeun 1)	78	39	40	12,6 (N _{og})	1,25
11	Chiny (Shanghai)	469	452	b.d.	25,8 (N _{cal}) 9,8 (N-NH ₃)	3,90
	Chiny (Hefei)	624 (554-694)	310 (276-343)	b.d.	17,7 (15,8-19,6) (N _{og}) 10,3 (9,9-10,6) (N-NH ₃)	4,1 (3,9-4,3)
12	Chiny (zlewnia Shilipu, miasto Wuhan)	380 (122-1326)	275 (69-1162)	b.d.	17,1 (6,4-56,3) (N _{og})	2,32 (0,61-8,94)
13	Canada (Longueuil) południowa część prowincji Quebec	187 (19-730)	231 (41-830)	42 (5-190)	8,03 (3,6-31) (TKN)	1,36 (0,36-5,2)
14	Tajlandia (Khon Kaen)	81-512	b.d.	45-93	10,4-16,6 (TKN)	b.d.

** jak podano przy wartościach: azot ogólny (TKN), azot całkowity (Nog), azot amonowy (N-NH₄).

- 1) Suarez i Puertas 2005, 2) Diaz-Fierros i in. 2002, 3) Holiencin i in. 2000, 4) Barco i in. 2008, 5) El Samrani i in. 2008, 6) Chebbo i in. 2011, 7) Carleton 1990, 8) Soonthornonda i Christensen 2008, 9) Tao i in. 2014, 10) Park i in. 2010, 11) Li i in. 2014, 12) Li i in. 2012, 13) Bi i in. 2015, 14) Kuster A.T. i Kuster A.C. 2017.

Dane zawarte w tabeli 2 potwierdzają, że na skład badanych ścieków wpływ ma wiele czynników przedstawionych bliżej w rozdziale 3.1. Oczywiście udział poszczególnych czynników w wielkościach ogólnych może być zdecydowanie różny.

Badania składu ścieków prowadzone przez Gasperi i in (2010) podczas pogody suchej wskazały na główne źródło zanieczyszczeń organicznych i biogenych, podczas gdy odpływy pogody mokrej charakteryzowały się przeważającym stężeniem zawiesin ogólnych, cynku i miedzi oraz wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (WWA).

Wcześniejsze badania prowadzone przez Sztruhara i in. (2002) dotyczące wartości stężenia wybranych wskaźników zanieczyszczeń jakości ścieków burzowych w Słowacji prowadzone na kilku przelewach burzowych, zlokalizowanych w czterech różnych miastach tego kraju przedstawiono w tabeli 3. Łącznie przeanalizowano 127 prób ścieków w trakcie trwania intensywnych opadów.

Tabela 3. Wartości stężenia wybranych wskaźników zanieczyszczeń jakości ścieków burzowych w Słowacji (Sztruhar i in. 2002)

Parametr	Jednostka	Przelewy burzowe
		(wartość średnia)
BZT ₅	g O ₂ /m ³	175
ChZT	g O ₂ /m ³	445
Zaw.og.	g/m ³	430
N _{og}	g N/m ³	16,8
P _{og}	g P/m ³	2,63

Podobne badania prowadzone były także w Korei, gdzie obecnie obszarowe źródła zanieczyszczenia odbiorników stanowią około 68-75% w odniesieniu do ogólnego zanieczyszczenia wód. W tabeli 4 przedstawiono wyniki badań jakości ścieków pogody suchej (traktowanych jako tło) oraz ścieków emitowanych przelewami burzowymi jako średnie wartości stężenia ze zjawiska (Kwon i in. 2015).

Tabela 4. Zakres zmian średnich wartości stężenia [g/m³] badanych wskaźników zanieczyszczenia w ściekach pochodzących z przelewów burzowych z badanych zjawisk (2 analizy w przypadku pogody suchej i 8 analiz dla zjawisk opadowych) (Kwon i in. 2015)

Parametr	Jednostka	Pogoda sucha	Pogoda mokra
BZT ₅	g O ₂ /m ³	89-117	114-130
ChZT	g O ₂ /m ³	127-166	204-242
Zaw.og.	g/m ³	97-135	117-202
N _{og}	g N/m ³	10,9-12,6	14,3-18,2
P _{og}	g P/m ³	1,3-1,4	1,77-2,12

Porównując dane zebrane w tabeli 4, zauważa się wyższe stężenia wszystkich wskaźników zanieczyszczeń podczas pogody mokrej. Jednym z czynników mających wpływ na taki wynik mogą być, jak wspomniano wcześniej, osady kanałowe, co neguje decydujący wpływ rozcieńczenia ścieków pogody suchej, których udział i skład w mieszaninie ścieków wymaga dalszych kompleksowych badań.

Jak wykazały badania prowadzone we Włoszech (Masi i in. 2017) nie bez znaczenia dla wyniku składu ścieków emitowanych przelewami burzowymi jest pora roku. Według wyników badań najbardziej zanieczyszczone ścieki kierowane były do odbiornika zimą oraz latem. Analizując dane zawarte w tabeli 5, zauważa się możliwy wpływ objętości zrzutu i czasu jego trwania oraz czas pogody suchej na wartości stężenia badanych wskaźników.

Tabela 5. Zakres zmian stężenia wybranych wskaźników zanieczyszczenia w ściekach ogólnospławnych z przelewu burzowego w okresie wiosny, lata i zimy (Masi i in. 2017)

Czas (od początku wystąpienia przelewu) [min]	Zakres zmian wskaźnika w czasie zjawiska [g/m ³]					
	Wiosna (28.05.2014) $V_{PB} = 1079 \text{ m}^3$ $t_{PB} = 1,5 \text{ h}$ $t_s = 5,4 \text{ d}$		Lato (23.06.2014) $V_{PB} = 681 \text{ m}^3$ $t_{PB} = 1,5 \text{ h}$ $t_s = 8,2 \text{ d}$		Zima (21.02.2015) $V_{PB} = 7564 \text{ m}^3$ $t_{PB} = 22,5 \text{ h}$ $t_s = 5,4 \text{ d}$	
	ChZT	N-NH ₄ ⁺	ChZT	N-NH ₄ ⁺	ChZT	N-NH ₄ ⁺
5	230	12,0	630	18,6	523	32,3
15	152	6,3	840	14,5	790	31,1
25	111	4,7	344	7,01	428	31,2
40	110	6,7	332	5,2	651	33,1
60	319	6,6	b.d.	b.d.	438	31,8

V_{PB} – objętość zrzutu [m³],

t_{PB} – czas trwania zrzutu [h],

t_s – okres pogody suchej między opadami [d].

Wyniki składu ścieków przedstawiane w postaci wartości stężeń nie obrazują w pełni emisji zanieczyszczeń do środowiska. Obciążenie odbiornika nieoczyszczonymi ściekami lepiej przedstawiają wyniki w postaci ładunku zanieczyszczeń. Dane zawarte w tabeli 6 informują, że np. w przypadku danych pochodzących z Hiszpanii, nie zawsze liczba wzbudzeń przelewu jest jednoznaczna (proporcjonalna) z wielkością ładunku zanieczyszczeń zrzucaną tą drogą do odbiornika.

Tabela 6. Ładunki wybranych wskaźników zanieczyszczenia kierowane przez przelewy burzowe kanalizacji ogólnospławnej do odbiorników wodnych

Przypisy	Kraj (nazwa miasta, w którym znajduje się zlewnia lub nazwa zlewni)	Powierzchnia zlewni [ha]	Liczba zdarzeń n	V [m³]	Ładunek ChZT [kg]			Ładunek BZT ₅ [kg]			Ładunek zawieszin og. [kg]					
					min.	max.	średni ze zjawiska	sumaryczny ładunek zrzucony w okresie badań	min.	max.	średni ze zjawiska	sumaryczny ładunek zrzucony w okresie badań	min.	max.	średni ze zjawiska	sumaryczny ładunek zrzucony w okresie badań
1)	Hiszpania	Madrid	11	187 181	1 251	19 539	11 563	117 140	869	10 886	6 530	67 215	942	17 566	10 152	102 487
		Sevilla	135	23 802	346	3 976	2 295	18 430	221	1 775	1 071	7 811	313	3 539	2 017	16 048
		Vitoria	132	23 950	727	2 617	2 009	12 372	318	1 237	970	6 060	236	1 641	1 260	7 882
		Valencia	89	37 352	697	5 262	3 648	7 711	471	3 231	2 067	1 209	233	3 447	2 851	5 672
		Barcelona	170	540 363	2 627	62 183	18 954	210 587	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	541	151 778	24 025	360 349
2)	Niemcy	800*	22	b.d.	68	4 003	1 286	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	46	2 786	784	b.d.	
3)	Chiny	zlewnia Shilipu	12	b.d.	69	1163	360	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	1 329	28 685	13 236	b.d.	
4)	Austria	Graz	39	79 067	117	6 779	1 057	20 349	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	23	4 574	711	13 678

* całkowita powierzchnia uszczelniona

1) Suarez i Puertas 2005,

2) Sandoval i in. 2013,

3) Li i in. 2012,

4) Gruber i in. 2005.

W Barcelonie ilość badanych zjawisk była tylko o 2 większa niż w Madrycie, natomiast objętość zrzucanych ścieków większa aż o 289%, a ładunku ChZT o 179%. W przypadku zawiesin ogólnych w rejonie Barcelony zrzucany jest ładunek wyższy o 352% względem tego kierowanego z rejonu Madrytu. Porównując wyniki badań prowadzonych w Grazu (39 przebadanych zjawisk) z wynikami badań pochodzącymi z Madrytu (11 zjawisk) odnośnie ładunku zanieczyszczeń zrzucanego z przelewu burzowego w tabeli wskazano znacznie mniejszą zrzucaną objętość ścieków ogólnospławnych (o 48%) z Grazu oraz o 80% niższy ładunek ChZT i o 85% niższy ładunek w przypadku zawiesin ogólnych. Wyniki zawarte w tabeli 6 wskazują, że jednym z czynników wpływających na rozbieżność wyników objętości emitowanych do odbiornika ścieków oraz ładunków może być wielkość zlewni. Jednak w tym wypadku ten parametr nie pokazuje jednoznacznie takiej zależności. Zastanawiającym jest fakt różnicy w wielkości zlewni między Madrytem (3800 ha) a Barceloną (170 ha), przy czym zarówno objętość zrzucanych ścieków, jak i wielkość emitowanego ładunku jest zdecydowanie wyższa w przypadku Barcelony. Analizując dodatkowe czynniki, można stwierdzić, że najprawdopodobniej wielkość ładunku w tych wypadkach zależy także w znacznym stopniu od intensywności zaludnienia, a co za tym idzie stopnia urbanizacji. W przypadku Barcelony jest to 235 mieszkańców/ha, podczas gdy w Madrycie jest to tylko 60 mieszkańców/ha. Należy zatem zaznaczyć, że wyższe ładunki zanieczyszczeń przedostają się do odbiorników z terenów silnie zurbanizowanych, co potwierdzili w swoich badaniach inni autorzy (Hall i in. 1998, Diaz-Fierros i in. 2002, Sztruhar i in. 2002). Omawianych wyników nie można do końca dokładnie zinterpretować, bowiem brak jest danych odnośnie tego, czy wielkości zlewni hiszpańskich są wartościami odpowiadającymi powierzchniom całkowitym, czy też zredukowanym. Dodatkowo wpływ na wielkość ładunku ma ilość i charakter zjawisk opadowych w danym rejonie (Gromaire-Mertz i in. 1999, Zawilski i Brzezińska 2004, Duncan 2004).

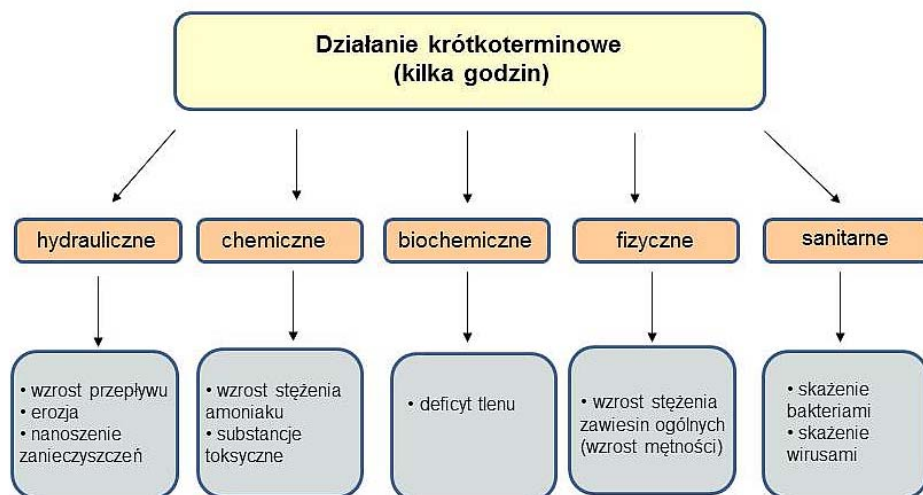
3.3. Wpływ ścieków ogólnospławnych z przelewów burzowych na odbiornik

Istnieje wiele źródeł zanieczyszczeń wpływających na skład ścieków zrzucanych przez przelewy burzowe kanalizacji ogólnospławnej od zanieczyszczenia atmosferycznego przez zanieczyszczenia nagromadzone na zlewni w okresie pogody suchej i wymywane podczas zjawisk opadowych po osady kanałowe i ich transport w czasie napływu wód opadowych do sieci kanalizacyjnej. Aktywacja przelewów burzowych występujących na sieci ogólnospławnej niesie ze sobą znaczne zagrożenie dla środowiska, praktycznie w każdym rozpatrywanym aspekcie. Zrzucane nieoczyszczone ścieki zawierające wszystkie te zanieczyszczenia mogą poważnie pogorszyć jakość odbierających je wód powierzchniowych poprzez modyfikację ich stanu chemicznego i ekologicznego oraz zmianę reżimu hydraulicznego (Benotti i Brownawell 2007; Weyrauch i in. 2010; Passerat i in.

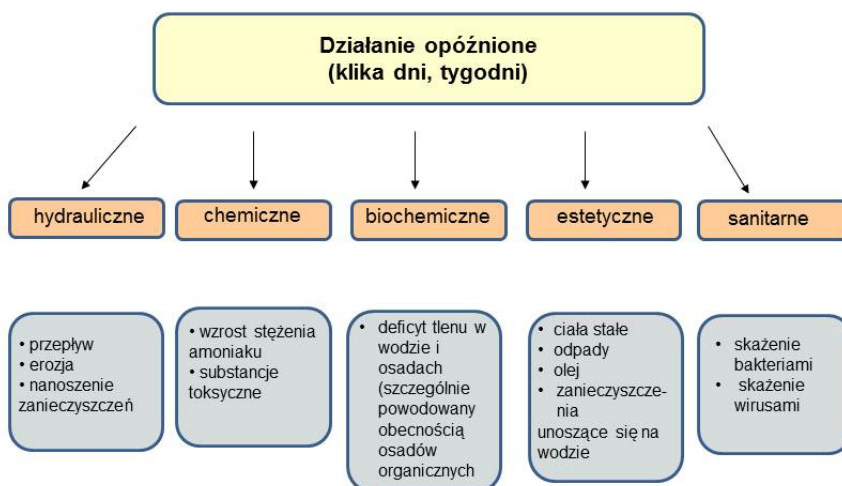
2011; Phillips i in. 2012). Ze względu na swój skład (mieszanina nieoczyszczonych ścieków bytowo-gospodarczych, przemysłowych, wód opadowych oraz ewentualnie osadów kanałowych) są źródłem przede wszystkim drobnoustrojów chorobotwórczych, substancji organicznych, zawiesin, substancji toksycznych, składników biogenych i ciał stałych. Aby spełnić bardziej rygorystyczne przepisy dotyczące ochrony środowiska i chronić źródła wody pitnej należy ograniczyć częstość zdarzeń związanych z aktywacją przelewów. W celu osiągnięcia poprawy jakości wód odbiornika powinno być wzięte pod uwagę ograniczenie jednego lub więcej z następujących parametrów (w zależności od lokalnych warunków poszczególnych odbiorników) (Even i in. 2007):

- wzrostu przepływu,
- stężenia zanieczyszczeń (azotu amonowego, BZT, zawiesin ogólnych, organicznych i nieorganicznych),
- rocznego ładunku (fosforu, metali ciężkich, zawiesin ogólnych).

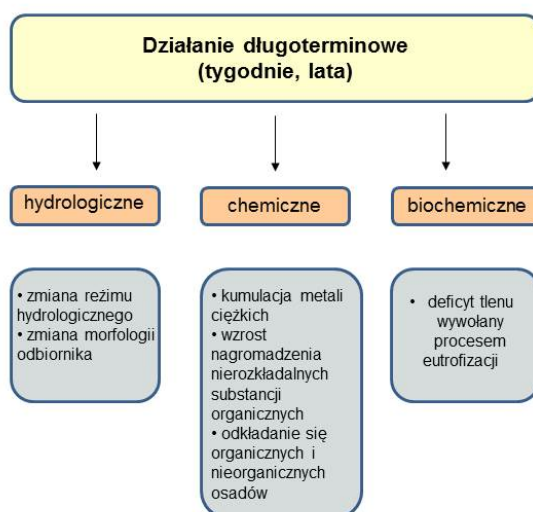
Negatywne działanie na odbiornik (biorąc pod uwagę czas) może mieć charakter krótkoterminowy, opóźniony i długoterminowy (rys. 2, 3, 4). Rozmiar skutków oraz ich wielkość jest uzależniona w dużej mierze od wielkości odbiornika ścieków oraz jego wrażliwości. Należy zaznaczyć, że zrzuty nieoczyszczonych ścieków mogą spowodować degradację przede wszystkim małych i wrażliwych wód powierzchniowych (Matzinger i in. 2012; Riechel i in. 2014).



Rys. 2. Krótkoterminowy wpływ zrzutu ścieków z przelewu kanalizacji ogólnospławnej na odbiornik (Brzezińska 2016a)



Rys. 3. Opóźniony wpływ zrzutu ścieków z przelewu kanalizacji ogólnospławnej na odbiornik (Brzezińska 2016a)



Rys. 4. Długoterminowy wpływ zrzutu ścieków z przelewu kanalizacji ogólnospławnej na odbiornik (Brzezińska 2016a)

Wpływ funkcjonowania przelewów burzowych na środowisko wodne jest bardzo szeroki pod względem rodzaju zanieczyszczenia oraz dynamiki w czasie i przestrzeni (Brzezińska 2016a). Obejmuje swoim działaniem przede wszystkim:

- deficyt (a w ekstremalnych warunkach całkowite wyczerpanie) tlenu w wyniku biodegradacji dużego ładunku materii organicznej dostarczanej przez nieoczyszczone ścieki,
- wzrost mętności odbiornika prowadzący do redukcji fotosyntezy,

- wzrost stężenia niektórych organicznych mikrozanieczyszczeń,
- wzrost stężenia metali,
- wzrost stężenia drobnoustrojów patogennych i kałowych.

Część krajów opiera się na kryterium emisji rocznego ładunku (tab. 1), aby utrzymać poprawny stan chemiczny i ekologiczny odbiorników, podczas gdy w Polsce nadal limituje się dopuszczalną roczną liczbę aktywacji przelewów burzowych.

3.3.1. Amoniak

Jednym z bardzo niebezpiecznych dla życia odbiornika czynników jest wzrost stężenia amoniaku. Amoniak bardzo dobrze rozpuszcza się w wodzie, a w wyniku reakcji z cząsteczkami wody tworzą się jony amonowe NH_4^+ . Stężenie azotu amonowego jest sumą jonu amonowego i niezdysocjowanego amoniaku. Wraz ze wzrostem temperatury oraz pH rośnie udział amoniaku w stężeniu azotu amonowego. Wchłaniany jest on głównie przez skórę i błony śluzowe. W organizmie ulega związaniu, a jest wydalany przede wszystkim jako mocznik. Pstrągi tęczowe giną w bardzo krótkim czasie przy stężeniu 5 mg/l amoniaku, a ukleje przy stężeniu 2 mg/l. Wrażliwość młodych pstrągów tęczowych jest większa, a wartość progowa wynosi dla nich od 0,3 do 0,4 mg/l. Stonogi giną po kilkugodzinnym oddziaływaniu amoniaku przy stężeniu 10 mg/l, skorupiaki przy 8 mg/l NH_3 (Rejman 2007).

Według wyników badań składu ścieków z przelewów burzowych np. w Hiszpanii stężenie tego wskaźnika sięgnęło 12,8 mg N-NH_4^+ /l. Badania prowadzone przez Zymona (2007) wykazały zmienne stężenie azotu amonowego w rzece w zależności od pory roku ze wskazaniem wyższych wartości zimą i w okresie przedwiośnia (odpowiednio 0,6 i 0,72 mg N-NH_4^+ /l). Jeśli w tym czasie nastąpią stosunkowo niewielkie zrzuty ścieków ogólnospławnych powodowane silnymi roztopami bądź intensywnymi opadami stężenie azotu amonowego w odbiorniku może gwałtownie wzrosnąć. Stężenie tego wskaźnika według badań w rzece Harlem np. podczas silnego zjawiska opadowego w lipcu 2014 roku osiągnęło wartość 2,75 mg N-NH_4^+ /l. W USA większość wyników dotyczących stężenia azotu amonowego w rzece podczas działania przelewów burzowych było znacząco przekroczonych w porównaniu z kryterium EPA dla regionu nr 2 Nowego Jorku, które wynosi 0,23 mg/l N-NH_4^+ /l (New York State Department of Environmental Conservation, 2006).

3.3.2. Substancje organiczne

Wprowadzany do odbiornika w czasie aktywacji przelewów burzowych znaczny ładunek substancji organicznych powoduje nagły wzrost zapotrzebowania na tlen. Bardzo szybki spadek tlenu w wodach odbiornika może być groźny dla wyższych organizmów wodnych oraz sprzyjać rozwojowi procesów gnilnych, a w ekstremalnych warunkach doprowadzić do śmierci biologicznej odbiornika. Minimalne stężenie tlenu w odbiorniku tolerowane w celu ochrony biocenozy

i ryb powinno wynosić 2 mg/l nie dłużej niż 30 minut. Jeśli wartość ta jest niższa lub utrzymuje się dłużej prowadzi to w pierwszej kolejności do śnięcia ryb. Deficyt tlenu w odbiorniku powodowany zrzutem ścieków ogólnospławnych może utrzymywać się nawet do jednej doby po zrzucie. Absorpcja przez organizmy doprowadza do natychmiastowego zużycia tlenu, podczas gdy adsorpcja spowoduje opóźnione zapotrzebowanie na tlen. Dlatego dla rzeki ważna jest ocena, który rodzaj zużycia tlenu (bezpośredni lub opóźniony) jest procesem dominującym. Natychmiastowe i opóźnione zużycie tlenu zachodzi w wyniku zarówno ciągłych, jak i okresowych zrzutów materii organicznej do rzeki. Znacznym stresem dla odbiornika stają się zrzuty następujące krótko po sobie, kiedy w odbiorniku już nastąpił pewien deficyt tlenu po pierwszym zrzucie ścieków. Według Kleidorfera i Raucha (2011) stężenie tlenu w odbiorniku poniżej emisji ścieków nie powinno być niższe niż 5 mgO₂/l. Ocenia się, że osady odkładające się na dnie rzeki po aktywacji przelewu pobierają tlen w ilości od 0,15 do 2,75 g/m²d, co niestety może powodować w ciągu jednego, do dwóch dni deficyt tlenu w odbiorniku w wysokości 1,5-2,5 mg/dm³ (Ellis i Hvitved-Jacobsen 1996). Zawilski (1997) badał to dla ścieków opadowych. Według Brombacha i in. (2005) roczny ładunek BZT₅ oraz zawiesin ogólnych wprowadzonych do odbiornika z przelewów burzowych był wyższy o 50-70% niż ten, wprowadzony przez oczyszczalnie ścieków.

3.3.3. Substancje biogenne

Ścieki z kanalizacji ogólnospławnej są znacznym źródłem substancji odżywczych. Podwyższone ilości substancji biogennych w wodach odbiornika powodują nadmierny rozrost biomasy oraz sprzyjają intensyfikacji procesu eutrofizacji. Wraz z postępującą urbanizacją oraz rozwojem rolnictwa obciążenie odbiorników tym rodzajem zanieczyszczenia znacznie wzrasta. Bujny rozwój glonów, przejawiający się w postaci zakwitów, nadaje wodzie nieprzyjemny smak i zapach. Woda staje się mętna i zabarwiona, a wydzielanie się olejków eterycznych i rozkład obumarłych roślin często nadaje wodzie właściwości toksyczne. Nadmierna eutrofizacja powoduje szkodliwe następstwa ekologiczne. Skutkiem tego jest deficyt tlenowy a nawet zahamowanie rozkładu tlenowego materii organicznej, obniżenie produkcji biologicznej i wyniszczenie wielu wrażliwych gatunków zwierząt żyjących w środowisku tlenowym, które ustępują miejsca gatunkom o mniejszych wymaganiach. W końcowej fazie następuje całkowity zanik fauny i śmierć zbiorników wodnych (Kaczor i Bugajski 2006). Według Dirckxa i in. (2011) składniki pokarmowe, które wpływały na środowisko wodne pochodziły ze źródeł rozproszonych (takich jak rolnictwo) i składały się w 40% z fosforu oraz w 60% z azotu. Badania prowadzone przez Viviano i in. (2017) wykazały, że ładunek fosforu ogólnego kierowany do rzeki Lambro w zależności od punktu zrzutu wahał się od 35% do 70% ogólnego ładunku pochodzącego ze wszystkich źródeł.

3.3.4. Zawiesiny ogólne

Ładunek zawiesin ogólnych jest jednym z najważniejszych parametrów oceny zanieczyszczenia podczas pogody mokrej w miejskich systemach kanalizacyjnych. W rzeczywistości, zanieczyszczenia takie jak metale ciężkie, wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA), fosfor i związki organiczne są adsorbowane na cząsteczkach zawiesin. Zatem, wysokie stężenie tego wskaźnika w ściekach wskazuje na potencjalne, negatywne oddziaływanie na wody odbiornika. Według prawa austriackiego (ÖWAV RB 19) stężenie tego wskaźnika w wodach odbiornika nie powinno być wyższe niż 50 mg/l. Madoux-Humery i in (2013), badając ścieki z przelewów burzowych, uzyskali średnią wartość stężenia zawiesin ogólnych (ważoną przepływem) w zależności od miejsca poboru prób w zakresie od 146 do 158 mgO₂/l i w tym wypadku była ona porównywalna ze stężeniem zawiesin ogólnych w kanalizacji sanitarnej. Znaczne ładunki zawiesin ogólnych kierowane do odbiornika podczas aktywacji przelewów burzowych sieci ogólnospławnej mogą powodować wzrost mętności, co ma wpływ na organizmy wodne, przede wszystkim na ryby. Powoduje dezorientację ich systemu naprowadzania oraz wzrost szybkości oddychania. Ponadto potencjalnie szkodliwe substancje adsorbowane są na cząstkach stałych i osadzają się jako osady w odbiorniku (Rossi i in. 2005a). Wzrost mętności utrudnia także proces fotosyntezy, co powoduje również spadek ilości tlenu w odbiorniku. Rozpatrując różne scenariusze ograniczenia funkcjonowania przelewów burzowych w Berlinie dla zlewni 64 km² Riechel i in. (2016) wykazali w wyniku symulacji, że wielkości ładunków zrzucanych do środowiska wodnego w przypadku zawiesin ogólnych można ograniczyć z 839 kg do 442 kg, redukując powierzchnie szczelne o 20%. Ze względu na występujące znaczne obciążenie odbiorników ładunkiem zawiesin ogólnych i powiązanych z nimi innych zanieczyszczeń konieczne jest maksymalne ograniczenie ilości nieoczyszczonych ścieków kierowanych bezpośrednio do odbiornika przez przelewy.

3.3.5. Metale ciężkie

W dwóch ostatnich dekadach badania na świecie skupiają się na wykrywaniu rodzajów i stężenia mikrozanieczyszczeń. Metale ciężkie, należące do tej grupy zanieczyszczeń, w wyższych stężeniach mają właściwości toksyczne. Część metali, takich jak kadm (Cd), ołów (Pb), rtęć (Hg), srebro (Ag), złoto (Au) o nieznannej funkcji metabolicznej nawet w niewielkich stężeniach może wykazywać swoją toksyczność. Prowadzone dotychczas badania stężenia metali ciężkich, takich jak kadm (Cd), chrom (Cr), miedź (Cu), Pb, nikiel (Ni), cynk (Zn) w ściekach z przelewów burzowych (Soonthornnonda i Christensen 2008; Diaz-Fierros i in. 2002) wykazały wahania zakresów stężeń poszczególnych metali w zależności od kraju i miejsca poboru. Badania metali prowadzone w rejonie Buffalo oraz zatoki Little Neck Bay (Nowy Jork) wykazały zazwyczaj ich wyższe stężenia w ściekach pogody mokrej w porównaniu z wynikami uzyskanymi w czasie pogody bezdeszczowej (tab. 7).

Tabela 7. Porównanie stężeń (wartości średnie/zakres zmian) badanych metali w czasie pogody suchej i mokrej [g/m^3]

Autor	Irvine i in. 2005				Eaton i in. 2013	
rok badań	1997		1998		2011	
metal	S	M	S	M	S	M
Pb	0,074	0,1229	0,074	0,1283	b.d.	b.d.
Cu	0,0136	0,0849	0,0335	0,7866	0,0001-0,0043	0,0003-0,0020
Zn	0,0587	0,4123	0,0505	0,9888	0,0244-0,102	0,0298-0,1226
Cr	0,0026	0,0182	0,0037	0,0317	0-0,0071	0,0002-0,0071
Ni	0,0031	0,0125	0,0068	0,0779	b.d.	b.d.
Fe	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	0,0465-0,8763	0,0015-0,0954
Mn	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	0-0,125	0,0002-0,0297
Ba	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	0,0165-0,0411	0,0121-0,0388
Na	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	0,0087-0,1532	0,0083-0,1186

S – pogoda sucha,

M – pogoda mokra.

Dodatkowo zaznaczyć należy, że udział metali ciężkich w ściekach jest różny i zależy przede wszystkim od rodzaju zagospodarowania zlewni (Elias i Revitt 2008). Bardzo ważna dla środowiska wodnego jest frakcja metalu. Wyniki pokazują, że zawartość metali ciężkich w drobnych frakcjach ma wyższe wartości niż we frakcjach o dużych rozmiarach (Xu i in. 2018). Przeprowadzona analiza frakcjonowania metali sugeruje, że Zn i Cd są dwoma z najbardziej biodostępnych metali, na stężenie których wpływ ma działalność antropogeniczna. Zawartość Cr i Cu w ściekach z przelewów burzowych kanalizacji ogólnospławnej jest stosunkowo stabilna i może istnieć przez dłuższy czas bez zasadniczych zmian postaci, choć większość metali wykazuje w pewnych warunkach biodostępność. Ponadto w odbiorniku pod wpływem stresu spowodowanego wyższą dostępnością biologiczną Cd i Cu w mobilnej warstwie osadów dennych wzrosła jego tolerancja. Nie bez znaczenia jest zatem odległość zrzutu i odpowiadająca jej wartość stężenia metali w osadach dennych. Według badań prowadzonych na zlewni Emscher stężenie metali w osadach było najwyższe na długości pierwszych 20 m za punktem zrzutu ścieków (Schertzingier i in. 2018). Dlatego długotrwała ekspozycja na metale wysoko biodostępne może mieć ogromny wpływ na różnorodność drobnoustrojów.

Badania metali prowadzone w świecie wskazują na konieczność monitorowania ich wartości zarówno w ściekach kierowanych do odbiorników, jak i w samych odbiornikach, ze względu na zdolność kumulacji zarówno w komórkach roślin, jak i zwierząt oraz znaczną mobilność w przypadku spadku pH. Szczególnie niebezpieczne jest kumulowanie tych związków w komórkach, gdyż poprzez te organizmy nadmierne ilości metali mogą zostać włączane do łańcucha pokarmowego i jednocześnie do obiegu biologicznego.

3.3.6. Inne mikrozanieczyszczenia

Ostatnie dwie dekady skupiają badania prowadzone w celu wykrywania innych mikrozanieczyszczeń, takich jak między innymi hormony i antybiotyki w emitowanych ściekach do wód powierzchniowych. Większość mikrozanieczyszczeń pochodzi z działalności przemysłowej, w wyniku której, na przykład wraz z nieoczyszczonymi lub niedokładnie oczyszczonymi ściekami, do ekosystemów wodnych wprowadzane są substancje oddziałujące toksycznie (mutagenie lub kancerogenne) na organizmy żywe. Badania prowadzone w tym kierunku na świecie potwierdzają szeroki zakres substancji priorytetowych w ściekach. Z 66 badanych związków 39 substancji priorytetowych, wliczając 12 priorytetowych substancji niebezpiecznych (w tym węglowodory ropopochodne), zostało wykrytych w ściekach zrzucanych z przelewów burzowych (Gasperi i in. 2011). Według szacunków przeprowadzonych przez tych autorów przelewy burzowe wydają się być znaczącym źródłem metali, wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (WWA) i ftalanu dietyloheptylanu w porównaniu z ładunkiem niesionym przez Sekwanę. Badania prowadzone przez Madoux-Humery i in. (2013) wykazały, że stężenia mikrozanieczyszczeń w ściekach pochodzących z przelewów były wyższe, niż te pomierzone w surowych ściekach podczas pogody suchej.

3.3.7. Skażenie mikrobiologiczne

Funkcjonowanie przelewów burzowych w systemie kanalizacji ogólnospławnej, oprócz wymienionych wyżej skutków, w dużym stopniu przyczynia się do pogorszenia stanu sanitarnego i czystości rzek przez wprowadzanie z nieoczyszczonymi ściekami ogromnych ilości drobnoustrojów: bakterii, wirusów, grzybów i pierwotniaków (Smyła 2002). Stanowi to wielkie zagrożenie dla jakości wód odbiornika, w szczególności dla wód będących zbiornikami rekreacyjno-kąpieliskowymi. Do oceny tego ryzyka np. w badaniach norweskich zastosowano modelowanie hydrodynamiczne. Umożliwia ono opisanie czasowej i przestrzennej zmienności stężeń takich zanieczyszczeń jak Norowirus, *Campylobacter*, *Salmonelli*, *Giardia* i *Cryptosporidium* w wodach pobliskich lokalnych plaż podczas i po ulewnych deszczach (Ergano i in. 2016). Wielu autorów potwierdziło w swoich badaniach wzrost stężenia patogenów i wirusów w odbiornikach po okresie działania przelewu burzowego kanalizacji ogólnospławnej (Al Aukidy i Verlicchi 2017; Madoux-Humery i in. 2016; Hata i in. 2014; Madoux-Humery i in. 2013; Ouattara i in. 2014).

Tabela 8. Zrzucana objętość ścieków oraz wartość średniego stężenia E. coli ważonego przepływem w zrzutach z poszczególnych zjawisk w miejscu OA (Madoux-Humery i in. 2016)

Zdarzenie	Objętość zrzucanych ścieków [m ³]	Średnie stężenie ważne przepływem (MPN/100 ml)
1	3 138	$3,5 \times 10^6$
2	19 530	$1,9 \times 10^6$
3	92	$4,1 \times 10^6$
4	5 813	$7,7 \times 10^5$

MPN – most probable number (najbardziej prawdopodobna liczba).

Z danych zawartych w tabeli 8 wynika, że stężenie E. coli w emitowanych ściekach nie jest proporcjonalne do ich objętości. Porównując zdarzenie 1 i 2, zauważa się zdecydowanie niższe stężenie wskaźnika (o ponad 50%) podczas zdarzenia 2 przy ponad 6 krotnie wyższej objętości ($V = 19\,530\text{ m}^3$) względem zjawiska 1. Autorzy wykazali, że stężenie E. coli w środkowym nurcie rzeki (mediana średnich stężeń ważonych przepływem) wzrosło z 26 MPN/100 ml podczas pogody suchej do 170 MPN/100 ml po zrzutach ścieków, potwierdzając znaczny wpływ pracy przelewów na pogorszenie jakości odbiornika. Wyniki badań zawarte we wcześniejszym artykule autorów Madoux-Humery i in. (2013) pokazały znaczne zróżnicowanie zmierzonego stężenia E. coli zarówno między poszczególnymi wzbudzeniami przelewu, jak i w ramach każdego zdarzenia. Wartość średniej ważonej przepływem dla wszystkich zdarzeń zbadanych w miejscu poboru oznaczonym OA i OB była odpowiednio $1,7 \times 10^6$ E. coli/100 ml (8 zdarzeń, ilość prób – 120) i $2,0 \times 10^5$ E. coli/100 ml (2 zdarzenia i 10 prób).

Wyniki badań prowadzonych w Tajlandii w obszarze Khon Kaen (Kuster i Kuster 2017) pokazują znaczne różnice w stężeniu E. coli typu kałowego w zrzutach ścieków z przelewu burzowego. Wahało się ono od $1,3 \times 10^8$ do $8,6 \times 10^6$ MPN/100 ml, kiedy według Tajskiego Departamentu Kontroli Zanieczyszczeń, standard III klasy wody w przypadku tego zanieczyszczenia to 4000 MPN/100 ml. Analiza ścieków zrzucanych w rejonie miasta Comacchio we Włoszech wykazała w nich zmiany stężenia E. coli w zakresie 10 - $1,3 \times 10^7$ MPN/100 ml oraz dla Enterococci 10 - $7,27 \times 10^5$ MPN/100 ml. Europejska dyrektywa w sprawie wód w kąpieliskach (2006/7/EC 2006) ogranicza obecność bakterii z grupy coli typu kałowego. Dla wód śródlądowych wartość graniczna stężenia dla E. coli to 500 jtk/100 ml i 500 jtk/100 ml dla Enterococci. Jest ona wymagana dla określenia tzw. „doskonałej jakości” odbiornika. W przypadku zrzutów ścieków z przelewów burzowych kanalizacji ogólnospławnej wartość stężenia jest dużo wyższa i waha się pomiędzy 10^5 - 10^7 jtk/100 ml. Jak widać, w tym przypadku, ten limit nie może być utrzymany, a degradacja odbiornika może trwać kilka dni (Kleidorfer i Rauch 2011). Znaczące wzrosty mikrobiologicznego zanieczyszczenia wody (mikroorganizmy jelitowe, patogeny) zostały już zauważone w rzekach poniżej dużych miast, jak na przykład w Sekwanie poniżej Paryża (Servais i in. 2007) i w Tamizie poniżej Londynu (Tryland i in. 2002).

Stężenie i rodzaj poszczególnych bakterii znajdujących się w ściekach zrzuconych z przelewów burzowych ma pośrednio wpływ na ludzkie zdrowie, bo stanowi jego potencjalne zagrożenie (poprzez picie nieuzdatnionej lub nieoczyszczonej wody albo na skutek kąpieli w zbiornikach wodnych, skażonych bakteriami).

Salmonella, Escherichia Coli, Cryptosporidium, Giardia Lamblia, powodują różne choroby, najczęściej o charakterze żołądkowo-jelitowym. Bakterie te mogą przyczyniać się również do zachorowań zwierząt hodowlanych, jak i dziko żyjących. Katayama i in. (2004) podali, że 26% prób pobranych z wód odbierających nieoczyszczone ścieki uzyskało dodatni wynik na obecność Norowirusów (na świecie ta grupa wirusów wywołuje ponad 90% epidemii niebakteryjnych chorób z biegunką) i 50% dla Enterowirusów zakaźnych (a stężenia te pozostawały podwyższone przez 4 dni po wystąpieniu zrzutów ścieków z przelewów burzowych).

Liczebność bakterii w ściekach jest zmienna, a zależy głównie od liczby mieszkańców zlewni (Geoger i in. 2002). Zwykle liczebność bakterii coli fekalnych (termotolerancyjnych) w ściekach surowych waha się od 10^6 do 10^8 w 100 cm^3 (Geoger i in. 2002), ale zdarzają się duże odstępstwa od tej średniej. Dla przykładu: w surowych ściekach w Częstochowie stwierdzono 10^6 bakterii coli typu kałowego w 100 cm^3 wody (Smyła i in. 2003), natomiast w Gdańsku $9,3 \times 10^{18}/100\text{ cm}^3$, a w Gdyni aż $1,8 \times 10^{20}/100\text{ cm}^3$ (Szumilas i in. 2001). Zauważono, że gatunki mikroorganizmów występujących w ściekach zależą od stanu zdrowia ludności zamieszkującej na terenie zlewni ścieków (Olańczuk-Neyman 2003).

Stężenia ludzkich patogenów w wodach powierzchniowych są określane przez kilka procesów. Ważna jest zatem wartość stężenia, ale po uwolnieniu w środowisku wodnym stężenie patogenów może spadać przez ich rozcieńczenie, wymarcie i (tymczasowo) przez proces sedymentacji. Jednak mimo takich możliwości częste działanie przelewów burzowych oraz wielkość i ograniczona zdolność samooczyszczania się samego odbiornika, a także ogólna dostępność ludzi i zwierząt do skażonych wód powoduje, że ten rodzaj zagrożenia, choć niewidoczny gołym okiem, jest obecnie szczególnie badany na świecie.

3.3.8. Względy estetyczne

Zanieczyszczenia chemiczne dostające się do odbiornika przez przelewy burzowe oraz skażenie bakteriologiczne wód nie są widoczne, więc często trudne do zidentyfikowania bez skomplikowanych analiz chemicznych. Jednak zanieczyszczenia (śmieci, szmaty, folie, odpady higieniczne itp.), które są zauważalne na skarpach, krzakach, drzewach wzdłuż burzowców lub odbiorników występujące po pracy przelewu często ostrzegają o zagrożeniu i skażeniu odbiornika. Po zadziałaniu przelewu często miejsce transportu nieoczyszczonych ścieków przypomina to, pokazane na zdjęciach 3 i 4.



Zdj. 3. Przelew Burzowy – Kraków, zrzut przy ulicy Ptaszyckiego

Źródło: <https://krakow.onet.pl/krakow-scieki-z-kanalizacji-trafiaja-do-rzek/2nvp6j2>



Zdj. 4. Przelewy burzowe w Łodzi

Źródło: <http://podwodnalodz.blogspot.com/2013/08/spacer-dolinami-odzkich-rzek-karolewka-na.html>

Jeśli wyloty z przelewów umiejscowione są blisko miejsc uczęszczanych przez mieszkańców i np. atrakcyjnych rekreacyjnie, takie widoki nie zachęcają do czynnego spędzania czasu w tych okolicach.

W celu ochrony odbiorników wodnych ważne jest posiadanie kompleksowej wiedzy na temat zanieczyszczeń kierowanych do wód powierzchniowych. Wzrost urbanizacji, rozwój przemysłu i nowych technologii, rolnictwa oraz medycyny powoduje, że w ściekach odkrywane są nowe rodzaje zanieczyszczeń w różnych stężeniach o szkodliwym oddziaływaniu na organizmy wodne. Z danych przedstawionych powyżej jasno wynika, że skład ścieków z reguły różni się w poszczególnych krajach, na co wpływ ma szereg czynników. Kraje, gdzie dominuje lub występuje na części zlewni kanalizacja ogólnospławna, ze względu na charakter pracy sieci, odpowiedzialne są za ładunki zanieczyszczeń nieoczyszczonych ścieków kierowane przez przelewy do wód. Wraz ze wzrostem wymagań odnośnie jakości oczyszczanych ścieków oraz jakości wód powierzchniowych konieczna jest kontrola oraz szeroko pojęta minimalizacja (a nawet całkowity zakaz) emisji nieoczyszczonych ścieków zrzucanych tą drogą do środowiska wodnego. Dlatego też ograniczenie wpływu przelewów burzowych na odbiorniki stało się obecnie ważnym elementem ochrony wód.

4. BADANIA WŁASNE

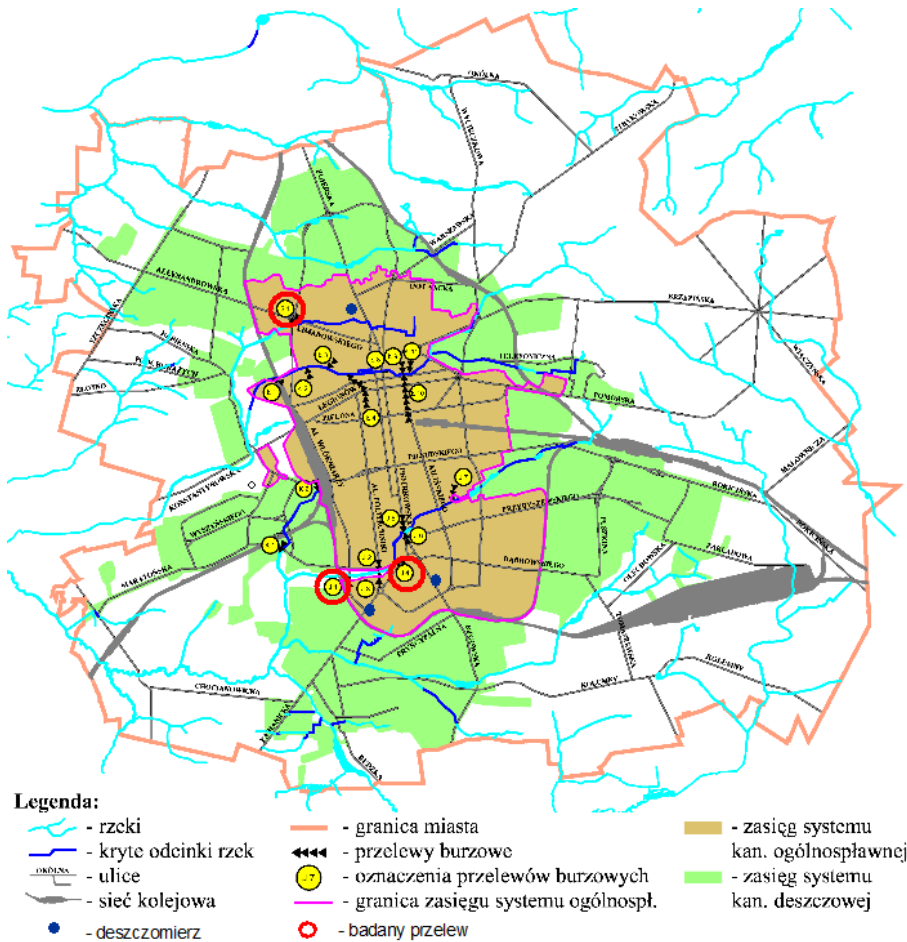
4.1. Opis obiektów badań

Łódź jest jednym z największych miast Polski o powierzchni 293 km² i populacji 700 000 mieszkańców. Centralna część miasta, o powierzchni 43 km² i współczynniku uszczelnienia równym 0,43, wyposażona jest w kanalizację ogólnospławną. W innych częściach miasta funkcjonuje już system rozdzielczy zbierania i odprowadzania ścieków. Zrzuty ścieków z przelewów burzowych i kanalizacji deszczowej trafiają do 18 małych rzek miejskich. Przez obszar miasta Łodzi przechodzi dział wodny między Wisłą i Odrą. W północnej części miasta bierze swój początek rzeka Bzura (dopływ Wisły) natomiast przez południowe obszary miasta przepływa rzeka Ner (dopływ Warty). Rzeki te zasilane są właśnie przez wspomniane rzeki miejskie znajdujące się we współczesnych granicach miasta Łodzi. W silnie zurbanizowanej części miasta, mniejsze rzeki Łodzi ujęte są w kryte kanały. Główną rolą tych rzek jest odprowadzenie nadmiaru wód opadowych ze zlewni miasta oraz przejęcie zrzutów burzowych z ogólnospławnego systemu kanalizacyjnego. Ścieki z terenu miasta są odprowadzane zespołem kolektorów do Grupowej Oczyszczalni Ścieków (GOŚ) zlokalizowanej nad odbiornikiem ścieków oczyszczonych, którym jest rzeka Ner.

W celu rozeznania dynamiki spływu zanieczyszczeń z przelewów burzowych do odbiornika w roku 2010 i 2011 badaniami pilotowymi objęto przelew burzowy B1, a w 2011 roku przelew J4 na kanalizacji ogólnospławnej w Łodzi. Obiekt B1 zlokalizowany jest w północno-zachodniej części miasta i odprowadza nieoczyszczone ścieki kanałem dzwonowym zamkniętym o wymiarach 4,00 x 2,00 m i długości blisko 110 m do rzeki Bałutki. Przelew J4 znajduje się w południowej części miasta niedaleko skrzyżowania ulic Wólczańska – Piękna. Nadmiar ścieków w tym przypadku płynie już kanałem otwartym do rzeki Jasień. Przekrój poprzeczny komory przelewu burzowego zmienia się na jej długości. Na wlocie przekrój poprzeczny komory przelewowej przyjmuje kształt kanału dopływającego (Dz 3,75 x 3,90), natomiast na końcu kształt kanału jajowego (J VII 1,20 x 2,00). Przelewy też wybrano, kierując się różnicami w wielkościach i charakterze zagospodarowania obsługiwanych zlewni oraz funkcjonowaniu poszczególnych obiektów w ciągu roku. Badania składu ścieków były prowadzone z zastosowaniem metod laboratoryjnych przy ręcznym poborze próbek.

Od 2012 roku szczegółowe badania składu ścieków emitowanych do odbiornika prowadzono na przelewie J1 z zastosowaniem automatycznego pobieraka prób (6712 FR ISCO) oraz sond on-line mierzących wybrane wskaźniki zanieczyszczeń bezpośrednio w surowych ściekach kierowanych do rzeki Jasień. Do komory przelewowej doprowadzone są 2 kolektory JIII (0,80 x 1,40 m) z ulicy Rogozińskiego i JX (1,50 x 2,30 m) z alei Włókniarzy, które w niej łączą się w jeden kanał kierujący ścieki do oczyszczalni (JIII – 0,80 x 1,40 m) do kolektora I w ul. Obywatelskiej. Pobór ścieków na tym stanowisku odbywał się automatycznie. Lokalizację badanych przelewów przedstawiono na rys. 5,

a charakterystyki obsługiwanych przez nie zlewni i dodatkowe dane o przelewach przedstawiono w tabeli 9.



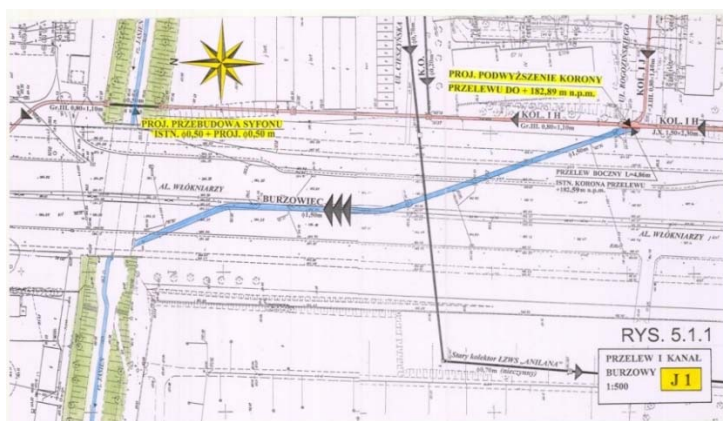
Rys. 5. Lokalizacja wszystkich przelewów burzowych kanalizacji ogólnospławnej Łodzi, w tym badanych oznaczonych jako B1, J4, J1 (opisano czerwonymi kołami) oraz deszczomierzy przyporządkowanych do tych zlewni (podkład rys. Wierzbicki i in. 2010)



Rys. 6. Przelew burzowy B1 (Projekt generalny przelewów burzowych kanalizacji ogólnospławnej miasta Łodzi, 2003)



Rys. 7. Przelew burzowy J4 (Projekt generalny przelewów burzowych kanalizacji ogólnospławnej miasta Łodzi, 2003)



Rys. 8. Przelew burzowy J1 (Projekt generalny przelewów burzowych kanalizacji ogólnospławnej miasta Łodzi, 2003)

Tabela 9. Charakterystyka analizowanych przelewów burzowych i obsługiwanych przez nie zlewni

Parametr	Nazwa przelewu		
	B1	J4	J1
Lokalizacja przelewu	przy skrzyżowaniu ulic Włókniarzy i Limanowskiego	blisko skrzyżowania ulic Wólczańska – Piękna	blisko skrzyżowania Jana Pawła – Obywatelska
Powierzchnia [ha]	609	785	211
Stopień uszczelnienia [%]	42	30	33
Rodzaj zagospodarowania zlewni	zabudowa wielorodzinna, zabudowa jednorodzinna oraz niewielka ilość zakładów przemysłowych	zabudowa wielorodzinna z terenami zielonymi i niewielką ilością zakładów przemysłowych	zabudowa wielorodzinna z nielicznymi zakładami przemysłowymi i terenami zielonymi
Średni przepływ pogody suchej [m ³ /s]	0,32	0,63	0,09
Typ przelewu	boczny	boczny	boczny
Długość krawędzi przelewu [m]	12,75	12,0	4,92
Rzędna krawędzi przelewu [m n.p.m.]	195,05	183,78	182,59
Wysokość krawędzi przelewowej [m]	0,59	0,98	0,52*
Odbiornik – rzeka	Bałutka	Jasień	Jasień

* wartość wynikająca z projektu, jednak w trakcie inwentaryzacji wysokość krawędzi określono na 0,57 m.

4.2. Zakres i metodyka badań

Analizę dynamiki zmian składu ścieków emitowanych przelewami burzowymi kanalizacji ogólnospławnej do środowiska wodnego przeprowadzono w trzech wytypowanych na łódzkiej sieci kanalizacyjnej obiektach oznaczonych jako B1, J4 i J1 (rys. 6, 7, 8). Przelew B1 kieruje nieoczyszczone ścieki bezpośrednio do rzeki Bałutki, a pozostałe dwa do rzeki Jasień (tab. 9). Ostatecznym odbiornikiem wszystkich ścieków z badanych przelewów burzowych oraz z oczyszczalni ścieków jest rzeka Ner zlokalizowana w pobliżu zachodniej granicy miasta Łodzi.

4.2.1. Metodyka poboru próbek

Próbki ścieków w okresie badań funkcjonowania przelewów burzowych B1 i J4 pobierane były ręcznie ze środkowego nurtu. Ścieki w początkowej fazie

zrzutu pobierane były z krótszymi interwałami (3-5 minut) w zależności od intensywności przepływu do momentu zauważalnego spadku napełnienia w kanale, i następnie średnio co 10-15 minut, w drugiej fazie spływu do momentu zakończenia działania przelewu. Pobór w okresie pogody deszczowej następował w taki sposób, że pierwsza próba pobierana była zaraz po pojawieniu się ścieków w burzowcu, a ostatnia w momencie ich zanikania.



Zdj. 5. Zdjęcia miejsc poboru próbek ścieków z badanych przelewów burzowych kanalizacji ogólnospławnej Łodzi: a) przelew burzowy J4, b) przelew burzowy B1

Przelewy te wyposażone są w przepływomierze m.in. na burzowcu. W związku z tym każdej pobranej próbce przyporządkowano odpowiadające jej natężenie przepływu. Pomiar natężenia przepływu następuje przez wyznaczenie wysokości napełnienia w kanale oraz interpretację krzywej sprawności. Dane są transmitowane w trybie rzeczywistym do Zakładu Wodociągów i Kanalizacji (ZWİK) w Łodzi.

W przypadku przelewu J1 pobór ścieków odbywał się automatycznie. W 2012 roku zainstalowano na stanowisku badawczym sampler do automatycznego poboru próbek firmy Teledyne ISCO typ 6712 FR. W związku z tym porównując jakość i możliwości poboru ręcznego z automatycznym zdecydowanie zalecać można pobór automatyczny, szczególnie jeśli zależy nam na powtarzalności objętości, którą samplery gwarantują w granicach 5% (www.envag.com.pl). Pozwala to na kompleksową kontrolę ilości płynących ścieków i opracowanie bilansu przepływu ścieków dla tego fragmentu sieci kanalizacyjnej. Dodatkową korzyścią płynącą z takiej formy poboru jest możliwość generowania raportów próbkowania z uwzględnieniem wartości mierzonych parametrów oraz daty i czasu poboru poszczególnych próbek. Sampler zaprogramowano w taki sposób, aby załączenie urządzenia następowało w momencie osiągnięcia przez napływające ścieki wysokości krawędzi przelewu, a wyłączenie pobierania następowało tuż po opadnięciu ścieków poniżej tej krawędzi. Pobór próbek odbywał się proporcjonalnie do objętości przepływu w danym interwale. Oprócz przepływomierzy należących do ZWiK zainstalowanych w kanałach dopływowych biegnących

wzdłuż ulic Rogozińskiego i Al. Włókniarzy oraz w burzowcu w tym samym roku pomiary uzupełniono przez zainstalowanie w kanale odpływowym czujnika prędkości oraz czujnika poziomu napełnienia firmy Nivus sp. z o.o. należących do Politechniki Łódzkiej. Dane pomiarowe są przeliczane na natężenie przepływu i gromadzone na karcie pamięci z krokiem 1 minuty.

4.2.2. Metodyka prowadzenia badań składu ścieków ogólnosplawnych emitowanych przelewami

4.2.2.1. Przelewy B1 i J4

Badania składu ścieków z przelewu B1 i J4 były prowadzone metodami laboratoryjnymi i obejmowały wybrane wskaźniki zanieczyszczeń organicznych oraz biogenów, takie jak:

- odczyn,
- BZT₅,
- ChZT wraz z frakcjami (S_s, S_i, X_s, X_i),
- zawiesiny ogólne, mineralne i lotne,
- azot amonowy,
- fosfor ogólny.

Badania były przeprowadzone zgodnie z obowiązującymi normami jak podano w tabeli 10.

Tabela 10. Spis norm

Rodzaj oznaczanego wskaźnika	Metodyka badań	Norma
Odczyn pH	Metoda potencjometryczna	PN-90/C-04540/01
Zawiesiny	Metoda z zastosowaniem filtracji przez sączki z włókna szklanego	PN-EN 872:2007
Chemiczne Zapotrzebowanie Tlenu (ChZT)	Metoda dwuchromianowa	PN-ISO 6060:2006
Biochemiczne Zapotrzebowanie Tlenu (BZT _n)	Metoda rozcieńczania i szczepienia z dodatkiem allilotiomocznika	PN-EN 1899-1:2002
Azot amonowy	Metoda destylacji z miareczkowaniem	PN-ISO 5664**
Fosfor ogólny	Metoda spektrometryczna z molibdenianem amonu. Metoda po utlenieniu nadtlenodwusiarczanem	PN-EN ISO 6878:2006

** W przypadku, gdy zawartość azotu amonowego w ściekach spadała poniżej 1 mg/dm³ oznaczanie azotu amonowego wykonywano wg normy PN-73/C-04576 „Badania zawartości związków azotu. Oznaczanie azotu amonowego metodą kalorymetryczną z odczynnikami Nesslera”.

Najczęściej podział ChZT wyszczególnia podstawowe cztery frakcje wyrażone w gO_2/m^3 (Henze i in 2000; Miksch i Czerska 2000; Ferrer i in. 2004; Gokcay i Sin 2004; Brzezińska i Zawilski 2009):

$$\text{ChZT} = S_s + S_i + X_s + X_i. \quad (2)$$

Frakcjonowanie ChZT zostało przeprowadzone według metody stosowanej w modelowaniu przebiegu procesu osadu czynnego w oczyszczalniach ścieków (metoda Weijersa). Wyznaczenie frakcji ChZT przebiegało według równań zawartych w tabeli 11.

Tabela 11. Frakcje ChZT i sposób ich oznaczania

Frakcja ChZT	Metodyka oznaczania	
	Pogoda sucha	Pogoda mokra
S_s – rozpuszczona, biologicznie łatwo rozkładalna	$S_s = \text{ChZT}_{\text{rozp}} - S_i$	$S_s = \text{ChZT}_{\text{rozp}} - S_i$
S_i – rozpuszczona, biologicznie nierozkładalna	$S_i = \text{ChZT}_{\text{przes_OWT}}$	$S_i = \text{ChZT}_{\text{przes_OWT}}$
X_s – w zawiesinie, biologicznie wolno rozkładalna	$X_s = 0,75 \cdot X_{\text{ChZT}}^*$ $X_{\text{ChZT}} = \text{ChZT} - \text{ChZT}_{\text{rozp}}$	$X_s = \text{ChZT}_{\text{BD}} - S_s$ $\text{BZT}_c = 1,47 \cdot \text{BZT}_5$
X_i – w zawiesinie, biologicznie nierozkładalna	$X_i = 0,25 \cdot X_{\text{ChZT}}^*$ $X_{\text{ChZT}} = \text{ChZT} - \text{ChZT}_{\text{rozp}}$	$X_i = X_{\text{ChZT}} - X_s$ $X_{\text{ChZT}} = \text{ChZT} - \text{ChZT}_{\text{rozp}}$

* zgodnie z ATV 131 dla ścieków pogody suchej.

ChZT – oznaczane w ściekach surowych,

$\text{ChZT}_{\text{rozp}}$ – ChZT ścieków surowych wcześniej skoagulowanych chlorkiem cynku i prze-filtrowanych przez sączki z włókna szklanego o retencji cząsteczkowej $0,45 \mu\text{m}$,

$\text{ChZT}_{\text{przes_OWT}}$ – ChZT ścieków surowych wcześniej poddanych napowietrzaniu z osadem czynnym przez 30 dni i przefiltrowanych przez sączki z włókna szklanego o retencji cząsteczkowej $0,45 \mu\text{m}$ (zabieg mający na celu odzwierciedlenie ścieków po biologicznym oczyszczeniu, które charakteryzują się znikomym udziałem rozpuszczonych frakcji ChZT biologicznie rozkładalnych),

BZT_c – BZT całkowite,

ChZT_{BD} – ChZT związków biodegradowalnych w ściekach wg wzoru:

$$\text{ChZT}_{\text{BD}} = \text{BZT}_c / (1 - f_{\text{BOD}}) \quad (3)$$

gdzie:

- $\text{BZT}_c = \text{BZT}_5 \cdot 1,47$,
- $f_{\text{BOD}} = 1,47$ – współczynnik przeliczeniowy,

X_{ChZT} – ChZT związków nierozpuszczonych wg wzoru:

$$X_{\text{ChZT}} = \text{ChZT} - \text{ChZT}_{\text{rozp}} \quad (4)$$

gdzie:

- $\text{ChZT} - \text{ChZT}$ ścieków surowych,
- $\text{ChZT}_{\text{rozp}}$ – według definicji powyżej.

W celu wyznaczenia frakcji S_i ChZT próbkę ścieków średnią ze zjawiska („zlewka”) wraz z osadem czynnym w proporcji 1:1 poddawano napowietrzaniu. Napowietrzanie odbywało się w otwartym naczyniu o pojemności 3 litrów, a sama próbka zajmowała objętość 1,8 l. Równolegle napowietrzana była próbka kontrolna składająca się z wody destylowanej i osadu czynnego w proporcji 1:1 i łącznej objętości 1,8 l. Osad czynny pochodził z komór napowietrzania Grupowej Oczyszczalni Ścieków w Łodzi.

4.2.2.2. Przelew J1

Zaprojektowano i wykonano stanowisko badawcze wyposażone w czujniki firmy Hach do pomiaru stężenia zawiesin ogólnych (SOLITAXSc) i ChZT rozpuszczonego (UVAS plus), aby ocenić dynamikę zmian składu ścieków oraz ładunek zanieczyszczeń emitowany przez przelew J1 (oprócz wstępnych badań laboratoryjnych). Jest to pierwsza w Polsce implementacja opisywanych urządzeń bezpośrednio w kanale kanalizacji ogólnospławnej. Zastosowano tu sondy mierzące stężenie wskaźników w sposób ciągły (z krokiem 1 minuty). Na uwagę w tej bezpośredniej metodzie pomiaru zasługuje fakt korzyści płynących z pomiarów stężeń zanieczyszczeń w trybie rzeczywistym oraz możliwość obserwacji dynamiki zmian składu ścieków w każdym momencie doby ze szczególnym uwzględnieniem pogody mokrej i jej wpływu na pracę kanalizacji ogólnospławnej. Dodatkowo w wybranych dniach prowadzono badania z zastosowaniem standardowych metod laboratoryjnych. Miało to na celu sprawdzenie i potwierdzenie przydatności stosowania sond w mocno zanieczyszczonym medium, jakim są surowe ścieki ogólnospławne oraz poszerzenie zakresu badań o inne wskaźniki. W zależności od rodzaju pogody (sucha lub deszczowa) wartości stężenia wskaźników w tych ściekach mogą znacząco się różnić.

Sondy wykorzystują różne techniki pomiaru, które opisane zostały w tabeli 12.

Tabela 12. Techniki pomiarowe używane przez czujniki on-line firmy Hach (<http://pl.hach.com/>)

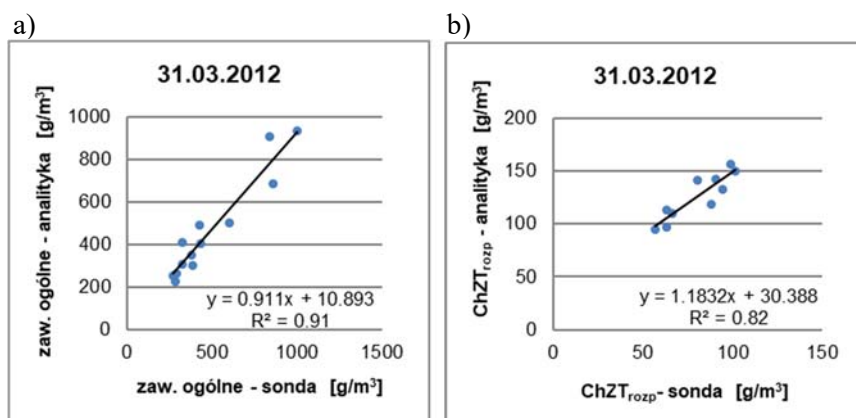
Parametr	Nazwa sondy	Metodyka
Zawiesiny ogólne	SOLITAX sc	pomiar oparty na kombinacji adsorpcji i dyfuzji promieni w podczerwieni zgodnie z DIN EN ISO 7027/odpowiednik DIN 38414
SAK 254	UVASplus	pomiar absorpcji UV rozpuszczonych związków organicznych przy długości fali $\lambda = 254 \text{ nm}$ zgodnie z DIN 38 402 C3

Sondy te zostały umieszczone na specjalnie do tego celu zaprojektowanym pontonie-pływaku wykonanym ze styropianu ekstrudowanego pokrytego żywicą, aby wykonywanie pomiaru odbywało się zawsze w tej samej warstwie medium. Ponton porusza się swobodnie w pionie (w zależności od napełnienia w kanale), unosząc się na ramieniu przymocowanym do belki pod stropem komory przelewu burzowego (zdj. 6).



Zdj. 6. Lokalizacja i wygląd pontonu z umieszczonymi pod nim sondami on-line

Na początku badań wykorzystano fabrycznie skalibrowane czujniki do mierzenia stężenia zawiesin ogólnych i rozpuszczonej frakcji ChZT (SAK 254). Aby ocenić możliwość ich wykorzystania bez częstego dodatkowego badania analitycznego ścieków, czujniki zostały skalibrowane z uwzględnieniem pogody suchej i mokrej (Brzezińska i Bandzierz 2012; Brzezińska i in. 2016b). Na rysunku 9 przedstawiono porównanie wyników uzyskanych z analiz laboratoryjnych dla stężeń zawiesin ogólnych i ChZT rozpuszczonego oraz wyników pomierzonych przez sondy on-line dla przykładowego pojedynczego zjawiska.



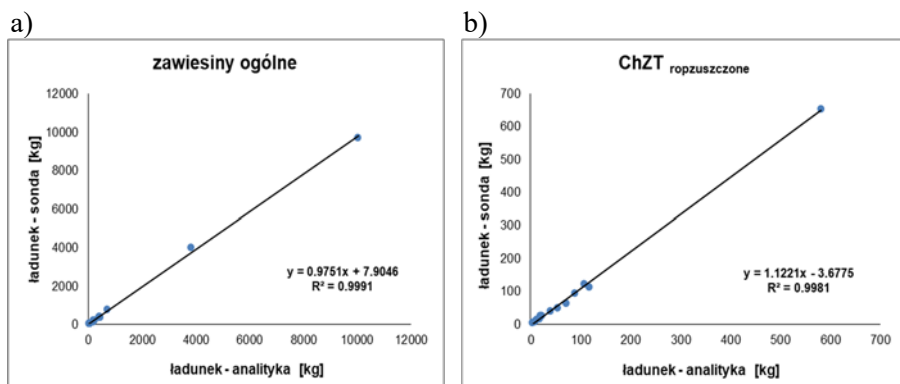
Rys. 9. Zależność stężenia badanych wskaźników pomierzonych sondą on-line od oznaczonych analitycznie dla pojedynczego zjawiska z dnia 31.03.2012:

a) zawiesiny ogólne, b) ChZT rozpuszczone

Do pomiaru stężenia zawiesin ogólnych oraz SAK254 w początkowym okresie badań wykorzystano sondy skalibrowane fabrycznie. Według producenta (www.hach-lange.pl), stosując sondy on-line, uzyskuje się, co już wcześniej zasygnalizowano, bardzo dobrą powtarzalność i dokładność wyników między 3-5% mierzonej wartości. Ze względu na mocno zmienny skład ścieków między pogodą suchą a mokrą przeprowadzono kilka serii badań analitycznych, a wyniki porównano ze wskazaniem sond w celu dokalibrowania urządzeń na różne warunki pracy (Brzezińska i Bandzierz 2012). Analizując wszystkie otrzymane dane, skalibrowano czujniki ze średnią wartością R^2 równą 0,87 dla ChZT rozpuszczonego i zawiesin ogólnych (Brzezińska i in. 2016b).

Wysokie wartości współczynników determinacji uzyskane dla zbioru stężeń zawiesin ogólnych oraz ChZT rozpuszczonego dla badanych aktywacji przelewu potwierdzają możliwość stosowania sond on-line w kanalizacji ogólnospławnej z dobrą skutecznością. Uzyskane różnice w wartościach współczynnika R^2 dla poszczególnych zjawisk mogły być spowodowane przede wszystkim indywidualnością zjawiska opadowego, stanem czystości kanałów, zmianami nie tylko samego składu ścieków ogólnospławnych, ale także zmianami we frakcjach poszczególnych badanych wskaźników oraz rejestrowaniem przez sondy określonych znacznych fluktuacji stężenia, czego nie można wykryć przy zastosowaniu automatycznego poboru prób. Przeprowadzone badania i obserwacje wykazały, że charakter przebiegu stężeń zanieczyszczeń uzyskanych z analizy i pomiarów czujników on-line jest bardzo podobny.

Do analizy całkowitego ładunku zanieczyszczeń emitowanego z przelewu surowe dane zostały odsumione za pomocą metody Savitzkego-Golaya. Porównując wartości ładunków całkowitych pochodzących z poszczególnych zjawisk, obliczonych na podstawie wyników analitycznych z pomiarami wygładzonymi w trybie on-line, stwierdzono tylko nieznaczne różnice (rys. 10), które także potwierdzają przydatność zastosowania czujników w kanalizacji ogólnospławnej. Zauważono jednak istotne różnice dla chwilowych wartości ładunku (wyrażone w g/s), więc może to być istotne w przypadku kalibracji programów do modelowania transportu zanieczyszczeń (Brzezińska i in. 2016b). Badania prowadzone przez Salgado Brito i in. (2014), potwierdzają również, że widma UV-Vis są wiarygodne w ocenie wartości zawiesin ogólnych i ChZT w systemach kanalizacyjnych, pomimo gwałtownych zmian warunków hydraulicznych i składu ścieków.



Rys. 10. Porównanie ładunku zanieczyszczeń emitowanego przez przelew J1 uzyskanego z badań laboratoryjnych z danymi pomiarowymi on-line: a) zawiesiny ogólne, b) ChZT rozpuszczalne

Z porównania wielkości ładunków przedstawionych na rys. 10 zauważa się w obydwu przypadkach maksymalne wartości, które znacznie odbiegają od pozostałych. Dotyczyły one wyjątkowo dużych zrzutów przez przelew J1. Przy zależności liniowej, taki odległy punkt wymusza nachylenie prostej i może powodować zdecydowanie lepszą wartość współczynnika determinacji. W badanym przypadku współczynniki R^2 dla obydwu zbiorów danych były bliskie 1, co świadczy o dużej dokładności pomiarów prowadzonych przez sondy. Przeanalizowano również wariant eliminacji skrajnych (wysokich) ładunków w obydwu zbiorach w celu sprawdzenia ich wpływu na wynik. Ich brak spowodował jedynie bardzo niewielkie zmiany współczynników a i b w obydwu równaniach i praktycznie zmianę wartości współczynnika determinacji na 3 miejscu po przecinku dla $\text{ChZT}_{\text{rozp}}$, który wyniósł $R^2 = 0,977$. Wartość R^2 dla zawiesin ogólnych pozostała niezmieniona.

Czujniki są bezpośrednio zanurzone w ściekach surowych, przez co mogą zdarzać się przypadkowe znacznie wyższe indywidualne wartości stężenia. Przyczyną tego mogą być ciała stałe przenoszone na powierzchnię ścieków lub bezpośrednio pod nią, które czasami mogą zawieszać się na pontonie lub sensorach. Dlatego dane zebrane za pomocą czujników on-line wymagają odpowiedniej analizy i eliminacji błędnych zapisów. Przygotowanie danych pomiarowych on-line do dalszej analizy obejmowało następujące etapy:

- 1) Wyeliminowanie błędów ogólnych, tj. chwilowych wskazań stężenia i przepływu równego 0 lub wartości znacznie wyższych niż te wygenerowane kilka minut wcześniej lub później, w wyniku fałszywych pomiarów (Hoppe i in. 2008).
- 2) Uśrednianie wyników pomiarów w 5-minutowych interwałach. Potwierdzono, że średnie arytmetyczne z 5-minutowych przedziałów okazały się równoważne wartościom analitycznym uzyskanym z prób ścieków. Zauważono, że proces ten nie pogarsza jakości danych.

- 3) Odszumianie uśrednionych danych za pomocą metody Savitzkego-Golaya (szerokość okna czasowego – 20, współczynnik potęgowy – 2, w przypadku pogody suchej, a w przypadku mokrej pogody szerokość okna czasowego wynosi 4, współczynnik potęgowy – 4) za pomocą oprogramowania Table Curve V. 5.01.

Wyznaczenie ChZT całkowitego następowało przez formułę

$$\text{ChZT} = \text{ChZT}_{\text{rozp}} + 0,86 \cdot \text{zaw.org} \quad (5)$$

Wskaźnik ChZT składa się z frakcji rozpuszczonej $\text{ChZT}_{\text{rozp}}$ oraz ChZT związanej w zawiesinie ($\text{ChZT}_{\text{zaw.org.}}$)

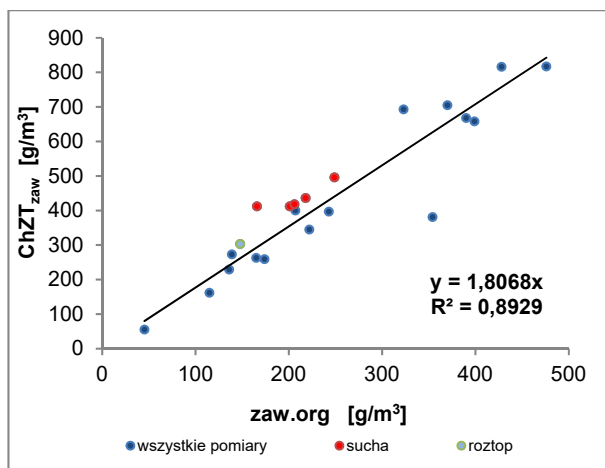
$$\text{ChZT} = \text{ChZT}_{\text{rozp}} + \text{ChZT}_{\text{zaw.org.}} \quad (6)$$

przy czym:

$$\text{ChZT}_{\text{zaw.org.}} = 1,8 \cdot \text{zaw.org.} \quad (7)$$

zaw.org. – zawiesiny organiczne

$\text{zaw.org.} = 0,48 \cdot \text{zaw.org.}$ – według korelacji wyznaczonej doświadczalnie



Rys. 11. Zależność między zawiesinami organicznymi a ChZT_{zaw} w okresie badań (ChZT_{zaw} – frakcja ChZT związana z zawiesinami)

Zainstalowanie sensorów w komorze przelewowej pozwoliło na uzyskanie wiarygodnych danych podczas zarówno pogody suchej jak i mokrej. Dodatkowo, zainstalowany przepływomierz na burzowcu pozwolił na określenie ładunku zanieczyszczeń emitowanego podczas zrzutu ścieków do odbiornika dla badanych wskaźników.

4.3. Metody opracowania wyników badań

Emisja zanieczyszczeń z przelewów burzowych kanalizacji ogólnospławnej wymaga analizy wielu czynników oraz znacznej ilości danych. Należą do nich między innymi dane opadowe, dane dotyczące przepływów w sieci oraz dane wartości stężeń wybranych wskaźników zanieczyszczenia ścieków emitowanych przelewami burzowymi do odbiorników. Podstawowe analizy wykonane zostały z zastosowaniem programu Excel. Dane do obliczania ładunków zanieczyszczeń przyjęto z krokiem 1-minutowym. W przypadku brakujących, w określonych przedziałach czasowych danych, odnośnie przepływu lub stężenia wartości te interpolowano w programie Excel, a ładunek sumowany ze zjawiska obliczono metodą trapezów.

Szacowanie emisji zanieczyszczeń z przelewów burzowych wymaga identyfikacji wielu czynników deterministycznych. Przy dużej liczbie czynników mogących mieć wpływ na ostateczny wynik trudno jest w sposób prosty dokonać odpowiedniego wyboru. Dodatkowo, zmniejszenie ilości danych branych pod uwagę może skutkować pominięciem informacji, które z pozoru wydają się mało istotne, ale w szczegółowej analizie mogą odgrywać istotną rolę. Dlatego zastosowano tu analizę składowych głównych (PCA – Principal Component Analysis), która służy m.in. właśnie do redukcji liczby zmiennych opisujących zjawiska lub do odkrycia prawidłowości między zmiennymi. Polega ona na wyznaczeniu składowych będących kombinacją liniową badanych zmiennych. Dokładna analiza składowych głównych umożliwia wskazanie tych zmiennych początkowych, które mają duży wpływ na ich postać. Na podstawie tych analiz wyznaczono zależności między ładunkami zanieczyszczeń a parametrami mającymi największy wpływ na ich wielkość. Używając regresji krokowej, która umożliwia wprowadzenie do modelu tylko tych zmiennych, predyktorów, które istotnie przewidują zmienną, opracowano model szacowania ładunków zanieczyszczeń w postaci zawiesin ogólnych oraz ChZT. Opracowania statystycznego dokonano przy użyciu programu statystycznego Statistica 10.0.

5. WYNIKI BADAŃ I ICH DYSKUSJA

5.1. Metody szacowania częstości działania przelewów burzowych

Informacje na temat częstości działania przelewów burzowych w ciągu roku można uzyskać w wyniku wieloletnich obserwacji ich funkcjonowania (co wymaga opomiarowania obiektów) lub prowadzenia symulacji odpływów z kanalizacji w dłuższych okresach czasu przy użyciu odpowiednich programów komputerowych. Pozyskanie rzeczywistych i wiarygodnych danych opartych na monitoringu przelewów powinno być podstawą do obserwacji ich działania. Wiąże się to jednak z wysokimi kosztami zakupu i eksploatacji systemu pomiarowego, stąd w Polsce brak jest jeszcze danych pochodzących z monitoringu przelewów burzowych w dłuższych przedziałach czasowych. Należy dodać, że dane funkcjonowania przelewów powinny być opracowywane w odniesieniu do konkretnych zlewni oraz serii opadowych. Wtedy dopiero takie wyniki mogą być przydatne do różnych innych opracowań i wniosków (np. korelacje między parametrami opadu, zlewni a parametrami pracy przelewu, czyli częstością zrzutów, ich objętością oraz ładunkami zanieczyszczeń).

Modelowanie komputerowe nie wymaga takich nakładów finansowych, ale wymaga znacznej bazy danych wejściowych. Są to między innymi wartości natężenia przepływu oraz stężeń zanieczyszczeń ścieków pogody suchej z uwzględnieniem sezonowych i godzinowych wahań tych wielkości, dane dotyczące sieci kanalizacyjnej oraz zlewni, a także dane opadowe, co z kolei wymaga danych, pochodzących z monitoringu z okresu co najmniej roku, ponieważ dane te są podstawą do kalibracji modelu komputerowego. Zaletą modelu komputerowego, oprócz informacji o ilości ścieków w kanalizacji oraz tych emitowanych przez przelewy burzowe w czasie opadów, jest możliwość prognozowania splukiwania zanieczyszczeń ze zlewni, uwzględnienia mieszania się ścieków opadowych i miejskich oraz wymywania osadów kanałowych jak też analizy celowości modernizacji systemu kanalizacyjnego. Wykorzystywanie modelowania pozwala na określenie nie tylko krotności działania przelewu, ale także wielkości odprowadzanych nim ładunków zanieczyszczeń.

Do wstępnego szacowania częstości działania przelewów najczęściej stosuje się następujące metody:

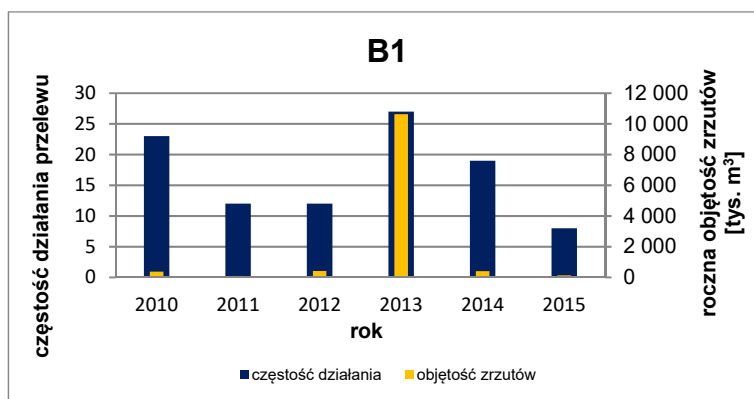
- wzory empiryczne, np. wzory Szigorina – wzory opracowane w Instytucie Ochrony Środowiska w Warszawie,
- metoda Kuipera (Dąbrowski 2004),
- metody deterministyczne, np. metoda słowacka.

Wymienione powyżej metody odnoszą się jednak do pojedynczych przelewów i powinno się je stosować dla warunków zbliżonych do tych, w których przeprowadzono badania.

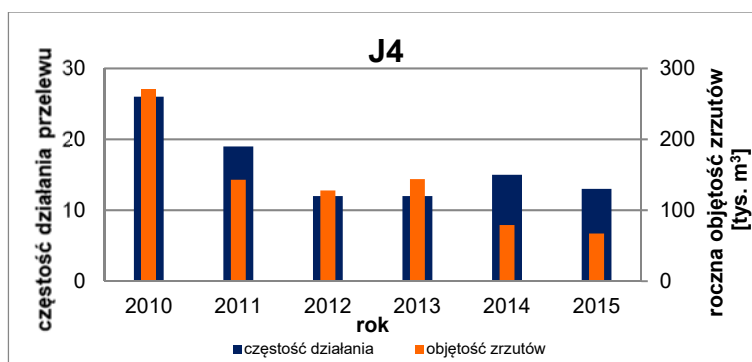
5.2. Funkcjonowanie przelewów burzowych w latach 2010-2015

Do analizy funkcjonowania badanych przelewów burzowych wykorzystano dane rzeczywiste pobrane z Zakładu Wodociągów i Kanalizacji w Łodzi z lat 2010-2015. W analizie częstości brano pod uwagę moment rozpoczęcia się zjawiska działania przelewu burzowego. Jeśli w trakcie trwania opadu nastąpiła ponowna aktywacja przelewu (lub było ich więcej) wywołana tym samym opadem, liczono to jako jedną krotność (jeśli czas pomiędzy poszczególnymi wzbudzeniami nie przekraczał odpowiednio dla J1 – 4 godzin lub 6 godzin dla J4 i B1). Podane różnice w czasie wynikają z wielkości poszczególnych zlewni i czasu spływu ścieków do kanalizacji. Analizując funkcjonowanie badanych przelewów przedstawionych na rys. 12, zauważa się, że pracują one ponad dopuszczalną prawem (10 razy – Dz.U. 2014, poz. 1800) liczbę aktywacji w roku. Obserwacja działania badanych przelewów wykazała również, że ich wzmożone działanie przypada na miesiące maj-sierpień, co przedstawia rys. 13. Średnio w latach 2010-2015 w tych miesiącach przypadało odpowiednio dla B1 – 93,4%, dla J4 – 92,4% i dla J1 – 81,5% całkowitej średnio rocznej ilości emitowanych ścieków. W latach 2010-2015 przelew B1 działał średnio 18,3 razy w roku, transportując do rzeki Bałutki średnio rocznie ścieki w ilości 2 032 809 m³. Dla porównania przelew J4 działał w tym samym czasie średnio 15 razy w roku, emitując do rzeki Jasień ścieki o objętości 125 999 m³, a przelew J1 działał 21 razy, kierując również do tej rzeki średnio rocznie „tylko” 58 665 m³. Dodatkowo należy zaznaczyć, że dane w roku 2010 dla przelewu J1 były niekompletne i pozwalały na przeprowadzenie analizy tylko dla 4 pełnych miesięcy. W związku z tym średnia roczna częstość działania tego przelewu byłaby nieco wyższa od przedstawionej. Z powyższych danych wynika zatem, że limitowanie pracy tych urządzeń opierające się jedynie na krotności ich działania nie jest do końca poprawne (rys. 14). Zarówno przelew B1, jak i J4 działały zbliżoną ilość razy w roku, natomiast objętość ścieków jaką kierowały do odbiornika była zdecydowanie różna i w przypadku B1 była ona ponad 15-krotnie większa. W Polsce nadal ocenia się działanie przelewów na podstawie częstości ich aktywacji, choć jak pokazują prowadzone analizy nie jest to porównywalne z objętością zrzucanych do odbiorników nieoczyszczonych ścieków, a co za tym idzie, z ładunkiem zanieczyszczeń.

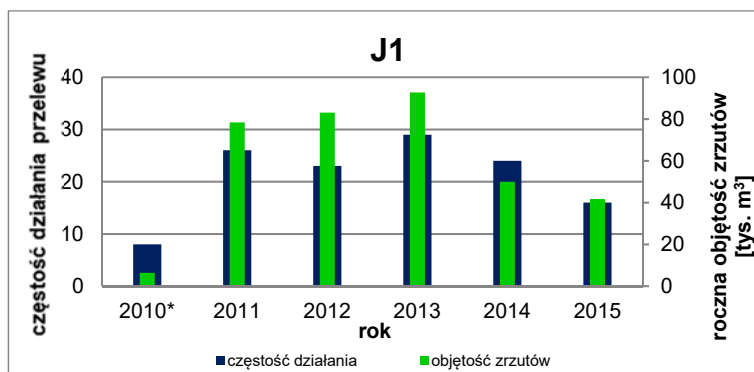
a)



b)



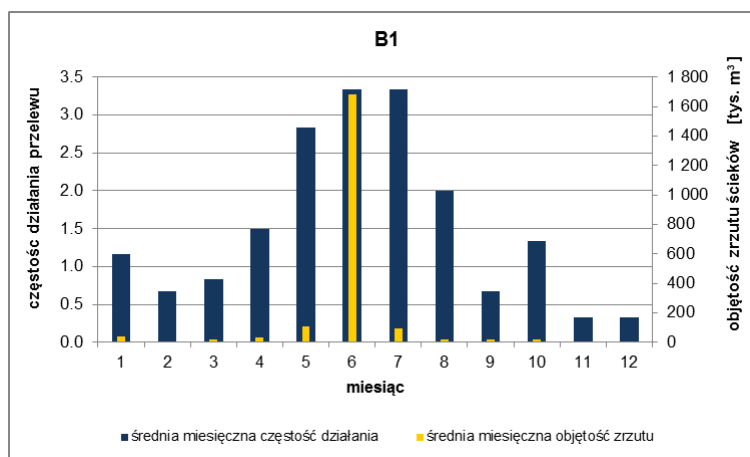
c)



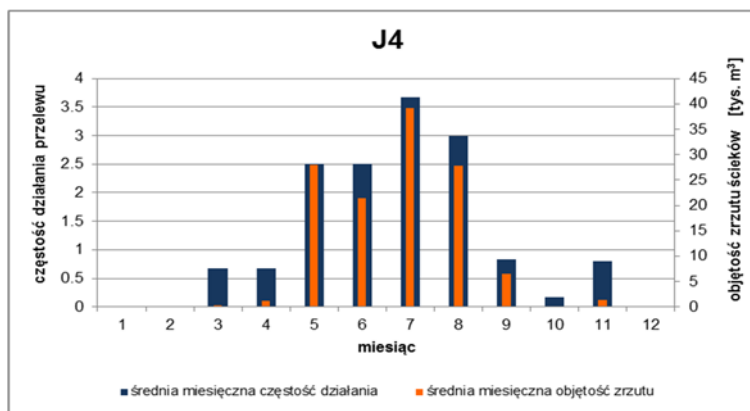
2010* – brak danych w miesiącach marzec-październik

Rys. 12. Średnia roczna częstość działania i objętość ścieków odprowadzana przelewami w latach 2010-2015: a) B1, b) J4, c) J1

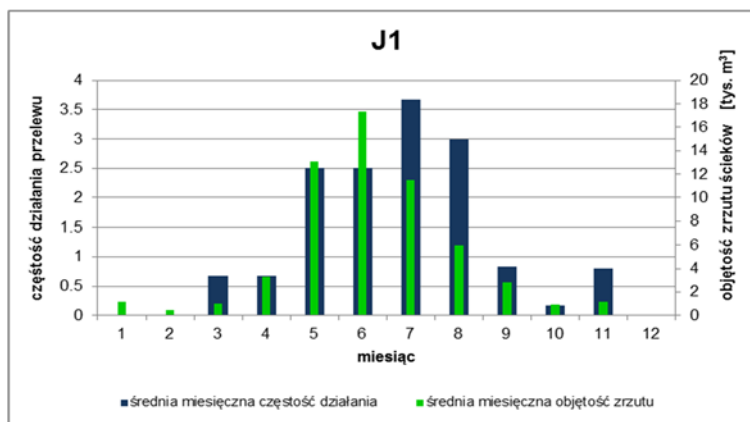
a)



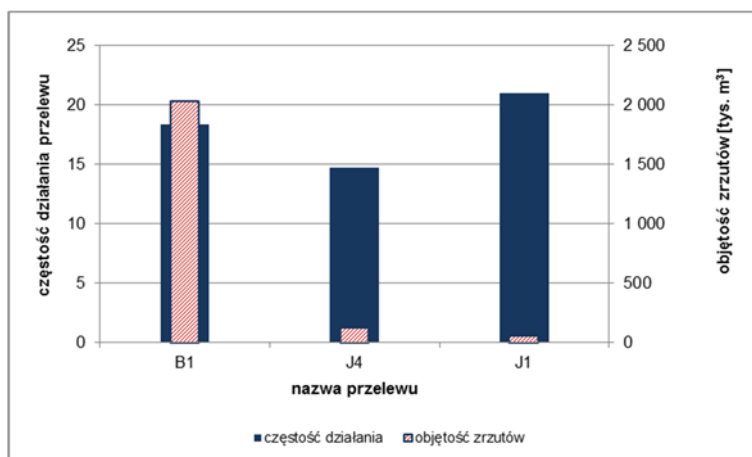
b)



c)



Rys. 13. Średnia częstość działania oraz objętość zrzucanych ścieków przez przelewy w poszczególnych miesiącach w latach 2010-2015: a) B1, b) J4, c) J1



Rys. 14. Średnia roczna częstość działania przelewów B1, J4 i J1 oraz objętość zrzucanych przez nie ścieków w latach 2010-2015

Analizowane przelewy w ciągu 6 lat wyemitowały one do odbiorników każdy łącznie: B1 – 12 196 853 m³, J4 – 755 995 m³ i J1 – 351 993 m³. Dla małych rzek miejskich jakie występują w Łodzi, takie ilości ścieków stanowią zagrożenie. Biorąc pod uwagę, że system kanalizacji ogólnospławnej w mieście wyposażony jest w 18 aktywnie pracujących przelewów, a głównym odbiornikiem zrzucanych ścieków jest rzeka Ner, która również przyjmuje oczyszczone ścieki z łódzkiej oczyszczalni, ilość nieoczyszczonych ścieków trafiająca do środowiska wodnego podczas silnego zjawiska opadowego występującego nad miastem może być znacznym obciążeniem dla rzeki. W związku z tym, celowym jest rozpoznanie dynamiki składu ścieków oraz ładunków zanieczyszczeń zrzucanych przez przelewy do wód powierzchniowych.

5.3. Dynamika zmian składu ścieków ogólnospławnych emitowanych przelewami burzowymi

5.3.1. Współzależność między parametrami opadów a aktywnością przelewów burzowych

Ze względu na nasilenie ekstremalnych zjawisk pogodowych mogą zachodzić lokalne zmiany w charakterze opadów (szczególnie ich wysokości), co przekłada się na funkcjonowanie systemów kanalizacyjnych. Jest to szczególnie ważne w przypadku przelewów burzowych, ponieważ do ich poprawnego zaprojektowania i funkcjonowania konieczne jest określenie deszczu granicznego aktywującego przelew (Kotowski i in. 2010; Zawilski i in. 2014a,b). Należy zaznaczyć, że istnieje potrzeba wykorzystywania danych opadowych dla procesu modelowania kanalizacji zarówno deszczowej jak i ogólnospławnej. Jeśli nie ma możliwości ciągłości danych rzeczywistych z okresu 30 lat, co jest wymagane, to zachodzi potrzeba opracowania alternatywy w postaci syntetycznych szeregów

opadowych (Licznar 2009). Jak wynika z literatury najlepsze wyniki w procesie modelowania oraz innych opracowań uzyskuje się na podstawie lokalnych baz opadowych. Odzwierciedlają one bowiem szczególne warunki panujące między innymi na zlewni oraz uwzględniają charakterystykę lokalnego systemu kanalizacyjnego. Pozwalają na wyznaczenie np. natężeń deszczów miarodajnych dla konkretnej zlewni (Licznar i Łomotowski 2005a; Licznar i Łomotowski 2005b).

Tabela 13a. Charakterystyka opadów w okresie wstępnych badań składu ścieków emitowanych przelewem burzowym B1, J4 i J1

Przelew	Data opadu	Parametry opadu				
		t_{op} [h]	H_{op} [mm]	q_{max} [mm/h]	q_{sr} [mm/h]	t_{sp} [d]
B1	09.08.2010	0,5	7,1	24,5	14,2	1,2
	16.08.2010	6,6	18,5	26,9	2,8	2,4
	25.04.2011	0,7	6,1	38,5	9,1	12,0*
	01.05.2011	1,6	13,3	46,4	8,4	3,4
	22.05.2011	0,8	11,7	35,5	15,6	1,8
	01/02.06.2011	5,7	15,4	52,6	2,7	3,8
	20.07.2011	0,8	20,4	115,7	24,5	0,6**
	07.08.2011	2,3	27,3	100,0	11,7	5,3**
J4	21.05.2011	0,6	4,9	18,2	8,4	0,4
	01.06.2011	5,9	4,3	83,4	4,1	3,8
	07.06.2011	0,4	4	17,4	9,6	5,3
	29.06.2011	4,5	7,3	20,1	1,6	3,9
	20.07.2011	0,8	30,2	165,5	40,3	0,8
J1	31.03.2012*	8,9	10,4	9,2	1,2	120
	21.04.2012	2,5	3,7	6,4	1,4	21
	07.05.2012	5,9	10,7	3,7	1,8	12
	14.06.2012	4,8	36,2	21,6	7,5	4
	21.06.2012	1,0	2,7	4,1	2,3	7
	14.07.2012	1,0	3,6	14,7	3,4	2
	26.07.2012	2,3	7,4	10,2	3,2	7
	07.08.2012	3,8	11,7	9,7	3	9
	09.08.2012	1,3	7,4	14,5	5,5	2
	30.01.2013	roztop				
	27.04.2013	8,7	20,1	11,7	2,3	110
	07.05.2013	1,1	4,5	29,1	3,9	10
	11.05.2013	2,2	7,6	16,3	3,4	4
	20.05.2013	2,7	5,9	13,8	2,2	9
	09.08.2013	8,3	2,5	1,13	0,4	23
	10.08.2013	5,4	0,8	0,23	0,2	0,5

t_{op} – czas opadu [h],

H_{op} – wysokość opadu [mm],

q_{max} – maksymalne natężenie opadu [mm/h],

q_{sr} – średnie natężenie opadu [mm/h],

t_{sp} – czas suchej pogody [d].

W przypadku przelewu B1 ścieki poddane wstępnym badaniom laboratoryjnym pochodziły ze rzutów mających miejsce w 2010 i 2011 roku, a w przypadku J4 w 2011 roku. Przelew J1 badaniami laboratoryjnymi objęto w roku 2012. Badane rzuty ścieków były powodowane zjawiskami opadowymi, których charakterystykę przedstawiono w tabeli 13a. Pomiar opadów prowadzony był przy użyciu deszczomierzy (SEBA RG50) zlokalizowanych przy ul. Zgierskiej (Instytut Przemysłu Skórzanego) dla przelewu B1 oraz przy ul. Przybyszewskiego (Zakłady Polmo) dla przelewu J4 i J1 (rok 2012). Od roku 2013 dla przelewu J1 dane opadowe pozyskiwane były z deszczomierza przeniesionego z ul. Przybyszewskiego na teren zakładów „Organika”, zlokalizowanych w centrum zlewni przelewu J1 (rys. 5).

Tabela 13b. Parametry statystyczne opadów opisanych w tabeli 13a

Przelew	Parametry	t_{op} [h]	H_{op} [mm]	q_{max} [mm/h]	q_{sr} [mm/h]	t_{sp} [d]
B1*	minimum	0,5	6,1	24,5	2,7	0,6
	maksimum	6,6	27,3	115,7	24,5	12,0
	mediana	1,2	14,3	42,4	10,4	2,9
	średnia	2,4	15,0	55,0	11,1	3,8
	SD	2,3	6,6	31,9	6,7	3,4
J4*	minimum	0,4	4,0	17,4	1,6	0,4
	maksimum	5,9	30,2	165,5	40,3	5,3
	mediana	0,8	4,9	20,1	8,4	3,8
	średnia	2,4	10,1	60,9	12,8	2,8
	SD	2,3	10,1	58,0	14,0	1,9
J1	minimum	1,0	0,8	0,2	0,2	0,5
	maksimum	8,9	36,2	29,1	7,5	120,0
	mediana	2,7	7,4	10,2	2,7	9,0
	średnia	4,0	9,0	11,1	2,9	22,7
	SD	2,8	8,6	7,5	1,9	36,8

* ze względu na małą liczbę danych wyniki te należy traktować jako poglądowe, planuje się dalsze badania na tych obiektach.

Zjawiska opadowe powodujące aktywację przelewów burzowych, które opisano statystycznie w tabeli 13a wykazują różny charakter. Aktywacja przelewów burzowych zależy przede wszystkim od charakteru opadu oraz aktualnego napełnienia kanałów sieci ogólnospławnej, co z kolei wiąże się z porą dnia w przypadku pogody suchej.

Analizując charakter poszczególnych opadów, zauważa się znaczne różnice pomiędzy nimi, co niewątpliwie wpływa zarówno na ilość wód opadowych trafiających do kanalizacji ogólnospławnej, jak i na całkowity ich skład.

W przypadku przelewu B1 najbardziej intensywne zjawisko miało miejsce w dniu 20.07.2011 r., gdzie maksymalne natężenie sięgnęło blisko 116 mm/h, a sumaryczna wysokość opadu wyniosła 20,4 mm. Opad ten charakteryzował się również najwyższą wartością średniego natężenia ze zjawiska równą 24,5 mm/h.

Dodatkowo należy zaznaczyć, że opad ten był jednym z najkrótszych, które wystąpiły w czasie badań i spowodował powódź na terenie miasta. Również w przypadku tego zjawiska czas pogody suchej między opadami był bardzo krótki i wyniósł zaledwie 0,6 doby (biorąc pod uwagę występującą wcześniej mżawkę). Ma to swoje odzwierciedlenie w wynikach analizy składu ścieków z działania przelewu w trakcie tego opadu (tab. 16).

W przypadku przelewu J4 opadem o najwyższych wartościach parametrów okazał się, tak jak w przypadku przelewu B1, opad z dnia 20.07.2011 r. Jednak nad zlewnią przelewu J4 opad ten charakteryzował się wyższymi wartościami maksymalnego i średniego natężenia oraz wysokości opadu średnio odpowiednio o ponad 40 i 60% w porównaniu do wartości nad zlewnią B1, przy takim samym czasie trwania opadu oraz zbliżonym okresie pogody suchej.

Dla przelewu J1 największym opadem w roku 2012 w okresie analiz laboratoryjnych okazał się deszcz z dnia 14.06.2012 roku, którego maksymalne natężenie wyniosło 21,6 mm/h, a sumaryczna wysokość opadu 36,2 mm. W roku 2013 natomiast pierwsze dwa opady powodujące aktywację przelewu, w trakcie których wykonano badania laboratoryjne, charakteryzowały się stosunkowo wysokimi wartościami parametrów odpowiednio dla zjawiska z dnia 27.04.2013 r. – $H_{op} = 20,1$ mm przy maksymalnym natężeniu równym 11,7 mm/h oraz dla 07.05.2013 r., gdzie $H_{op} = 4,5$ mm, przy maksymalnym natężeniu równym 29,1 mm/h.

Oprócz wielu innych czynników, czas trwania i wysokość opadu ma podstawowy wpływ na przepływ ścieków w kanałach oraz na objętość zrzucanych przez przelewy nieoczyszczonych ścieków ogólnospławnych do środowiska. Wiele badań pokazuje, że istnieje związek między parametrami opadów (wysokość, czas trwania, maksymalna i chwilowa intensywność) i aktywnością przelewów. Na podstawie licznych badań (Schroeder i in. 2011; Yu i in. 2013; Fortier i Mailhot 2014) wykazano, że całkowita wysokość opadów była najlepszą determinantą występowania przelewów.

Częstość działania przelewów burzowych jest zależna zatem od następujących czynników:

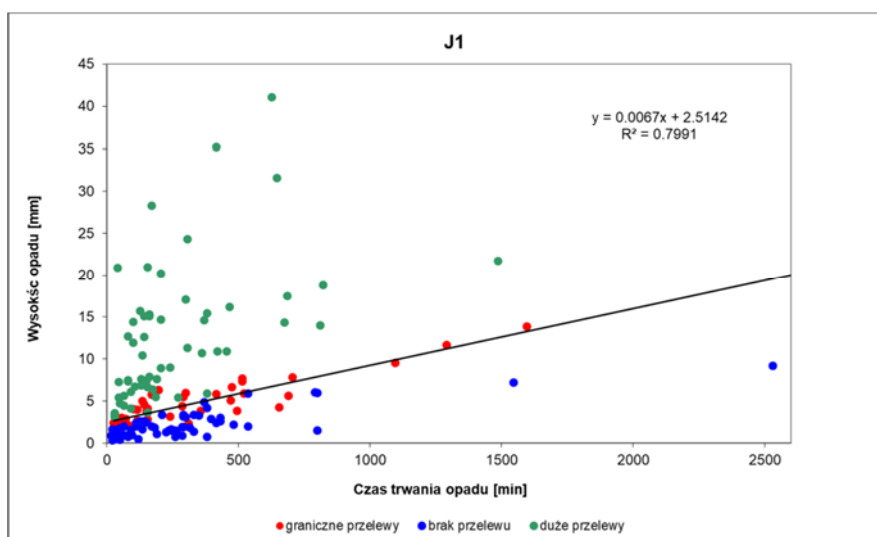
- charakterystyki opadu, w tym jego natężenia i czasu trwania,
- wielkości i kształtu zlewni, szczególnie rozciągłości zlewni uszczelnionej,
- położenia krawędzi przelewu nad dnem kolektora.

W przypadku konkretnej zlewni, ciężącej do przelewu burzowego istnieje zależność między częstością i wielkością zrzutów przez przelew a parametrami opadu. Zjawiska opadowe podzielono na trzy podstawowe grupy:

- 1 – opady wywołujące znaczne zrzuty przez przelewy burzowe, zarówno co do natężenia przepływu, jak i objętości;
- 2 – opady, które wywołują niewielkie zrzuty lub ich nie wywołują, jednak poziom napełnienia zbliża się znacząco do krawędzi przelewu; nazwano je granicznymi;

3 – opady nie wywołujące zrzutu przez przelew, ale w komorze przelewu obserwuje się wyraźny wzrost poziomu napełnienia, nie zagrażający jednak wystąpieniu zjawiska zrzutu.

Najbardziej istotne są tu opady z drugiej grupy, które umożliwiają oszacowanie opadu granicznego, którego przekroczenie powoduje aktywację przelewu. Najlepiej obrazuje to zależność $H_{op}(t_{op})$. W przypadku przelewu J1 jego aktywacja rozpoczyna się, gdy wysokość opadów jest większa niż 2,5 mm (rys. 15). Z rysunku wynika, że istotne dla aktywacji przelewu jest też jego średnie natężenie (odpowiadające nachyleniu prostej na wykresie). Linia prosta wyznacza parametry opadu granicznego (Zawilski i in. 2014).



Rys. 15. Zależność między wysokością opadu i czasem jego trwania dla zrzutów przez przelew J1 w latach 2011-2014.

Dla pozostałych przelewów wysokość opadu granicznego przedstawiono w tabeli 14. Opracowania dokonano z lat 2009-2013 dla przelewu J4 oraz z lat 2010-2012 dla przelewu B1.

Tabela 14. Wysokość opadu granicznego powodującego aktywację badanych przelewów

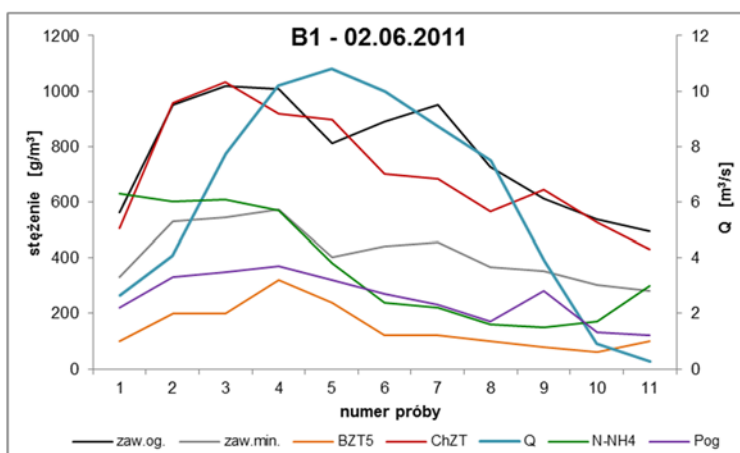
Przelew	B1	J4	J1
$H_{op\ gr} [mm]$	3,2	1,8	2,5

Każda zlewnia opisana jest własną charakterystyką, w związku z tym wyznaczenie opadu granicznego dla każdej zlewni ciężącej do określonego przelewu daje zdecydowanie bardziej poprawne wyniki niż w przypadku wysokości opadu granicznego dla całego miasta. Wyniki takich analiz dają między innymi podstawę do podjęcia decyzji o konieczności np. modernizacji przelewów burzowych w celu ograniczania spływu wód opadowych do odbiornika.

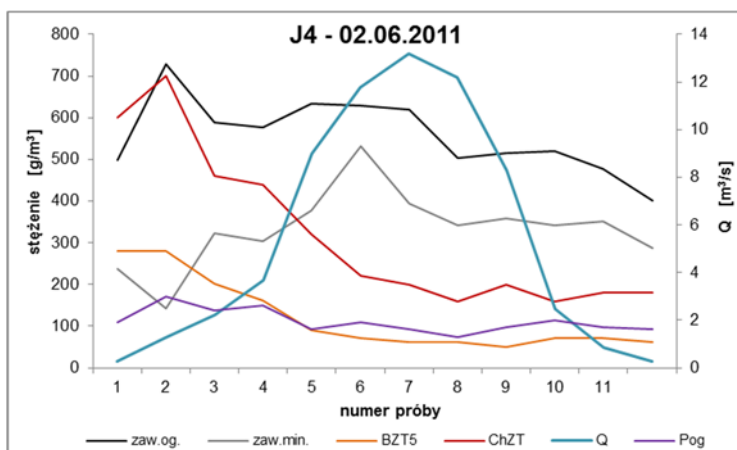
5.3.2. Analiza wyników badań laboratoryjnych składu ścieków ogólnospławnych emitowanych przelewami B1, J4 i J1

Analiza składu ścieków emitowanych przelewami burzowymi wykazała bardzo dużą zmienność stężeń badanych wskaźników zarówno w trakcie trwania każdego ze zjawisk, między kolejnymi zjawiskami, jak i pomiędzy poszczególnymi przelewami. Porównując dane chwilowe, najwyższe maksymalne stężenia badanych wskaźników zanieczyszczenia w próbkach zaobserwowano dla przelewu B1.

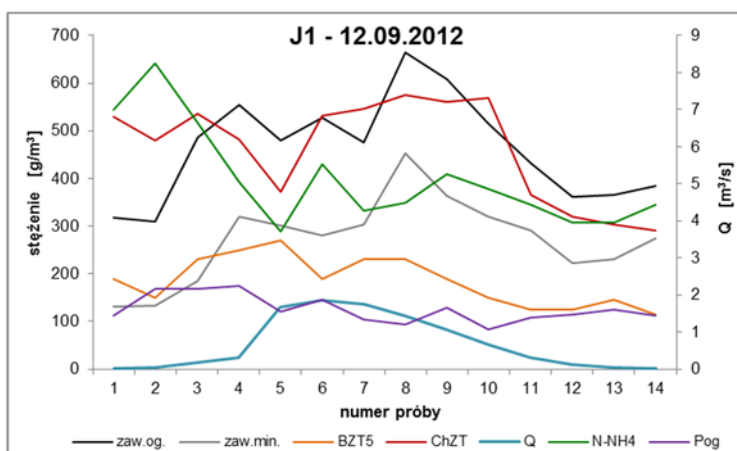
Przykładowe dynamiki zmian stężeń badanych wskaźników zanieczyszczenia w zależności od przepływu pokazano na rysunkach 16, 17, 18. Aktywacja przelewu B1 i J4 w tych przykładach spowodowana była tym samym zjawiskiem opadowym, ale o innych parametrach nad tymi dwoma zlewniami (tab. 13).



Rys. 16. Przykład zmian stężenia badanych wskaźników zanieczyszczenia podczas aktywacji przelewu B1 w dniu 02.06.2011 r.



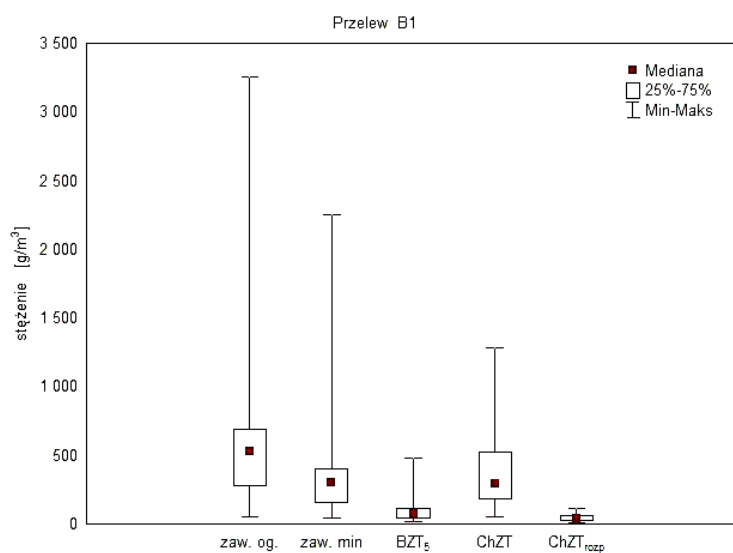
Rys. 17. Przykład zmian stężenia badanych wskaźników zanieczyszczenia podczas aktywacji przelewu J4 w dniu 02.06.2011 r.



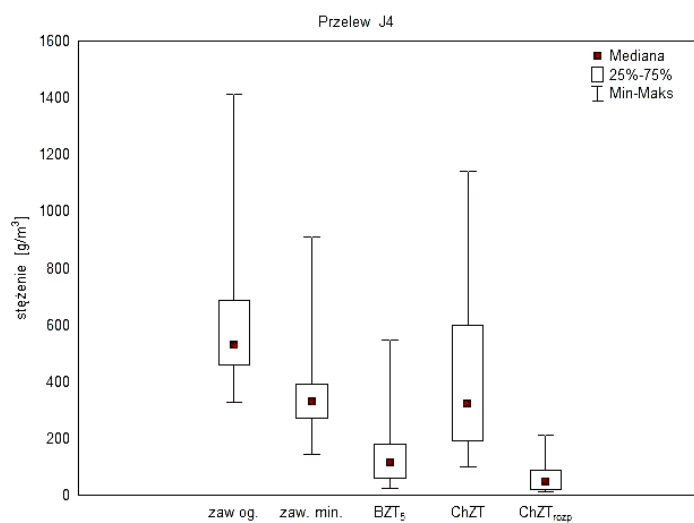
Rys. 18. Przykład zmian stężenia badanych wskaźników zanieczyszczenia podczas aktywacji przelewu J1 w dniu 12.09.2012 r.

W przypadku przelewów B1 i J4 otrzymano bardzo zbliżone wartości mediany dla zawiesin ogólnych (odpowiednio 533 g/m^3 i 531 g/m^3) oraz ChZT rozpuszczonego (44 i 47 g/m^3). Pozostałe wartości tego parametru statystycznego były wyższe o około 30 g/m^3 dla zawiesin mineralnych, BZT₅ oraz ChZT w przypadku przelewu J4. Wartość mediany uzyskana dla badanych wskaźników na przelewie J1 była zdecydowanie niższa w porównaniu z wartościami uzyskanymi dla pozostałych dwóch przelewów, za wyjątkiem wartości dla ChZT, która była wyższa o 117 g/m^3 i o 87 g/m^3 odpowiednio dla przelewu B1 i J4.

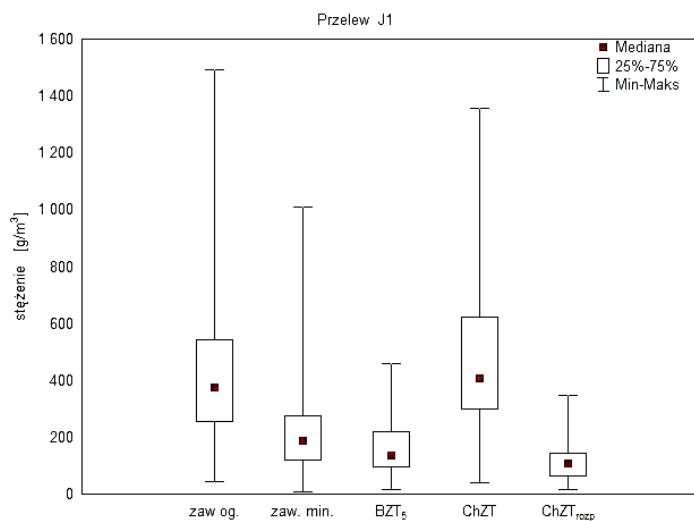
a)



b)

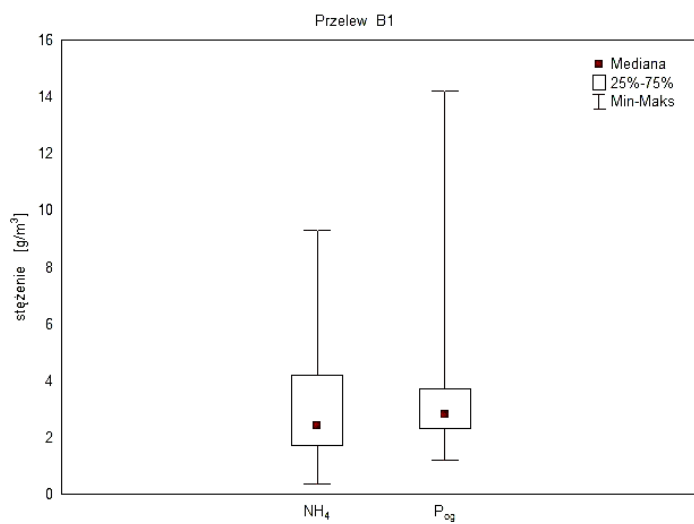


c)

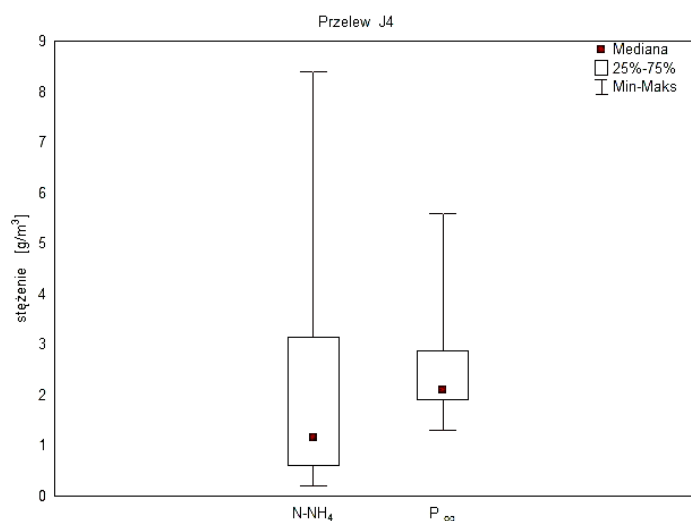


Rys. 19. Wartości stężeń zanieczyszczeń dla zbioru próbek chwilowych w zależności od badanego wskaźnika i przelewu: a) B1, b) J4, c) J1

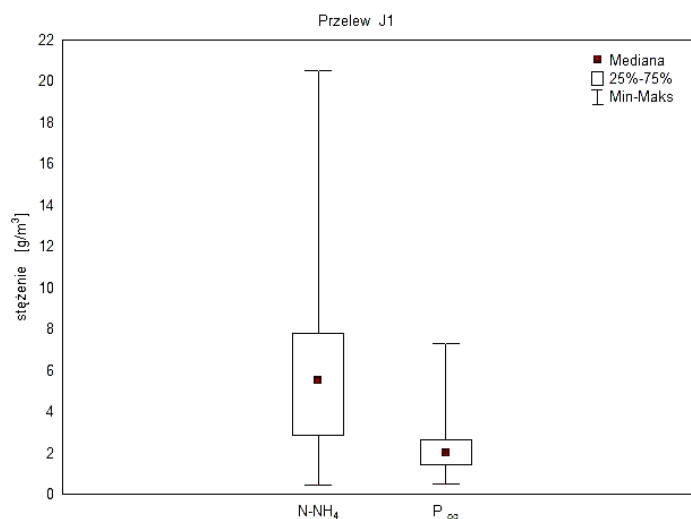
a)



b)



c)



Rys. 20. Wartości stężeń azotu amonowego i fosforu ogólnego dla zbioru próbek chwilowych w zależności od badanego przelewu: a) B1, b) J4, c) J1

Chwilowe stężenie azotu amonowego w ściekach emitowanych przez badane przelewy osiągnęło najwyższą wartość ($20,5 \text{ g/m}^3$) podczas aktywacji przelewu J1. Pozostałe maksymalne wartości tego wskaźnika były o ponad 50% niższe. Generalnie tak wysokie stężenia azotu amonowego, nawet w próbkach chwilowych są niebezpieczne dla życia biologicznego odbiornika. Analizując dane statystyczne, zauważa się zdecydowanie wyższą wartość mediany stężenia tego

wskaźnika w przypadku przelewu J1 ($5,5 \text{ g/m}^3$) względem przelewu B1 ($2,4 \text{ g/m}^3$) i J4 ($1,2 \text{ g/m}^3$). W przypadku stężenia fosforu ogólnego wystąpiła odwrotna sytuacja, czyli wartość mediany była najniższa dla przelewu J1 ($2,0 \text{ g/m}^3$), choć zbliżona z wartością uzyskaną dla przelewu J4 ($2,1 \text{ g/m}^3$). Dla przelewu B1 wartość mediany była najwyższa i wyniosła $2,8 \text{ g/m}^3$. Porównując uzyskane wyniki z RMŚ (Dz.U. 2014, poz. 1800) dotyczącym wymogów, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi, gdzie stężenie fosforu ogólnego nie powinno przekraczać wartości 1 g/m^3 w przypadku ścieków odprowadzanych z oczyszczalni ścieków dla $RLM \geq 100\,000$, wartości mediany dla tego wskaźnika na wszystkich przelewach były o 100% (J1) i ponad 100% wyższe (B1 i J4). Takie stężenia fosforu mogą powodować wzmożony proces eutrofizacji, prowadząc w przypadku częstych zrzutów, do szybkiej degradacji odbiornika ścieków. Dodając do tego ewentualne spływy z terenów rolnych, które mogą się zdarzyć w rejonach poza aglomeracją, odbiornik narażony jest na duży stres i skażenie. Należy mieć na uwadze, że na występujące różnice statystyczne w składzie ścieków może mieć wpływ kilka czynników, przede wszystkim aktywacje badanych przelewów powodowane różnym charakterem zjawiska opadowego, a dodatkowo każdy z przelewów ma inny skład ścieków pogody suchej oraz wysokość krawędzi przelewu.

Aby ocenić poziom zależności liniowej między wskaźnikami przeprowadzono korelację Pearsona. Wyniki analizy przedstawiono w tabeli 15. Wartości współczynnika r wyznaczone dla poszczególnych par wskaźników, różniły się znacznie między badanymi przelewami. Wysoce skorelowane okazały się zależności między zawiesinami ogólnymi i zawiesinami mineralnymi oraz zawiesinami organicznymi, które występują dla ścieków opuszczających wszystkie badane przelewy. Stwierdzono także bardzo silną korelację między zawiesinami ogólnymi i mineralnymi a fosforem ogólnym ($r = 0,94$) dla ścieków opuszczających przelew B1 oraz dość silną zależność tych wskaźników w przypadku przelewu J4 (odpowiednio dla zawiesin ogólnych i fosforu ogólnego równą $0,81$, dla zawiesin mineralnych i fosforu ogólnego równą $0,7$). Równie wysoka była korelacja zawiesin organicznych i fosforu ogólnego w przypadku ścieków z przelewu B1 ($r = 0,82$) i dość umiarkowana dla ścieków emitowanych przelewem J4. Wysokie korelacje zaobserwowano także między ChZT a wszystkimi frakcjami zawiesin (z wyjątkiem korelacji między tym wskaźnikiem z zawiesinami mineralnymi dla przelewu J4). Wysoce skorelowane okazały się również zależności między ChZT a BZT₅, które wystąpiły dla ścieków pochodzących ze wszystkich badanych przelewów. Zastanawiający pozostaje fakt braku większości korelacji między wskaźnikami dla przelewu J1. Najprawdopodobniej spowodowane jest to kilkoma czynnikami, takimi jak: dużo większa liczba prób chwilowych podczas zdarzenia branych do analizy ze względu na automatyczny pobór, możliwość uchwycenia większości aktywacji przelewu, a w związku z tym uchwycenia różnych (nawet ekstremalnych) zmian stężenia zanieczyszczeń zachodzących podczas zrzutu, co w konsekwencji przekłada się na znaczną liczbę danych tworzących zbiór całkowity i analizowanych statystycznie. Wynikiem tego może być

właśnie brak dla tego zbioru wyraźnych korelacji między wskaźnikami, jednak nie wyklucza to istnienia korelacji dla danych z innych lat.

Tabela. 15. Wartości współczynnika korelacji Pearsona dla stężeń zanieczyszczeń w ściekach emitowanych badanymi przelewami

B1	Parametr	r							
		Zaw.og	Zaw.min.	Zaw.org.	BZT ₅	ChZT	ChZT _{rozp}	N-NH ₄	P _{og}
	Zaw.og.	1	0,98	0,91	0,77	0,80	0,04	0,21	0,94
	Zaw min.		1	0,82	0,75	0,77	-0,02	0,23	0,94
	Zaw.org.			1	0,73	0,79	0,17	0,16	0,82
	BZT ₅				1	0,76	0,26	0,29	0,79
	ChZT					1	0,40	0,35	0,68
	ChZT _{rozp}						1	0,55	-0,02
	N-NH ₄							1	0,01
	P _{og}								1
n = 79 liczba prób chwilowych dla zawiesin og., mineralnych, BZT ₅ , ChZT i ChZT _{rozp} n = 56 liczba prób chwilowych dla N-NH ₄ n = 27 liczba prób dla P _{og}									
J4	Parametr	r							
		Zaw.og	Zaw.min.	Zaw.org.	BZT ₅	ChZT	ChZT _{rozp}	N-NH ₄	P _{og}
	Zaw.og.	1	0,89	0,73	0,47	0,64	0,41	0,23	0,81
	Zaw min.		1	0	0,13	0,31	0,07	-0,07	0,70
	Zaw.org.			1	0,79	0,88	0,77	0,66	0,64
	BZT ₅				1	0,91	0,89	0,74	0,43
	ChZT					1	0,92	0,72	0,58
	ChZT _{rozp}						1	0,80	0,32
	N-NH ₄							1	0,16
	P _{og}								1
n-43 liczba prób chwilowych dla wszystkich wskaźników oprócz azotu amonowego n-30 liczba prób chwilowych dla azotu amonowego									

	Parametr	r							
		Zaw.og.	Zaw.min.	Zaw.org.	BZT ₅	ChZT	ChZT _{rozp}	N-NH ₄	P _{og}
J1	Zaw.og.	1	0,93	0,90	0,61	0,80	0,15	0,27	0,12
	Zaw min.		1	0,68	0,38	0,62	0,09	0,09	-0,07
	Zaw.org.			1	0,78	0,86	0,21	0,44	0,34
	BZT ₅				1	0,86	0,42	0,61	0,57
	ChZT					1	0,44	0,53	0,40
	ChZT _{rozp}						1	0,49	0,24
	N-NH ₄							1	0,60
	P _{og}								1
	n = 273	liczba prób chwilowych dla zaw. og., mineralnych, azotu amonowego oraz ChZT							
	n = 246	liczba prób chwilowych dla BZT ₅							
	n = 239	liczba prób chwilowych dla ChZT _{rozp}							
	n = 215	liczba prób chwilowych dla P _{og}							

Ta analiza pozwoliła na stwierdzenie, że przeniesienie wyników badań uzyskanych z jednego przelewu na ocenę składu ścieków pochodzących z innego przelewu nie zawsze może dawać poprawne szacunki. Celowe jest zatem opracowywanie charakterystyki składu ścieków dla każdego z badanych obiektów oddzielnie. Jeśli jest to jednak niemożliwe, to przybliżone oszacowanie emisji zanieczyszczeń na bazie wyników pochodzących z innych przelewów może dawać tylko pewien pogląd na jego warunki pracy.

Dla odbiornika, oprócz chwilowych dopływów zanieczyszczeń, bardzo ważny jest całkowity ładunek do niego zrzucony podczas pracy przelewu. Wiąże się to ze zdolnością wód powierzchniowych do procesu samooczyszczania się.

W zależności, przede wszystkim od charakteru zjawiska opadowego, do środowiska wodnego mogą trafiać zarówno niewielkie objętości ścieków, ale o wysokich wartościach stężeń zanieczyszczeń, jak i znaczne objętości ścieków o niewielkich ich wartościach, co zaobserwowano podczas opisywanych badań. Dla przelewu B1 najbardziej intensywny opad nastąpił 20.07.2011 roku (tab. 13). Jednak mimo wysokiej wartości natężenia opadu oraz jego wysokości średnie stężenie ważone przepływem ze zjawiska (z ang. EMC – Event Mean Concentration) dla badanych wskaźników należało do stosunkowo niskich (biorąc pod uwagę charakter opadu). Można zatem wnioskować, że wcześniej na zlewni występowały opady, które swoim charakterem powodowały splukanie większości zanieczyszczeń zalegających na zlewni. Taki sam efekt zauważa się w przypadku ostatniego z badanych zjawisk dla tego przelewu. Tutaj wartości wskaźników zanieczyszczenia były jeszcze niższe.

Tabela 16. Średnie stężenia ważone przepływem ze zjawiska (EMC) oraz ładunki zanieczyszczeń uzyskane w okresie badań wstępnych z przelewów burzowych B-1, J4 i J1 kanalizacji ogólnospławnej

Przelew	Data zjawiska	V _{FB} [m ³]	Zawiesiny ogólne		Zawiesiny mineralne		BZT ₅		ChZT		N-NH ₄		P _{og}	
			EMC [g/m ³]	Ładunek [kg]	EMC [g/m ³]	Ładunek [kg]	EMC [g/m ³]	Ładunek [kg]	EMC [g/m ³]	Ładunek [kg]	EMC [g/m ³]	Ładunek [kg]	EMC [g/m ³]	Ładunek [kg]
B1	09.08.2010	5375	342	1838	172	925	95	510	340	1828	4,5	24,1	n.o.	n.o.
	16.08.2010	13319	154	2051	82	1092	45	599	185	2464	1,3	16,8	n.o.	n.o.
	25.04.2011	2350	1182	2777	780	1833	237	557	499	1172	6,2	14,6	5,6	13,2
	01.05.2011	13359	626	8363	356	4756	94	1256	320	4275	2,1	28,1	2,0	26,1
	22.05.2011	3833	578	2215	310	1188	97	372	380	1456	1,8	6,9	2,4	9,2
J4	01-02.06.2011	14226	700	9959	412	5861	200	2845	800	11381	5,9	83,9	1,9	27,0
	20.07.2011	16613	540	8971	472	7841	65	1080	220	3655	n.o.	n.o.	n.o.	n.o.
	07.08.2011	86067	380	32705	240	20656	56	4820	169	14545	n.o.	n.o.	n.o.	n.o.
	21.05.2011	1603	852	1365	556	891	180	288	620	994	1,5	2,4	4,1	6,6
	01-02.06.2011	21572	526	11347	354	7636	61	1316	220	4746	1,3	27,0	2,0	43,1
J1	07.06.2011	1745	434	757	206	359	160	279	542	946	6,0	10,5	2,2	3,8
	29.06.2011	294	456	134	212	62	135	40	374	110	5,8	1,7	1,7	0,5
	20.07.2011	50379	458	23074	336	16927	70	3527	180	9068	1,0	49,4	2,9	144,6
	31.03.2012	60	638	38	221	13	284	17	553	33	2,6	0,2	2,6	0,2
	21.04.2012	665	629	418	321	214	323	215	875	582	7,5	5,0	n.o.	n.o.
	07.05.2012	465	258	120	95	44	160	75	389	181	11,2	5,2	2,4	1,1
	14.06.2012	18401	337	6199	200	3687	52	957	334	6143	2,1	39,0	1,5	28,1
	21.06.2012	92	592	54	77	7	259	24	577	53	9,0	0,8	2,8	0,3
	14.07.2012	122	407	50	164	20	197	24	463	57	8,3	1,0	3,4	0,4
	26.07.2012	274	650	178	200	55	376	103	1020	279	3,6	9,5	3,5	1,0
	07.08.2012	1027	224	230	112	115	100	103	255	262	1,3	1,4	n.o.	n.o.
J1	09.08.2012	751	505	379	322	242	131	99	332	250	1,7	1,3	1,6	1,2
	22.08.2012	533	786	419	385	206	n.o.	482	837	71	9,1	4,9	2,1	1,1
	30.01.2013	198	325	64	194	39	108	21	446	88	4,3	0,8	1,8	0,4
	27.04.2013	2600	382	992	221	574	61	158	253	659	2,0	5,2	2,0	5,2
	07.05.2013	300	831	249	485	146	305	92	811	243	8	2,4	n.o.	n.o.
	11.05.2013	536	439	235	194	104	146	78	442	237	5,9	3,2	3,1	1,7
	20.05.2013	487	1244	606	771	375	201	98	977	476	5,2	2,5	1,2	0,6
	09.08.2013	7043	500	3519	246	1729	136	959	415	2923	1,2	8,4	2,5	17,3
	10.08.2013	698	81	56	31	22	29	20	89	62	1,6	1,1	1,0	0,7

Analizując w badanym okresie dane dotyczące składu ścieków emitowanych do odbiornika przelewem B1 (tab. 16), uwagę zwracają wyniki z dnia 25.04.2011 roku. Są one najwyższe ze wszystkich. Analizując zjawisko opadowe powodujące aktywację przelewu w tym dniu, zauważa się wysoką wartość maksymalnego natężenia opadu i krótki czas jego trwania, ale najniższą wysokość opadu z tych, branych pod uwagę. Należy także zauważyć, że czas pogody suchej między poszczególnymi opadami w tym przypadku był zdecydowanie najdłuższy. Dodatkowo, analiza opadów wykazała, że była to pierwsza aktywacja przelewu w tym roku spowodowana burzą po około 3 miesiącach braku jego działania. Maksymalne oraz średnie natężenie w czasie burzy w dniu 25.04.2011 r. było odpowiednio równe 38,5 mm/h i 9,1 mm/h, i najprawdopodobniej spowodowało znaczne wymycie zanieczyszczeń nagromadzonych przez długi czas na zlewni do spływu powierzchniowego, a w konsekwencji do kanalizacji oraz osadów kanałowych, co widać po wartościach EMC zawiesin ogólnych, mineralnych czy ChZT. Przykładem na to, że nie tylko krótkie i intensywne opady mogą wносить znaczne ilości zanieczyszczeń do kanalizacji i generować wysokie ładunki zrzucane przelewami jest zjawisko z dnia 01-02.06.2011 r. Wysokość opadu osiągnęła tutaj 15,4 mm, a maksymalne natężenie 52,6 mm/h. Opad ten był jednym z najdłuższych w okresie badań i trwał blisko 6 godzin przy średnim natężeniu 2,7 mm/h. Analizując wyniki składu ścieków emitowanych w tym czasie do odbiornika zauważa się wysokie wartości EMC oraz ładunków zanieczyszczeń dla badanych wskaźników. Jedną z przyczyn takich wartości może być czas trwania opadu i długotrwały spływ wód opadowych do kanalizacji. Takie warunki mogą powodować uwalnianie się osadów kanałowych oraz odrywanie się biofilmu nagromadzonego na ściankach kanałów, podnosząc wartości wyników.

Badania wstępne składu ścieków emitowanych do odbiornika przelewem J4 obejmowały 5 jego aktywacji powodowanych zjawiskami opadowymi, których parametry przedstawiono w tabeli 13. Opadem o najwyższych wartościach parametrów okazał się, tak jak w przypadku przelewu B1, opad z dnia 20.07.2011 r. Jednak nad zlewnią przelewu J4 opad ten charakteryzował się wyższymi wartościami maksymalnego i średniego natężenia oraz wysokości opadu średnio odpowiednio o ponad 40 i 60% w porównaniu do wartości nad zlewnią B1, przy takim samym czasie trwania opadu oraz zbliżonym okresie pogody suchej. Stężenia badanych wskaźników zanieczyszczenia okazały się w tym dniu nieco niższe w ściekach opuszczających przelew J4 mimo silniejszego charakteru tego opadu.

Analiza stężeń badanych wskaźników zanieczyszczenia ścieków kierowanych przelewem J4 do rzeki Jasień potwierdziła wniosek o ich wyższych wartościach w początkowych aktywacjach przelewu po okresie zimy, na co składa się między innymi długi czas kumulacji zanieczyszczeń na zlewni oraz możliwość wymywania nagromadzonych osadów w kanałach przyczyniając się znacznie do wzrostu obciążenia zanieczyszczeniami w zrzutach burzowych (Ahyyerre i in. 2001). Wyniki badań wykazały również, że EMC dla badanych wskaźników zanieczyszczenia w przypadku obydwu przelewów osiągnęło maksymalną wartość dla ich pierwszych wiosennych aktywacji powodowanych burzami. Wartości EMC dla wskaźników z pozostałych zjawisk były już zdecydowanie niższe.

Ścieki ogólnospławne kierowane przelewem burzowym J1 do odbiornika poddano analizie laboratoryjnej w roku 2012 w ilości 10 zjawisk i w 2013 roku 7 zjawisk (w tym jeden słaby roztop). Także w tym przypadku zauważa się wyższe wartości EMC w analizach z pierwszych aktywacji przelewu.

Analizując wyniki zauważa się wpływ charakteru opadu na wynik. Średnia ważona przepływem daje możliwość ogólnego obrazu zanieczyszczeń transportowanych przelewem burzowym do odbiornika, nie uwzględniając jednak zmian chwilowych, które czasami są dużo ważniejsze dla jego ochrony, np. opad z dnia 21.04.2012 r. był opadem o charakterze burzy, pierwszym tak długim po okresie zimy. Zauważa się zatem wysokie średnie wartości stężenia ważonego przepływem, co wskazuje również na dużą ilość zanieczyszczeń dostających się ze spływem powierzchniowym do kanalizacji. Nie bez znaczenia jest również czas trwania opadu. Analizy wykazały, że długotrwały opad (uwzględniając oczywiście jego intensywność), który miał miejsce w dniu 14.06.2012 roku spowodował największy objętościowo zrzut nieoczyszczonych ścieków w okresie badań wynoszący aż 18 401 m³. Średnie wartości stężenia zanieczyszczeń w tym czasie były niższe niż zazwyczaj, co wskazuje na efekt rozcieńczenia oraz wymycia osadów kanałowych, a także częściowo wypchnięcia ścieków pogody suchej z sieci kanalizacyjnej (tab. 16). Inaczej przedstawia się sytuacja dotycząca wpływu opadu na jakość zrzucanych ścieków w przypadku zjawiska z dnia 26.07.2012 roku. Przelew w trakcie tego opadu przekierował do odbiornika 274 m³ ścieków (czyli około 67 razy mniej niż zjawisko omówione powyżej), ale wartości średniego stężenia ważonego przepływem były przeważnie kilkakrotnie wyższe. Zwraca tu uwagę wysoka wartość stężenia wskaźników takich jak ChZT i zawiesiny ogólne, ale przede wszystkim stężenie azotu amonowego sięgające około 3,6 mg/l. Takie nagłe dopływy silnie zanieczyszczonych ścieków do odbiornika mogą być przyczyną znacznego zagrożenia dla jego życia biologicznego. A jeśli do tego doda się częste zrzuty ścieków w danym rejonie z przelewu i jeszcze okazuje się, że do odbiornika trafiają dodatkowo ścieki z innych działających przelewów to dobry stan ekologiczny takiego ciekłu jest mocno zagrożony.

W przypadku przelewu J1 największy generowany ładunek badanych wskaźników zanieczyszczenia wystąpił dla 2 opadów: z dnia 14.06.2012 r. oraz z dnia 12.09.2012 roku. Analizując uzyskane wtedy wielkości ładunku, należy zwrócić uwagę również na znaczny ładunek związków biogennych dostających się w tym czasie do rzeki. Dlatego też należy dążyć do możliwie maksymalnego ograniczenia ładunku związków fosforu oraz azotu przedostającego się do środowiska wodnego. W tabeli 17 pokazano sumaryczny ładunek poszczególnych badanych wskaźników zanieczyszczenia z okresu badań. Należy zaznaczyć jednak, że nie jest to całkowity roczny ładunek, bo jak już wspomniano wcześniej, nie badano bardzo krótkich i małych objętościowo zrzutów. Ponadto do rzeki mogą być także kierowane ścieki z dzikich ujść, których ilość i skład jest trudny do określenia, co dodatkowo obciąża odbiornik. Należy dodać, że ze względu na znaczny udział osadów nagromadzonych w ogólnospławnym systemie kanalizacyjnym podczas suchej pogody, wartości EMC mogą być dużo wyższe w zrzutach

z przelewów niż w zrzutach z kanalizacji deszczowej kierowanych do odbiorników (Bi i in. 2015a).

Analiza laboratoryjna składu ścieków kierowanych do odbiornika trzema przelewami burzowymi wybranymi do badań wykazała znaczne różnice w objętościach ścieków oraz stężeniach zanieczyszczeń między poszczególnymi zjawiskami oraz samymi przelewami. Zależy to od wielu czynników między innymi takich, jak charakter opadów, wielkość i zagospodarowanie zlewni oraz struktura samego przelewu, a ściślej od wysokości i długości krawędzi przelewu. Z analizowanych przelewów przelew J1, biorąc pod uwagę wcześniej wymienione czynniki, jest najmniejszy, stąd najmniejsza objętość ścieków nim emitowana. Porównując jednak wartości EMC, nie odbiegają one od tych przedstawionych dla dwóch pozostałych przelewów. Dodatkowo, zlewnie przelewów B1 i J4 są co najmniej kilkukrotnie większe od tej obsługiwanej przez przelew J1 (zlewnia B1 – około 3-krotnie, a zlewnia J4 – około 4-krotnie), co wpływa na objętość wód opadowych spływających do kanalizacji podczas intensywnych lub długotrwałych zjawisk opadowych i dalszy transport ścieków w kierunku oczyszczalni (tab. 9).

Dla odbiornika ścieków ważnym elementem, oprócz chwilowych stężeń zanieczyszczeń, jak już wcześniej wspomniano, jest całkowity ładunek do niego kierowany. Z reguły małe objętości zrzutów ścieków odpowiadają stosunkowo małym wartościom ładunków zanieczyszczeń odprowadzanych do środowiska wodnego i odwrotnie (tabela 13). Można także zauważyć, porównując wyniki ze zdarzeń z dnia 09.08.2010 r. ($H_{op} = 7,1$ mm) i 16.08.2010 r. ($H_{op} = 18,5$ mm), że wartość ładunków jest zbliżona mimo zdecydowanie różnej objętości zrzutu. W przypadku zrzutu z dnia 16.08.2010 r. objętość ścieków była ponad dwukrotnie wyższa i w tym przypadku można wnioskować o wystąpieniu efektu rozcieńczenia. Spływ powierzchniowy pozbawiony był najprawdopodobniej większości zanieczyszczeń spłukanych w czasie wcześniejszych opadów, a zjawisko opadowe o dość intensywnym charakterze wprowadziło do kanalizacji znaczną objętość wód opadowych, powodując właśnie taki efekt.

Ogólnie w roku 2011, tylko w czasie zjawisk objętych badaniami, do rzeki Bałutki przedostało się z przelewu B1 136 448 m³ nieoczyszczonych ścieków, wprowadzając ładunek zanieczyszczeń w ilości – 64 990 kg zawiesin ogólnych, 42 135 kg zawiesin mineralnych, 10 929 kg BZT₅, 36 485 kg ChZT oraz w przypadku związków biogenych 133 kg azotu amonowego i 75 kg fosforu (przy braku badań tych wskaźników dla 2 z 6 analizowanych przypadków). Przelew burzowy J4 przekierował do rzeki Jasień w tym samym roku w trakcie badań 75 593 m³ ścieków o łącznym ładunku 40 968 kg zawiesin ogólnych, 29 024 kg zawiesin mineralnych, 6 106 kg BZT₅, 17 550 kg ChZT oraz 100 kg azotu amonowego i 226 kg fosforu. Z analizy częstości działania tych obiektów dla 2011 roku (B1 – 12 razy, J4 – 18 razy) wynika, że rzeczywisty roczny ładunek zanieczyszczeń odprowadzanych tą drogą do odbiornika jest dużo wyższy. Przelew J1 w 2012 roku wyemitował w trakcie badanych aktywacji 22 390 m³ ścieków, kierując do rzeki odpowiednio 8 085 kg zawiesin ogólnych, 4 603 kg zawiesin mineralnych, 2 099 kg BZT₅, 7 911 kg ChZT, a także 68 kg azotu amonowego i 33 kg fosforu. Zjawiska opadowe, które spowodowały aktywację przelewu

między styczniem a sierpniem 2013 roku, były przyczyną zrzutu połowy nieoczyszczonych ścieków względem roku poprzedniego oraz odpowiednio 71% ładunku zawiesin ogólnych, 68% BZT₅, 59% ChZT, a także 35% azotu amonowego oraz aż 77% fosforu.

Tabela. 17. Roczny ładunek zanieczyszczeń emitowany przelewami B1, J4 i J1 w okresie badań analitycznych

Przelew	Rok	V _{PB}	Ładunek [kg]					
			Zaw. og.	Zaw. min.	BZT ₅	ChZT	N-NH ₄	P _{og}
B1	2011	136 448	64 990	42 135	10 929	36 485	133	75
J4	2011	75 593	40 968	29 024	6 106	17 550	100	226
J1	2012	22 390	8 085	4 603	2 099	7 911	68	33
	2013	11 862	5 723	2 989	1 426	4 689	24	26

Dane zebrane w tabeli 17 pokazują w ogólny sposób wielkości ładunków poszczególnych wskaźników zanieczyszczenia, które dostały się do wód powierzchniowych w trakcie prowadzenia badań. Ze względu na różne charakterystyki zlewni oraz opady, które odpowiadały za aktywację poszczególnych przelewów ładunki przeliczono na ha powierzchni, a także na mm opadu w celu ułatwienia dokonania porównania (tab. 18). Ładunek poszczególnych wskaźników zanieczyszczenia liczono dla każdego zjawiska opadowego, a następnie z tak uzyskanych wyników dla każdego z przelewów wyliczono średni ładunek jednostkowy.

Tabela 18. Średni ładunek jednostkowy spłukiwanych zanieczyszczeń w zależności od przyjętych kryteriów

Przelew	Parametry	Zaw og.	Zaw. min.	BZT ₅	ChZT	N-NH ₄	P _{og}
B1	kg/ha	14,1	9,1	2,5	8,4	0,048	0,031
	kg/ha _{red}	33,7	21,6	5,9	19,9	0,114	0,074
	kg/(ha*mm)	0,8	0,5	0,2	0,5	0,004	0,003
	kg/(ha _{red} *mm)	1,9	1,2	0,4	1,2	0,010	0,007
J4	kg/ha	9,3	6,6	1,4	4,0	0,023	0,051
	kg/ha _{red}	31,1	21,9	4,6	13,4	0,077	0,168
	kg/(ha*mm)	1,0	0,7	0,1	0,5	0,003	0,004
	kg/(ha _{red} *mm)	3,3	2,2	0,5	1,6	0,010	0,002
J1	kg/ha	4,0	2,2	0,9	3,7	0,026	0,021
	kg/ha _{red}	12,0	6,6	2,7	11,2	0,078	0,064
	kg/(ha*mm)	0,7	0,3	0,2	0,6	0,002	0,004
	kg/(ha _{red} *mm)	2,1	1,0	0,6	1,8	0,011	0,012

Zestawione w tabeli 18 wielkości ładunków należy taktować jako szacunkowe, ze względu na brak uwzględnienia wszystkich aktywacji przelewów w roku. Jednak pozwalają one na pewne wnioski oraz znacznie wzbogacają wiedzę na temat wielkości i mechanizmu spłukiwania zanieczyszczeń ze zlewni. Nasuwa się zatem podstawowe stwierdzenie, że uogólnianie wielkości takiego parametru dla zlewni całego miasta prowadzi do przeszacowania lub niedoszacowania ładunku emitowanego do odbiornika z poszczególnych przelewów. O ile dla celów jedynie orientacyjnych może być taka wartość ogólna brana pod uwagę, o tyle dla konkretnego odbiornika ścieków powinna być określona indywidualnie. Warto zwrócić uwagę na szacunek ładunku zanieczyszczeń przeliczony na ha powierzchni lub na ha powierzchni uszczelnionej oraz na mm opadu. Mając dane odnośnie składu emitowanych ścieków i znając wielkość zlewni, można ocenić średni roczny ładunek emisji. Jednak, jak pokazują dane zebrane w tabeli 18, większość w ten sposób obliczonego ładunku jest znacznie niższa niż dla powierzchni uszczelnionej, gdzie odprowadzany ładunek jest co najmniej 2,5-krotnie wyższy dla wszystkich badanych parametrów. Jeśli na terenie zlewni występuje sieć pluwiometryczna wtedy najdokładniej określić można spływ zanieczyszczeń w przeliczeniu na mm opadu, pomierzonego dla tejże zlewni.

Opracowane dane zestawione w tabeli 18 wskazują, że największy jednostkowy ładunek (biorąc pod uwagę wielkość zlewni) odprowadzany jest z przelewu B1. Jednostkowe ładunki emitowane przez przelew J4 były niewiele niższe od tych z przelewu B1, choć biorąc pod uwagę przeliczenie na mm opadu wykazały wyższe wartości. Przelew J1 generował zdecydowanie niższe ładunki zanieczyszczeń. Wykazane różnice w wartościach są skutkiem przede wszystkim sposobu zagospodarowania zlewni, jej możliwościami retencyjnymi oraz charakterem i nierównomiernością przestrzenną opadów, co wskazuje, że bezpośrednie przenoszenie tych wielkości na inną zlewnię nie jest uzasadnione.

5.3.3. Analiza składu ścieków z przelewu J1 z zastosowaniem sond on-line

5.3.3.1. Zasadność stosowania sond on-line do pomiaru składu ścieków

W ciągu ostatnich dwóch dekad obserwuje się szybki rozwój nowych technologii pomiarów on-line. Ciągłe monitorowanie on-line składu ścieków za pomocą czujników umieszczonych w kanałach zostało wdrożone przez różne grupy badawcze (Häck i Lorenz, 2002; Grüning and Orth, 2002; Gruber i in. 2006; Hochedlinger i in. 2006a; Lacour i in. 2009). Ten rodzaj monitorowania jest szczególnie skuteczny w okresach pogody mokrej, gdy ilość i skład ścieków zmienia się bardzo dynamicznie. Ponadto pomiary on-line pozwalają na dokładniejsze określenie ładunków zanieczyszczeń transportowanych w systemach kanalizacyjnych i odprowadzanych do odbiorników w czasie wszystkich zjawisk opadowych, a także analizę i symulację procesów w kanałach ściekowych oraz są bardzo przydatne w sterowaniu systemami kanalizacyjnymi w czasie rzeczywistym (Schütze i in. 2004; Campisano i in. 2013; Brzezińska i Bandzierz 2013).

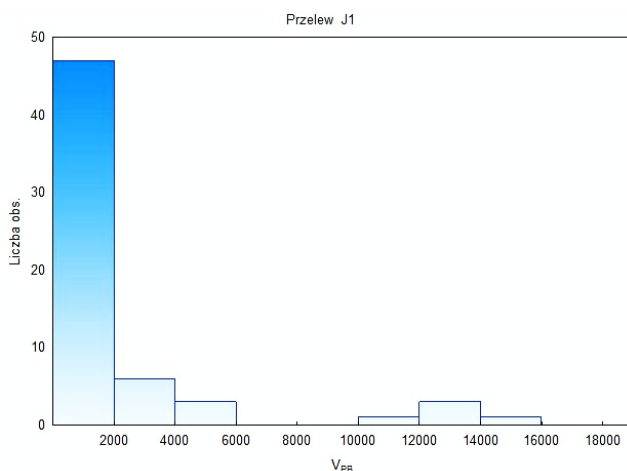
Ze względu na znaczną dynamikę zmian ilości i składu ścieków płynących w systemie ogólnospławnym podczas opadów, zastosowanie standardowych metod pobierania i analizy próbek nie daje tak dokładnego obrazu szybkich zmian ładunku zanieczyszczeń w kanałach oraz tych emitowanych do odbiorników za pośrednictwem przelewów burzowych. Wyniki pomiarów on-line mogą być między innymi podstawą do oceny, przy wykorzystaniu symulacji komputerowych, całkowitego ładunku emisji z przelewów burzowych w poszczególnych podzlewniach systemu odwadniającego. Badania składu ścieków z przelewów burzowych z wykorzystaniem sensorów on-line do pomiaru stężenia zanieczyszczeń były prowadzone również w Danii, Niemczech i Austrii (Bechmann i in. 1999; Hochedlinger 2006b; Arnbjerg-Nielsen 2011; Sandoval i in. 2013). Ich wyniki potwierdziły w szczególności przydatność tych urządzeń do monitorowania zmian między innymi ładunku zawieszin ogólnych, substancji organicznych i biogennych w ściekach. Czujniki zainstalowane w nowych warunkach lub w nowym medium wymagają lokalnej kalibracji (Torres i Bernard-Krajewski 2008; Gamerith i in. 2011). Należy wspomnieć tutaj, że stosowanie takich urządzeń w kanalizacji (mimo stosunkowo wysokich kosztów zakupu i odpowiedniego montażu) pozwala na uzyskanie dużej bazy danych każdego dnia, daje możliwość obserwacji dynamiki zmian składu ścieków podczas pogody suchej oraz mokrej w czasie rzeczywistym. Praca sond bezpośrednio w medium, pozwala na obserwowanie zmian w wartościach badanych wskaźników zachodzących podczas pory dnia, a także eliminuje konieczność transportu prób ścieków do laboratorium i ogranicza nakłady finansowe na analitykę. Poza tym monitoring on-line ilości i składu ścieków emitowanych przez przelewy burzowe do odbiorników, dostarcza znacznej ilości danych bardzo przydatnych do opracowania wytycznych w oparciu o modelowanie komputerowe między innymi do modernizacji kanalizacji lub zwiększenia wykorzystania objętości retencyjnej kanałów oraz zastosowania zbiorników retencyjnych.

5.3.3.2. Wyniki składu ścieków emitowanych przelewem J1 z wykorzystaniem sond on-line

Do analiz wyników pochodzących z sond (z uwagi na ogromną liczbę pomiarów chwilowych) przyjęto wartości EMC oraz wartości ładunków zanieczyszczeń z poszczególnych aktywacji przelewu burzowego w trakcie 4 lat badań (2012-2015).

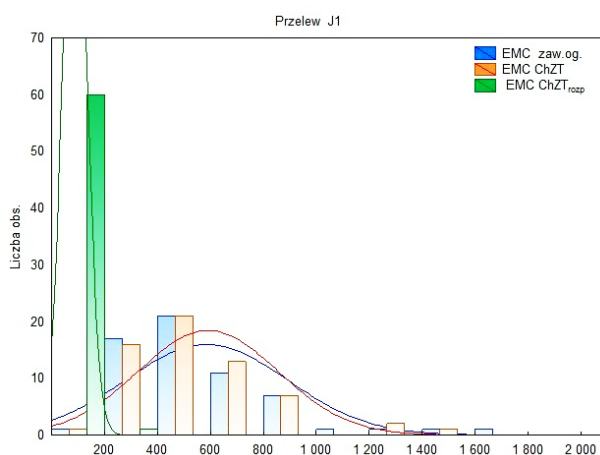
Stosując pomiary on-line istnieje możliwość zebrania danych dotyczących składu ścieków dla każdej aktywacji przelewu. W związku z tym ocena krotności działania i wielkości zrzuconego ładunku zanieczyszczeń do odbiornika jest bardzo realna. Na takiej podstawie możliwa jest między innymi ocena stopnia zanieczyszczenia odbiornika i jego konsekwencji, a także podjęcie decyzji co do modernizacji sieci oraz samego obiektu.

Wyniki statystycznego opracowania danych wykazały dużą zmienność, zarówno ilości emitowanych przelewem ścieków, jak i zakresu stężeń oraz ładunków badanych wskaźników zanieczyszczenia (rys. 21, 22, 23).

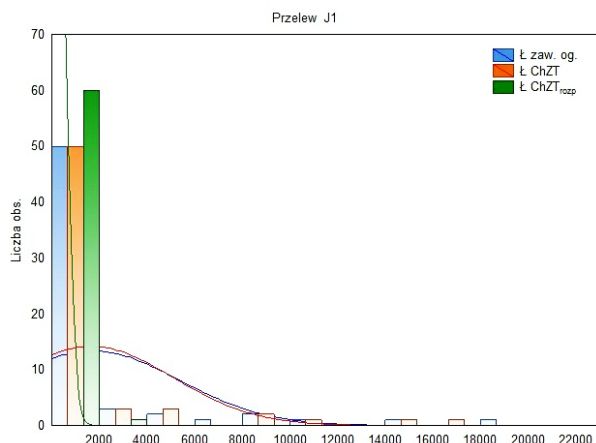


Rys. 21. Histogram rozkładu objętości rzutów ścieków w funkcji liczby ich wystąpienia dla przelewu J1

Najliczniejszą grupę rzutów przelewem J1 stanowiły rzuty ścieków o objętości do 2 000 m³. Zaobserwowano tylko nieliczne rzuty o objętości między 10 000 a 16 000 m³. Wynika to przede wszystkim z charakteru zjawisk opadowych występujących nad zlewnią w czasie badań. Wartości EMC dla zawiesin ogólnych oraz ChZT odbiegają od rozkładu normalnego. Najwięcej próbek ChZT rozpuszczonego miało wartość EMC w zakresie 165-200 g/m³. Analizując zbiór danych dotyczący ładunków zanieczyszczeń, zauważa się, że zdecydowana ich większość dla badanych wskaźników (zawiesiny ogólne, ChZT) zawiera się poniżej wartości 2 000 kg ze zjawiska.

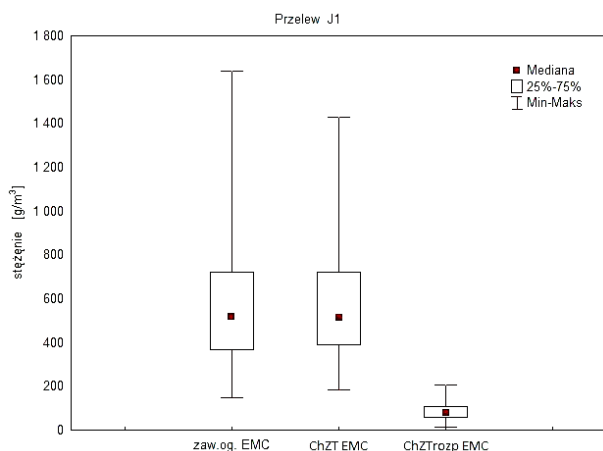


Rys. 22. Histogram rozkładu stężeń zawiesin ogólnych, ChZT oraz ChZT_{rozp} w okresie badań

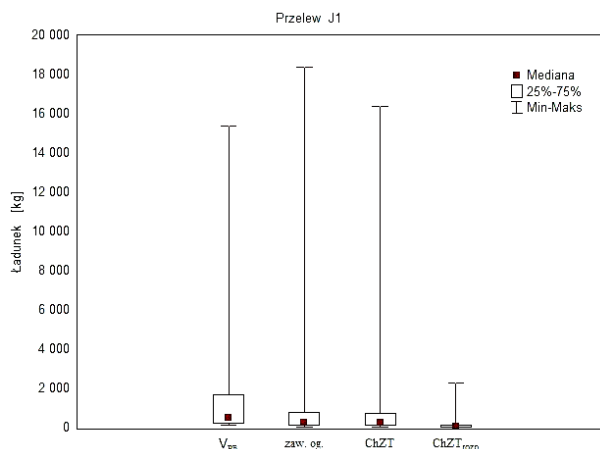


Rys. 23. Histogram rozkładu ładunku zanieczyszczeń zawiesin ogólnych, ChZT oraz ChZT_{rozp} w okresie badań

Największą objętość nieoczyszczonych ścieków w przeciągu 4 lat przelew zrzucił w dniu 27-28.05.2014 r. i wyniosła ona 15 339 m³. Konsekwencją takiej objętości był znaczny ładunek zawiesin ogólnych (14 497 kg), ChZT (14 235 kg) i ChZT_{rozp} (1 767 kg) zrzucony w czasie 5,5 godziny. Drugą, co do objętości zrzutu, była aktywacja przelewu w dniu 23.05.2013 r., która wygenerowała do środowiska wodnego 12 080 m³, a przy tym 18 365 kg zawiesin ogólnych, 16 375 kg ChZT oraz 1 356 kg ChZT w postaci rozpuszczonej. Jak widać z tych danych drugi przypadek, mimo mniejszej objętości zrzutu, przekierował do odbiornika wyższy ładunek zanieczyszczeń. Związane jest to przede wszystkim z wysokimi podczas tej aktywacji wartościami stężeń zanieczyszczeń oraz charakterem zjawiska opadowego ($H_{op} = 25,1$ mm, $i_{max} = 20,3$ mm/h).



Rys. 24. Wartości stężeń zawiesin ogólnych, ChZT oraz ChZT_{rozp} w ściekach ogólnospławnych zrzucanych przelewem J1 latach 2012-2015



Rys. 25. Objętość ścieków i wielkość ładunków zawiesin ogólnych, ChZT oraz ChZT_{rozp} w ściekach ogólnospławnych zrzucanych przelewem J1 latach 2012-2015

Przeprowadzenie korelacji Pearsona pozwoliło na określenie zależności między badanymi parametrami (tab. 19). Spodziewano się wysokich korelacji między objętością zrzutu, a ładunkami poszczególnych wskaźników, które uzyskano w zakresie 0,85-0,94. Poza tym bardzo wysoki współczynnik otrzymano dla zależności stężenia zawiesin ogólnych i stężenia ChZT. Bardzo silną korelację otrzymano dla zależności ładunku zawiesin ogólnych i ładunku ChZT rozpuszczonego oraz dla ładunku ChZT rozpuszczonego i ładunku ChZT.

Tabela 19. Wartości współczynnika korelacji Pearsona r dla wyników badań w postaci EMC z sond on-line z lat 2012-2015 dla badanych zależności

Parametry	r						
	V _{PB}	EMC zaw.og.	Ł zaw. og.	EMC ChZT _{rozp.}	Ł ChZT _{rozp}	EMC ChZT	Ł ChZT
V _{PB}	1,00	0,49	0,92	-0,02	0,85	0,48	0,94
EMC zaw.og.		1,00	0,67	-0,05	0,32	0,99	0,65
Ł zaw. og.			1,00	-0,07	0,74	0,65	0,99
EMC ChZT _{rozp.}				1,00	0,24	0,12	-0,03
Ładunek ChZT _{rozp}					1,00	0,36	0,79
EMC ChZT						1,00	0,64
Ładunek ChZT							1,00

Ze względu na pełny monitoring ilości i składu ścieków można stwierdzić, że w okresie 4 lat badań przelew J1 wyemitował do rzeki Jasień łącznie 122 453 m³ nieoczyszczonych ścieków, a w związku z tym 103 509 kg zawiesin ogólnych, 99 468 kg ChZT oraz 10 491 kg ChZT w postaci rozpuszczonej. Roczne objętości zrzucanych ścieków oraz odpowiadające im ładunki zestawiono w tabeli 20.

Tabela 20. Roczna objętość ścieków i ładunki zanieczyszczeń kierowane przelewem J1 do rzeki Jasień

Rok	Parametr	V _{PB} całkow.	Zaw. og.	ChZT	ChZT _{rozp}
2012	kg	19730	14919	15538	2861
	kg/ha		71	74	14
	kg.ha _{red}		213	222	41
2013	kg	36288	35311	32439	1994
	kg/ha		167	154	9
	kg.ha _{red}		504	463	28
2014	kg	43259	35816	34579	3745
	kg/ha		170	164	18
	kg.ha _{red}		512	494	53
2015	kg	23177	17463	16912	1892
	kg/ha		83	80	9
	kg.ha _{red}		249	242	27

Z danych zestawionych w tabeli 20 można zauważyć lata, w których objętość zrzucanych ścieków różniła się ponad 2-krotnie (rok 2012 i 2014). Spowodowane jest to oczywiście głównie liczbą i charakterem opadów w danym roku. Zauważono również zdecydowane różnice w wielkości emitowanego ładunku. Na przykład w roku 2012 wielkość ładunku w przeliczeniu na hektar zlewni dla wszystkich wskaźników była najniższa i wynosiła odpowiednio 56% wartości średniej (123 kg/ha) ładunku z 4 lat okresu badań dla zawiesin ogólnych, 62% wartości średniej (118 kg/ha) ładunku ChZT oraz 109% wartości średniej (12 kg/ha) ładunku ChZT_{rozp}, podczas gdy w roku 2014 wielkość ta stanowiła 138% wartości średniej dla zawiesin ogólnych, 139% dla ChZT oraz 143% dla ChZT_{rozp}. Należy zatem zauważyć, że ocena emisji zanieczyszczeń z przelewów burzowych do odbiornika jest bardzo trudnym i skomplikowanym procesem, wymagającym wzięcia pod uwagę wielu czynników, których wielkości same w sobie mogą się znacznie zmieniać np. w skali roku. Poza tym należy pamiętać, że występują w naszym klimacie zarówno lata suche, o małej liczbie opadów, jak i lata mokre, które niosą ze sobą zdecydowanie większą ich liczbę oraz wyższą łączną roczną wysokość opadu, co niewątpliwie wpływa na takie wyniki.

5.4. Frakcjonowanie ChZT i zawiesin ogólnych

5.4.1. Frakcjonowanie ChZT i zawiesin ogólnych w ściekach ogólnospławnych

Efektywność procesu oczyszczania ścieków w oczyszczalni oraz zdolność samooczyszczania się odbiornika w dużym stopniu uzależniona jest zarówno od poziomu stężenia zanieczyszczeń, jak i od ich podatności na rozkład w procesach biologicznego oczyszczania. Również przy ocenie wpływu ścieków z przelewów burzowych na odbiornik, jest potrzebna bardziej szczegółowa wiedza na temat składu ścieków w odniesieniu do biodegradowalności materii organicznej (Vollertsen i Hvitved-Jacobsen 2002). Systemy kanalizacyjne, oczyszczalnie ścieków i wody odbiorników wchodzi ze sobą w interakcję i dlatego pojęcia używane do opisu transformacji mikrobiologicznych w trzech systemach muszą być spójne.

Procesy usuwania związków węgla zależą w dużej mierze od składu frakcyjnego ChZT. Przede wszystkim podział ChZT na frakcje o różnych właściwościach mikrobiologicznych jest podstawą informacji na temat biodegradacji tego zanieczyszczenia. Również rozpoznanie składu zawiesin ogólnych ma znaczenie dla przebiegu procesu oczyszczania. Dodatkowo frakcjonowanie składu ścieków daje niezbędne informacje dla możliwości symulacji procesów biologicznego oczyszczania (np. model ASM – Activated Sludge Model).

Podstawowy podział ChZT całkowitego obejmuje dwie frakcje: biodegradowalną (S) i niebiodegradowalną (I). Frakcja biodegradowalna ChZT dzieli się dalej na łatwo biodegradowalną (S_s) oraz wolno biodegradowalną, w zawiesinie (X_s). Substrat łatwo biodegradowalny składa się z prostych rozpuszczalnych związków, takich jak lotne kwasy tłuszczowe, alkohol itd., które mogą być łatwo wchłaniane przez organizmy i metabolizowane dla energii i syntezy (Montusiewicz i in. 2010). Frakcja wolno ulegająca biodegradacji składa się głównie z koloidalnych i złożonych zawiesin organicznych. W przypadku tej frakcji, wiele składników może być absorbowanych i wykorzystywanych tylko po procesie hydrolizy przez enzymy komórkowe bakterii (Drewnowski i Makinia 2013). Nieulegająca rozkładowi rozpuszczalna frakcja przenosi się do odbiornika bez żadnej istotnej modyfikacji. Frakcja cząstek stałych (X_i) gromadzona jest głównie w osadzie czynnym i usuwana z systemu z osadem wstępnym i wtórnym (Pasztor i in. 2009). Frakcje łatwo rozkładalne wpływają między innymi na deficyt tlenu i znaczne chwilowe pogorszenie warunków życia biologicznego, a frakcje związane w zawiesinie odpowiadają za mętność odbiornika oraz odkładanie się osadów dennych.

Tabela 21. Procentowy udział frakcji ChZT w surowych ściekach ogólnospławnych podczas pogody suchej na świecie (Pasztor i in. 2009)

Kraj	Frakcje ChZT [%]			
	S _s	S _i	X _s	X _i
Ameryka Pn.	14,1	10,5	44,3	27,9
Afryka Pd.	20	5	62	13
Szwajcaria	9	14	68	9
Dania	20	2	60	18
Szwecja	27	15	41	17
Dania	20,3	7,6	58,7	13
Dania	35	5	50	10
Ameryka Pn.	15	12	59	14,5
Holandia	26	6	28	39
Ameryka Pn.	16	5	66	13
Francja	3	4,1	73,9	19
Niemcy	18,3	6,4	64	11,3
Niemcy	14,8	6,1	66,2	13
Włochy	15	6	71	8
Hiszpania	18,3	8,5	48,3	24,9
Dania	15	10	55	20
Szwajcaria	10	4	66	20
Polska *	22,6-29,2	2,4-2,7	51,3-56	17,1-18,7
Polska **	13,6-24	5,8-7,7	52,5-60,4	17,5-20,1
Chiny ***	9	3	65	22

* Myszograj i Sadecka, 2003,

** Brzezińska, 2006,

*** Lu i Zhang, 2010.

Dodatkowo dla odbiornika ważny jest także skład frakcyjny zawieszin do niego trafiających. Analiza składu ścieków, dokonywana w przypadku ścieków ogólnospławnych, zarówno podczas pogody suchej jak i mokrej pozwala określić kiedy oczyszczalnia narażona jest na większy dopływ substancji wolno rozkładalnych. Ten problem dotyczy również odbiornika bowiem proces biologicznego rozkładu tych frakcji jest tak długi, że w zasadzie są one usuwane jedynie w znikomym procencie (Henze i in. 2002). Badania składu frakcyjnego surowych ścieków suchej pogody prowadzone były w wielu krajach. Jak widać z danych zebranych w tabeli 21 skład ten różni się w zależności od kraju. Procentowy udział frakcji S_s waha się w granicach od 3 do 29,2, frakcji S_i między 2,4 a 15%, frakcji X_s od 51 do 74%, a frakcji X_i od 8 do 39%. Na różnice te wpływa szereg czynników, między innymi takich jak zagospodarowanie zlewni, charakterystyka systemu kanalizacyjnego oraz czas pogody suchej między opadami. Dodatkowo należy wziąć pod uwagę czas retencji ścieków w systemach kanalizacyjnych. Zwykle większe oczyszczalnie mają bardziej złożony system zbierania ścieków

z dłuższą retencją, dlatego proces transformacji i biodegradacji odbywa się na większą skalę już w kanałach (Quevauviller i in. 2006).

Badania składu frakcyjnego łódzkich ścieków ogólnospławnych (tab. 22) prowadzone podczas pogody mokrej wykazały zmiany procentowe we frakcjach między pogodą suchą i mokrą (Brzezińska 2006, Zawilski i Brzezińska 2009). Dodatkowo wykazano również zmiany w składzie frakcyjnym w pogodzie mokrej między charakterem zjawisk opadowych (deszcze, burze, roztopy).

Tabela 22. Procentowy udział poszczególnych frakcji w całkowitej wartości ChZT ścieków surowych, uzyskany w wyniku badań własnych dla pogody suchej i mokrej (Brzezińska 2006; Zawilski i Brzezińska 2009)

Frakcje ChZT		S _s		S _i		X _s		X _i	
Rodzaj pogody		Zakres zmian * [%]	Wartość średnia ** [%]	Zakres zmian* [%]	Wartość średnia ** [%]	Zakres zmian * [%]	Wartość średnia ** [%]	Zakres zmian* [%]	Wartość średnia** [%]
Pogoda sucha		9,3-34,4	21,5	4,1-13,7	5,3	41-62,9	55,1	13,7-21,0	18,1
Pogoda mokra	Deszcze	1,1-35,3	18,8	3,1-19,0	7,4	10,3-77,6	43,4	19,0-81,4	30,4
	Burze	7,6-30,9	14,1	7,6-12,6	7,3	13,8-46,5	38,2	0,6-68,9	40,3
	Roztopy	8,8-31,5	21,3	8,1-15,6	10,1	10,2-64,3	22,3	9,6-54,1	46,3

* zakres zmian w próbkach chwilowych,

** wartość średnia z próbek zlewanych ważonych przepływem.

Frakcja rozpuszczonych związków organicznych biologicznie łatwo rozkładalnych (S_s) w całkowitych ChZT w przypadku deszczów i roztopów (14,1-21,3%) jest porównywalna i nie odbiega znacznie od wartości uzyskanych w pogodzie suchej (21,5%). Burze natomiast charakteryzują się niższą zawartością tej frakcji w ściekach przy jednoczesnym wzroście udziału frakcji związanych z zawiesinami, co jest związane z intensywnością opadu. Porównując wartość frakcji S_i między zjawiskami opadowymi, widać niewielki jej wzrost w przypadku roztopów względem pozostałych zjawisk oraz generalnie znaczny (max. 90%) wzrost względem pogody suchej. Największe rozbieżności między składem pogody suchej i mokrej oraz samej mokrej dają frakcje X_s i X_i. ChZT zawiesin organicznych wolno rozkładalnych (X_s) spada podczas dopływu ścieków ogólnospławnych, przy czym wartość tej frakcji spada ponad 2-krotnie w czasie roztopów w porównaniu do ścieków pogody suchej. Udział frakcji X_i natomiast gwałtownie wzrasta w trakcie dopływu ścieków do oczyszczalni wywołanego zjawiskami opadowymi z 18,1% (pogoda sucha) do 46,3% (dla roztopów). Spowodowane jest to najprawdopodobniej adsorpcją pyłów, spalin itp. przez zalegającą pokrywę śnieżną. Aby ocenić, jak zmiany frakcji wpływają na efekt oczyszczania ścieków, przeprowadzono symulację komputerową z uwzględnieniem zmian temperatury w ściekach, szczególnie w okresie zimy (Brzezińska i Zawilski 2010). Równoczesny spadek łatwo biodegradowalnej frakcji ChZT oraz dodatkowo spadek temperatury w ściekach ogólnospławnych prowadzi do obniżenia efektywności usuwania związków azotu. Może być to wyjaśnione między innymi przez nie-

wystarczającą ilość łatwo przyswajanego źródła związków węgla potrzebnych do prawidłowego przebiegu procesu biologicznego oczyszczania (Brzezińska i Zawilski 2005, Brzezińska i Zawilski 2010).

Wraz ze zmieniającym się udziałem wód opadowych w mieszaninie ścieków ogólnospławnych zmienia się także skład frakcyjny zawiesin ogólnych. Jak wykazały badania własne ścieków dopływających do oczyszczalni (Brzezińska 2006), w czasie pogody mokrej wzrasta w nich udział zawiesin mineralnych (o około 3,5-4 razy) względem pogody suchej, a spada udział zawiesin lotnych (średnio o około 40%). Przewaga zawiesin mineralnych jest charakterystyczna w ściekach ogólnospławnych podczas pogody deszczowej (Królikowska 2011). Zauważa się również różnice w udziałach frakcji w samej pogodzie mokrej w zależności od charakteru zjawiska opadowego (tab. 23).

Tabela 23. Procentowy udział poszczególnych frakcji w całkowitej wartości zawiesin ogólnych ścieków surowych dopływających do oczyszczalni, uzyskany w wyniku badań własnych dla pogody suchej i mokrej

Frakcje zawiesin		Zaw. min.		Zaw. lotne	
Rodzaj pogody		Zakres zmian * [%]	Wartość średnia ** [%]	Zakres zmian * [%]	Wartość średnia ** [%]
Pogoda sucha		9,9-40,6	13,0	59,4-98,8	87,0
Pogoda mokra	Deszcze	8,4-67,3	45,0	32,7-91,6	55,0
	Burze	40,8-72,4	54,5	29,5-59,2	45,5
	Roztopy	22,2-5,0	46,7	25,0-77,8	53,3

* zakres zmian w próbkach chwilowych,

** wartość średnia z próbek zlewanych ważonych przepływem.

Największe różnice w udziałach poszczególnych frakcji w próbach chwilowych w składzie ścieków ogólnospławnych zauważono podczas deszczów. Na takie różnice wpływa przede wszystkim charakter zjawiska opadowego, zarówno intensywność, wysokość i czas trwania opadów, który odgrywa kluczową rolę w wypłukiwaniu i transporcie zanieczyszczeń.

Podsumowując, skład frakcyjny ChZT zmienia się wraz z przepływem ścieków ogólnospławnych w kanałach i dopływie do oczyszczalni. O ile frakcje ChZT rozpuszczonych związków organicznych biologicznie łatwo rozkładalnych (S_s) i nierozkładalnych nie ulegają istotnym zmianom, o tyle frakcje ChZT związane z zawiesinami zmieniają się w sposób radykalny, podwyższając w sposób znaczący udział frakcji X_i , czyli ChZT związanego z zawiesinami organicznymi biologicznie nierozkładalnymi. Tak duży wzrost (średnio o 220% w pogodzie mokrej) zanieczyszczeń nierozkładalnych na drodze biologicznego oczyszczania może stanowić jedną z przyczyn pogorszenia się jakości ścieków na odpływie z oczyszczalni ścieków w czasie opadów. Potwierdzają to również badania prowadzone na Węgrzech (Pasztor i in. 2009).

5.4.2. Frakcjonowanie ChZT i zawiesin ogólnych w ściekach emitowanych przelewami burzowymi

Ścieki emitowane przelewami burzowymi odgrywają dużą rolę w kształtowaniu jakości wód odbiornika. Duży ładunek zanieczyszczeń, wprowadzany wraz z mieszaniną ścieków ogólnospławnych i wód deszczowych, prowadzi do zakłócenia naturalnej równowagi w nim panującej. W przypadku frakcji ChZT zauważa się, niezależnie od przelewu, wzrost udziału frakcji inertnych (nierozkładalnych). Podczas badań ścieków emitowanych przelewami frakcja ChZT szybko biologicznie rozkładalna (S_s) miała tutaj znikomy udział procentowy w porównaniu ze ściekami ogólnospławnymi dopływającymi do oczyszczalni podczas opadów, gdzie wartość ta sięgała przedziału 14-21%. Oznacza to, że ścieki zrzucane w trakcie zjawiska opadowego poddają się w minimalnym stopniu rozkładowi biologicznemu w odbiorniku. Najniższą wartość tego parametru uzyskano dla przelewu J1. Badania prowadzone dla ścieków na każdym przelewie wykazały zdecydowanie wysokie wartości frakcji związanych z zawiesinami. Frakcja nierozkładalna (X_i) w próbach chwilowych sięgała nawet 85% całkowitego ChZT. Należy zaznaczyć także, że frakcja rozpuszczona nierozkładalna, która nie podlega żadnym procesom sięga w próbach chwilowych nawet powyżej 40% ChZT całkowitego, a wartość średnia udziału osiągnęła w ściekach ponad 20% (przelew J1).

Tabela 24. Procentowy udział poszczególnych frakcji w całkowitej wartości ChZT ścieków emitowanych badanymi przelewami burzowymi, uzyskany w wyniku badań własnych

Frakcje ChZT	S_s		S_i		X_s		X_i	
Przelew	Zakres zmian* [%]	Wartość średnia** [%]	Zakres zmian* [%]	Wartość średnia** [%]	Zakres zmian* [%]	Wartość średnia** [%]	Zakres zmian* [%]	Wartość średnia** [%]
B1	0,1-5,0	1,2	3,0-32,0	13	5,0-80,0	42	4-80	43,8
J4	0,2-6,9	1,5	0,9-22,9	10,3	11,3-88,1	45,5	8,0-69,9	42,7
J1	0,2-5,0	0,8	6,3-44,9	20,5	1,7-78,8	50,3	4,6-85,3	22,7

* zakres zmian w próbach chwilowych,

** wartość średnia z próbek zlewanych ważonych przepływem.

Znaczne źródło zanieczyszczenia w zrzutach stanowią zawiesiny, które odkładane na dnie odbiorników mogą długotrwale negatywnie oddziaływać na florę i faunę. W ściekach ogólnospławnych pogody suchej przeważają zawiesiny organiczne, natomiast zawiesiny mineralne są dominujące w ściekach powstających ze spływu powierzchniowego.

Tabela 25. Procentowy udział poszczególnych frakcji w całkowitej wartości zawiesin ogólnych ścieków emitowanych badanymi przelewami burzowymi, uzyskany w wyniku badań własnych

Przelew	Zawiesiny mineralne		Zawiesiny lotne	
	Zakres zmian* [%]	Wartość średnia** [%]	Zakres zmian* [%]	Wartość średnia** [%]
B1	34-87	64	13-66	36
J4	20-85	60	15-80	40
J1	4-80	54	20-77	46

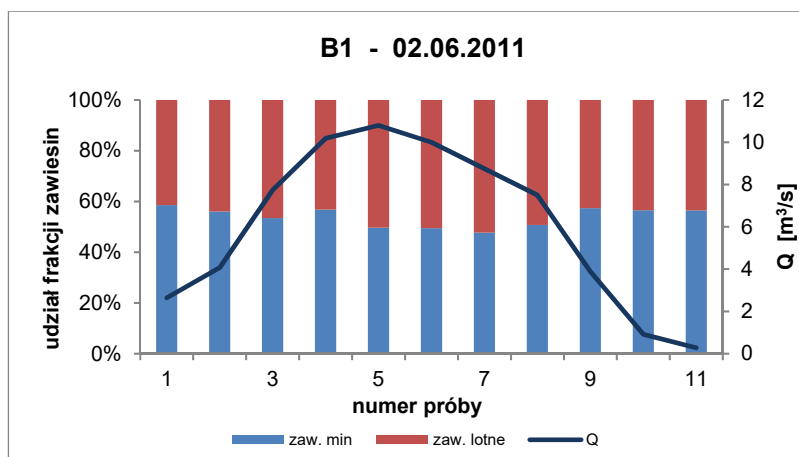
* zakres zmian w próbach chwilowych,

** wartość średnia z próbek zlewanych ważonych przepływem.

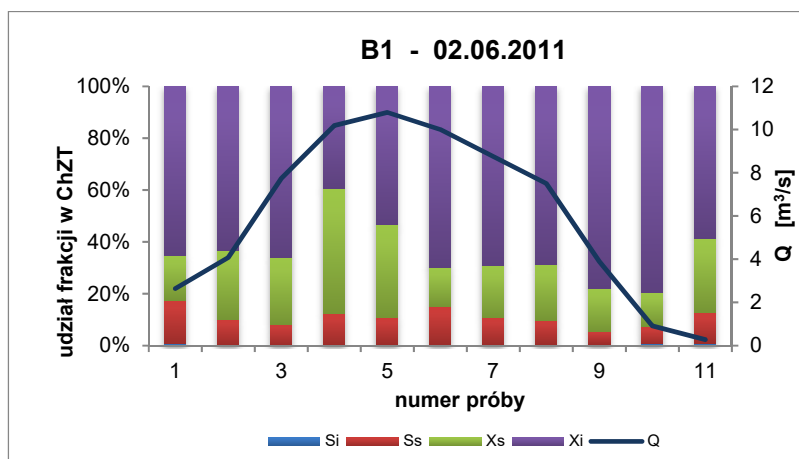
Jak wynika z badań (w każdym badanym przelewie), zawiesiny mineralne stanowią średnio około 60% ogólnej ich wartości. W przypadku prób chwilowych zauważa się znaczny rozrzut wartości tego wskaźnika. Maksymalny procent frakcji zawiesin mineralnych we wszystkich badaniach sięgał 80% i więcej. Tak znaczne wartości tego wskaźnika świadczą o trudnym do usunięcia zanieczyszczeniu na drodze biologicznej. Zawiesiny mineralne osadzają się na dnie odbiornika, powiększając warstwę osadów, a razem z nimi kumulują się tu inne zanieczyszczenia z nimi skojarzone.

Jak już wspomniano, dla odbiornika, oprócz zrzuconego całkowitego ładunku zanieczyszczeń, liczy się także jego chwilowe skażenie. W trakcie trwania zrzutu nieoczyszczonych ścieków do odbiornika zmieniają się proporcje w ich składzie. Jak wykazały prowadzone badania własne, w początkowej fazie działania przelewu w zawiesinach ogólnych z reguły przeważają zawiesiny organiczne. W trakcie trwania zrzutu wzrasta udział frakcji mineralnej zawiesin, a pod koniec aktywacji znów wzrasta udział frakcji organicznej. Związane jest to przede wszystkim najpierw ze wzrastającą objętością wód deszczowych, a następnie ze wzrastającą objętością ścieków sanitarnych w mieszaninie ścieków ogólnospławnych. Taki efekt obserwowano w większości badań ścieków emitowanych przez analizowane przelewy (przykłady na rys. 26, 28, 30).

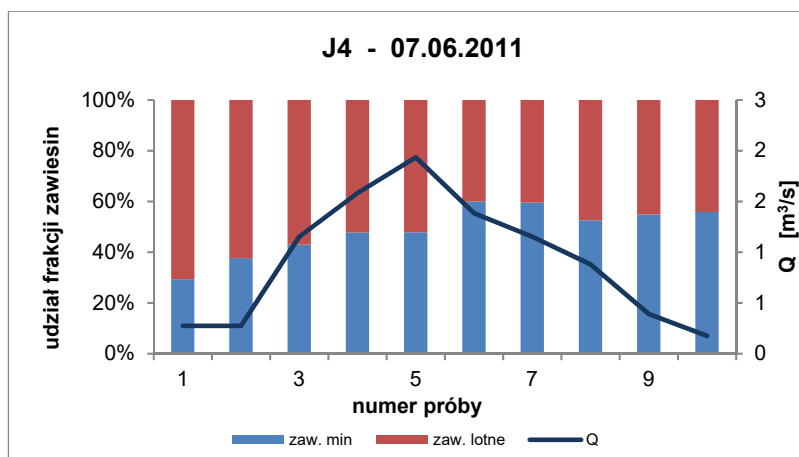
Duże różnice w udziałach poszczególnych frakcji zawiesin ogólnych w trakcie trwania zrzutu oraz większy udział zawiesin mineralnych w stosunku do udziału zawiesin lotnych zauważyli także w swoich badaniach Sansalone i in. (2004).



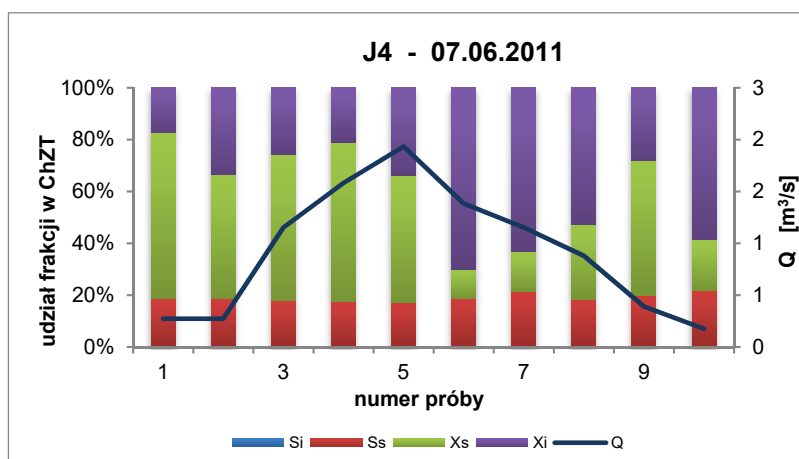
Rys. 26. Procentowy udział poszczególnych frakcji zawiesin w zawiesinach ogólnych podczas aktywacji przelewu B1 w dniu 02.06.2011 r.



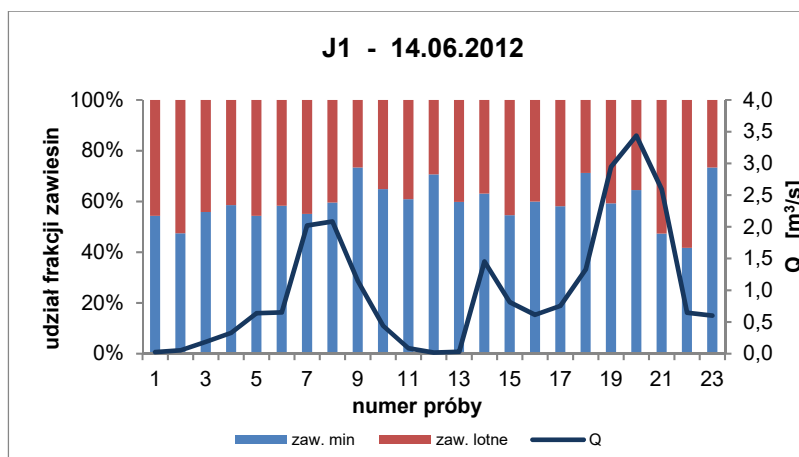
Rys. 27. Procentowy udział poszczególnych frakcji ChZT w całkowitym ChZT podczas aktywacji przelewu B1 w dniu 02.06.2011 r.



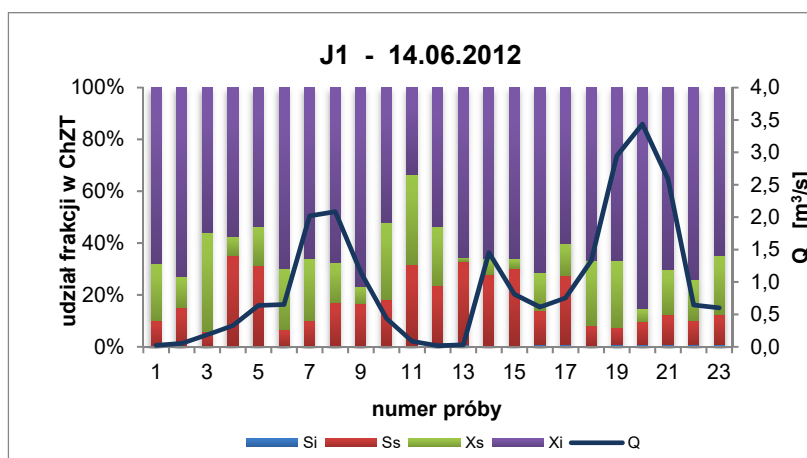
Rys. 28. Procentowy udział poszczególnych frakcji zawiesin w zawiesinach ogólnych podczas aktywacji przelewu J4 w dniu 07.06.2011 r.



Rys. 29. Procentowy udział poszczególnych frakcji ChZT w całkowitym ChZT podczas aktywacji przelewu J4 w dniu 07.06.2011 r.



Rys. 30. Procentowy udział poszczególnych frakcji zawiesin w zawiesinach ogólnych podczas aktywacji przelewu J1 w dniu 14.06.2012 r.



Rys. 31. Procentowy udział poszczególnych frakcji ChZT w całkowitym ChZT podczas aktywacji przelewu J1 w dniu 14.06.2012 r.

W przypadku frakcji ChZT zauważa się w badanych ściekach zrzucanych przelewami burzowymi wyższy udział frakcji ChZT nierozkładalnej biologicznie (X_i) związanej w zawiesinie. Tak jak w przypadku frakcji zawiesin ogólnych, wpływ na taki efekt ma udział wód deszczowych w mieszaninie ścieków. Zauważa się również, tak jak w przypadku aktywacji przelewu J4 w dniu 07.06.2011 r., że niektóre zrzuty w początkowej fazie trwania charakteryzują się wyższym udziałem frakcji biologicznie wolno rozkładalnej związanej w zawiesinie, której udział w trakcie trwania spływu ścieków maleje, powodując wzrost

udziału frakcji X_i . Zhou i in. (2008) również wykazali, że spadek udziału procentowego frakcji łatwo ulegającej biodegradacji spowodowany był efektem rozcieńczenia ścieków wodami opadowymi. Ponadto w swoich badaniach udowodnili wpływ ścieków przemysłowych na skład frakcyjny ChZT.

Udział frakcji ChZT rozpuszczonej biologicznie rozkładalnej (S_s) w trakcie trwania aktywacji przelewu również ulega zmianom, ale jej udział stanowi stosunkowo niewielki procent w ChZT całkowitym. Na przedstawionych rysunkach (rys. 27, 29, 31) praktycznie prawie niewidoczna jest frakcja rozpuszczona biologicznie nierozkładalna (S_i), ze względu na jej znikomy udział w porównaniu z pozostałymi frakcjami ChZT całkowitego. Frakcja ta nie ulega żadnym przemianom w procesie oczyszczania.

Podsumowując, ścieki ogólnospławne emitowane badanymi przelewami charakteryzują się większym udziałem frakcji nierozkładalnych lub wolno rozkładalnych biologicznie. Wynika to z procesu zmywania zawieszin ze zlewni oraz wymywania osadów kanałowych podczas wzmożonego przepływu ścieków spowodowanego intensywnym opadem, co przyczynia się do większej w nich ilości substancji zawieszonych.

5.5. Udział ładunku ścieków pogody suchej w całkowitym ładunku zanieczyszczeń zrzuconych przelewem burzowym

Biorąc pod uwagę fakt, jakim jest rola ścieków sanitarnych w ogólnym składzie ścieków i ładunków kierowanych podczas opadów przez przelewy do środowiska wodnego, niezwykle ważna jest dokładna ocena ich udziału w obciążeniu zanieczyszczeniami podczas okresów deszczowych. Konieczne zatem staje się posiadanie wiarygodnych danych odnośnie składu ścieków w okresach bezdeszczowych, szczególnie dla różnych zlewni w obrębie tej samej aglomeracji. Badania prowadzone przez Gasperi i in. (2008) na zlewni paryskiej wykazały, że stężenia oraz ładunki zanieczyszczeń ścieków podczas pogody bezdeszczowej pozostają dość jednorodne w skali rozpatrywanych zlewni (od 42 do 2580 ha). Takie obserwacje prowadzą do wniosku, że dane odnośnie składu ścieków i ładunku zanieczyszczeń z określonej zlewni mogą być ekstrapolowane na mniejsze lub większe zlewnie pod warunkiem ich podobnego zagospodarowania.

Panuje ogólne przekonanie, że przelewami burzowymi kanalizacji ogólnospławnej emitowana jest mieszanina ścieków sanitarnych oraz wód opadowych przy założeniu pełnego wymieszania w kanałach. Dzięki monitoringowi on-line przepływu, jak i składu ścieków, zastosowanemu na przelewie J1, podjęto próbę sprawdzenia tego założenia. Znając przepływy oraz stężenia zanieczyszczeń występujące podczas pogody suchej w komorze przelewu w ciągu doby, można określić udział ładunku pogody suchej w trakcie trwania aktywacji przelewu (biorąc pod uwagę początek i koniec zjawiska zrzutu). Kilka zjawisk przeanalizowano pod tym kątem.

Stężenie wskaźnika w zrzucie przez przelew burzowy, odpowiadające udziałowi pogody suchej, obliczono z rozcieńczenia, przy założeniu pełnego wymieszania w przekroju komory przelewu burzowego wg formuły:

$$c_{sPB} = \frac{c_s Q_s}{Q_{sum}} \quad (8)$$

gdzie:

c_{sPB} – stężenie wskaźnika w danej chwili doby w czasie pogody suchej (określone szacunkowo dla okresu działania przelewu w danym dniu),

Q_s – natężenie przepływu pogody suchej w danej chwili, określane wg średniego natężenia przepływu w okolicznych dniach oraz chwilowego współczynnika N_h dla pogody suchej w ciągu doby.

Q_{sum} – natężenie dopływu do komory przelewu w danej chwili (suma natężenia zrzutu przez przelew i natężenia odpływu wg przepływomierza NIVUS).

Ładunek rozcieńczonego wskaźnika pogody suchej obliczono wg formuły:

$$L_{sPB} = \sum_{i=1}^n Q_{PB} c_{sPB} \quad (9)$$

dla zakresu n kroków czasowych 1-minutowych w okresie działania przelewu.

gdzie:

L_{sPB} – ładunek rozcieńczonego wskaźnika pogody suchej,

Q_{PB} – przepływ przelewem burzowym,

c_{sPB} – j.w.

Wyniki analiz wstępnych wykazały, że udział ładunku pogody suchej w ogólnym ładunku zrzucanych ścieków zależy w dużej mierze od objętości zrzutu (pośrednio zatem od charakteru zjawiska opadowego). Zauważono, że przy niewielkiej objętości zrzutów procentowy udział pogody suchej sięgnął w przypadku aktywacji odpowiednio z dnia:

- 07.05.2012 – $V_{PB} = 487 \text{ m}^3$, 29,1% zaw. og., 68,3% BZT₅ i 42,2% ChZT,
- 2012.07.14 – $V_{PB} = 122 \text{ m}^3$, 27,8% zaw. og., 34,7% BZT₅ i 27,5% ChZT.

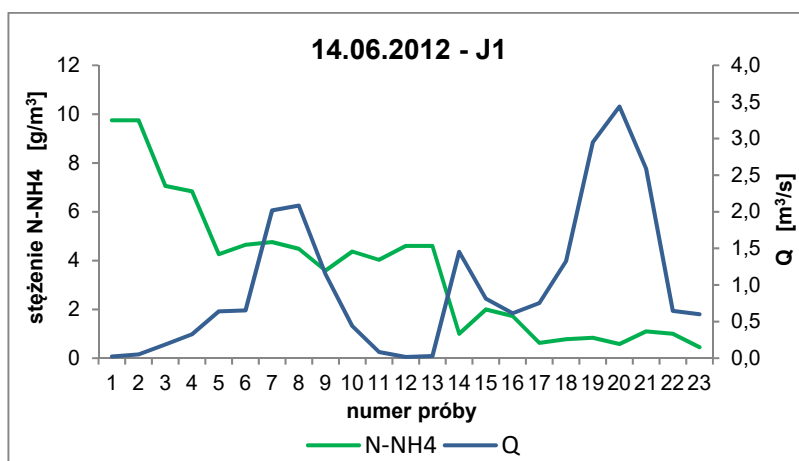
Dla maksymalnych zrzucanych objętości ścieków obserwowanych podczas okresu badań uzyskano znacznie niższy procent udziału pogody suchej wynoszący dla aktywacji z dnia:

- 14.06.2012 – $V_{PB} = 18\,401 \text{ m}^3$, 3,8% zaw. og., 40,3% BZT₅ i 19,3% ChZT,
- 2013.04.27 – $V_{PB} = 2\,597 \text{ m}^3$, 2,1% zaw. og., 21,0% BZT₅ i 8,7% ChZT.

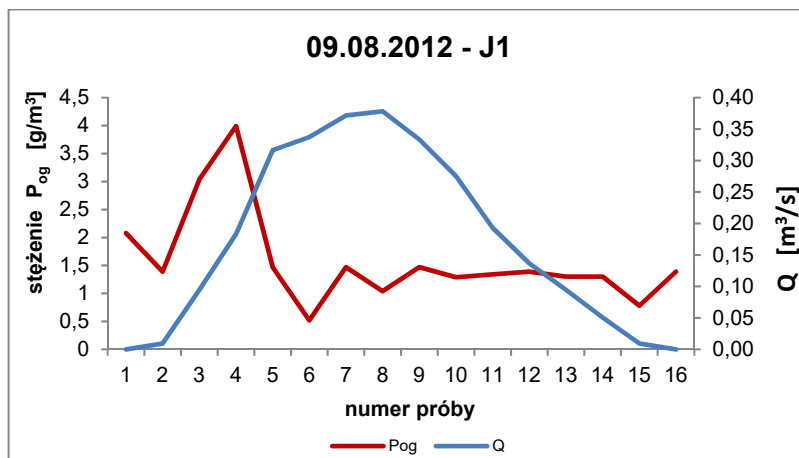
Ogólnie udział pogody suchej w całkowitym ładunku poszczególnych wskaźników podczas wstępnych analiz kształtował się w zakresie od 1,7% do 29,1% dla zawiesin ogólnych, między 7,9% a 68,3% dla BZT₅ oraz od 4,1% do 42,2% w przypadku ChZT. Bardzo ciekawy przypadek zauważono w dniu 27.04.2013

roku, gdzie na wielu wskaźnikach widać efekt pierwszej fali (opisany w punkcie 6), np. także dla ChZT, gdzie stężenia pod koniec zrzutu są nawet mniejsze od wynikających z rozcieńczenia pogody suchej. Przyczyną takiego wyniku najprawdopodobniej jest znaczne wymycie osadów kanałowych przez napływające wody opadowe w początkowej fazie przelewu oraz wypchnięcie z kolektorów w pierwszym rzędzie ścieków pogody suchej.

a)



b)



Rys. 32. Przykład trendu spadkowego stężenia: a) azotu amonowego w trakcie zrzutu ścieków ogólnospławnych przelewem J1 w dniu 14.06.2012 r., b) fosforu ogólnego w trakcie zrzutu ścieków ogólnospławnych przelewem J1 w dniu 09.08.2012 r.

Obserwując rozkład stężenia azotu i fosforu w trakcie spływu ścieków pogody mokrej w dopływie do oczyszczalni (Brzezińska 2006) oraz w ściekach emitowanych do odbiornika przez przelew, w większości przypadków zauważa się brak powrotu stężenia tego wskaźnika do poziomu pogody suchej wraz z zakończeniem aktywacji przelewu. Zaobserwowano w trakcie trwania aktywacji przelewu trendy spadkowe dla tych wskaźników (rys. 32).

Najprawdopodobniej wraz z dużą objętością szybko dopływających wód opadowych do kanalizacji ścieki pogody suchej nie ulegają pełnemu wymieszaniu, a wypychane są przez wody opadowe na zasadzie tłoka. W przypadku azotu amonowego w zdecydowanej większości praktycznie cały zrzucany ładunek pochodzi ze ścieków pogody suchej, a w niektórych przypadkach dotyczących fosforu wynika, że nawet pewne niewielkie stężenia tego wskaźnika są wnoszone przez wody opadowe. Wcześniej zjawisko to obserwowano także na dopływach do Grupowej Oczyszczalni Ścieków w Łodzi (Brzezińska 2006), czyli nie dotyczy to tylko przelewów, ale w ogóle kanalizacji ogólnospławnej. Efekty te są odpowiedzialne za zjawisko pierwszej fali zanieczyszczeń (patrz pkt. 6). Otrzymane wyniki wykazały, że jeśli chodzi o określenie ładunku zrzucanego przelewem, to nie można stosować w prosty sposób metody rozcieńczeń. Analiza ta wymaga jednak dalszych badań w celu określenia wpływu możliwych czynników na taki efekt.

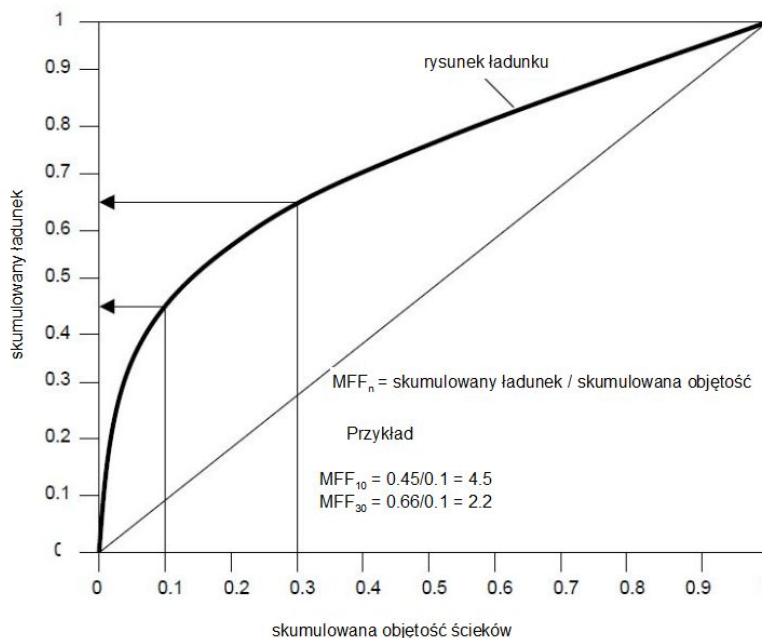
6. ANALIZA ZJAWISKA PIERWSZEJ FALI ZANIECZYSZCZEŃ NA PRZELEWACH BURZOWYCH

Ścieki ogólnospławne podczas intensywnych opadów niosą przede wszystkim zanieczyszczenia, które zostały nagromadzone w okresie suchej pogody występującej między poszczególnymi opadami. W zależności od warunków klimatycznych okres ten może trwać od jednego dnia nawet do kilku miesięcy. Pierwsza fala zanieczyszczeń jest zjawiskiem niepożądanym, biorąc pod uwagę zarówno jej wpływ na pracę oczyszczalni ścieków, jak i bezpieczeństwo odbiornika wodnego. Jej wystąpienie powodowane jest przez szereg różnych czynników (np. typ zanieczyszczenia, wielkość zlewni, rodzaj nawierzchni, stopień uszczelnienia), z których w konkretnym przypadku mogą mieć miejsce wszystkie lub tylko niektóre (He i in. 2001, Artina i in. 2006). Dodatkowo charakterystyka opadów i zagospodarowanie zlewni może znacząco wpłynąć na skład wód opadowych i ich transport w zlewni miejskiej (Gan i in. 2008, Munksgaard i Lottermoser 2010, Bian i in. 2011, Beck i Birch 2012, Wang i in. 2013), a w konsekwencji również w kanalizacji ogólnospławnej. Podstawowe znaczenie na możliwość wystąpienia efektu pierwszej fali mają:

- przepływ i skład ścieków suchej pogody (dobowe wahania stężenia zanieczyszczeń w zależności od pory dnia),
- intensywność spłukiwania zanieczyszczeń ze zlewni w czasie pogody mokrej (co jest ściśle powiązane z charakterem zjawiska opadowego),
- wymywanie osadów kanałowych (których występowanie zależy w znacznej mierze od charakterystyki systemu kanalizacyjnego i jego stanu technicznego),
- ilości dni pogody suchej między kolejnymi opadami.

Według większości autorów zajmujących się omawianą tematyką (Gupta i Saul 1996; Saget i in. 1996; Sansalone i Buchberger 1997; Bertrand-Krajewski i in. 1998; Deletic 1998; Skipworth i in. 2000; Stenstrom i Kayhanian 2005; McCarthy 2009; Obermann i in. 2009; Park i in. 2010; Chow i in. 2011; Verdaguer i in. 2014), tzw. pierwsza fala zanieczyszczeń występuje wtedy, gdy licząc od początku wystąpienia spływu ścieków wywołanych opadem, w pewnej ich niewielkiej objętości w stosunkowo krótkim czasie transportowany jest znaczny ładunek zanieczyszczeń. Można to zjawisko opisać jako wykorzystanie bezwymiarowego skumulowanego ładunku zanieczyszczeń w porównaniu do skumulowanej objętości spływu (rys. 33). Następne porcje spływu transportują pozostały, znacznie mniejszy ładunek zanieczyszczeń. Istnieje kilka interpretacji zależności objętości od transportowanego ładunku. Na przykład Bernard-Krajewski (1998) przyjął proporcję 30/80 (w 30% pierwszej objętości spływu transportowane jest 80% ładunku zanieczyszczeń), podczas gdy Deletic i Maksimovic (1998) zaproponowali bardziej restrykcyjne proporcje 20/80. Barco i in. (2008) zaproponowali inny

podział 20/50, co oznacza, że 50% ładunku zanieczyszczeń jest zawarte w pierwszych 20% objętości spływu. W ściekach emitowanych przelewami burzowymi kanalizacji ogólnospławnej badacze z reguły przyjmują definicję 40/20 (Park i in. 2010). Silnie zaznaczona pierwsza fala jest z reguły powiązana z małymi, mocno uszczelnionymi zlewniami (Ma i in. 2002) oraz specyficznymi parametrami opadu (Kang i in. 2006; Huang i in. 2007).



Rys. 33. Poglądowy rysunek występowania i obliczania pierwszej fali zanieczyszczeń

Interpretacja występowania pierwszej fali zanieczyszczeń może zatem stwarzać pewne problemy, chociażby ze względu na to, jakie proporcje powinny być brane pod uwagę. Dlatego niektórzy badacze zdecydowali się na alternatywną metodę wyznaczania tego zjawiska opartą na jego masowym współczynniku MFFR (Mass First Flush Ratio), którego wartość jest wynikiem ilorazu proporcji skumulowanego ładunku i skumulowanej objętości ścieków w danym punkcie (Stenstrom i Kayhanian 2005; Han i in. 2006; Barco i in. 2008; Li i in. 2015).

$$MFFR_n = \frac{\frac{\int_0^t c(t) \cdot Q(t) dt}{M}}{\frac{\int_0^t Q(t) dt}{V}} \quad (10)$$

gdzie:

t jest czasem przepływu (min) odpowiadającym n % części całkowitej objętości przepływu, C (t) oznacza stężenie zanieczyszczenia w czasie t (g/m^3), Q (t) to natężenie przepływu spływu w czasie t , M jest całkowitym ładunkiem analizowanego zanieczyszczenia (kg), V to całkowita objętość przepływu (m^3).

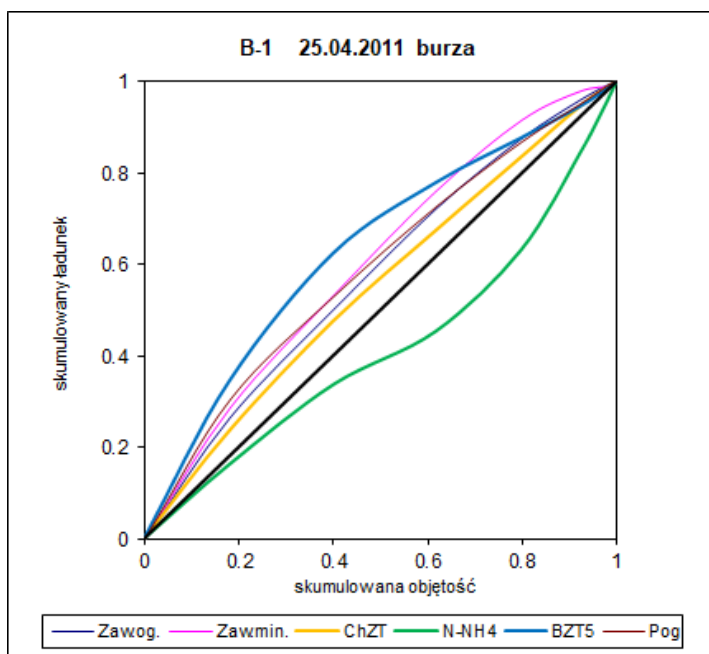
Zgodnie z definicją, MFFR jest równe zero w momencie rozpoczęcia opadu i zawsze jest równe 1,0 w momencie jego końca. Wartości większe niż 1 oznaczają pierwszą falę. Np. definicja 80:30 (Bertrand-Krajewski i in. 1998) daje wartość współczynnika $\text{MFFR} = 2,67$. Kang i in. (2006) wykazali, że wielkość pierwszej fali, wykorzystując współczynnik MFFR, można obliczyć jako funkcję nachylenia powierzchni zlewni, okresu suchej pogody między opadami oraz czasu trwania opadu. Współczynnik MFFR jest użytecznym narzędziem do ilościowego określania pierwszej fali i może posłużyć do badań statystycznych, regresyjnych lub innych, mających na celu zrozumienie wielkości pierwszej fali, charakteru opadów lub zlewni (Barco i in. 2008). Metoda ta jednak nadal oparta jest na tych samych bezwymiarowych krzywych i narzuconej arbitralnie definicji. Oczywiście jest zatem, że istnieje podstawowy problem związany z tradycyjną oceną występowania pierwszej fali, częściowo z powodu braku standaryzacji w metodologii jej wyznaczania. Inną sprawą wartą rozpatrzenia jest kwestia nagromadzenia zanieczyszczeń w czasie suchej pogody, a następnie ich spłukiwania ze zlewni podczas opadów. Dodatkowo zanieczyszczenia mogą łatwo lub trudno ulegać wypłukiwaniu przez opad ze względu na swoją strukturę i wielkość. Jak już wcześniej wspomniano, w dużej mierze występowanie zjawiska pierwszej fali uzależnione jest od charakteru opadu. Opad o odpowiedniej intensywności (typu burza, ulewny deszcz) ze względu na swoją energię jest w stanie wymyć większość nagromadzonych zanieczyszczeń i przetransportować je do kanalizacji. Opady o nieznacznym natężeniu nie mają takich możliwości, więc większość zanieczyszczeń najprawdopodobniej pozostanie na zlewni, nie wpływając tym samym na wzrost ich stężenia w sieci (Kang i in. 2008). Badania prowadzone przez Taylora (2006), McCarthy (2009) i Qin i in. (2016) wykazały, że w ściekach, dla niektórych wskaźników można zauważyć także „środkową” lub „ostatnią falę”, czyli wysokie stężenia zanieczyszczeń środkowej lub w ostatniej fazie spływu ścieków. Qin i in. (2016) opracowali logistyczny model spłukiwania zanieczyszczeń, który pozwala na rozpoznanie wszystkich trzech rodzajów fali.

Ze względu na różne podejścia badaczy i brak jednoznacznych metod wyznaczania pierwszej fali zanieczyszczeń Bach i in. (2010) zaproponowali nową technikę oceny wykrywania i charakterystyki tego zjawiska. Nowa technika wprowadziła dwa nowe parametry (V_{FF} i $P_{PFF/BG}$). Pierwszy z nich opisuje objętość spływu wymaganą do zredukowania początkowych stężeń zanieczyszczeń do poziomu tła (pogody suchej), a drugi opisuje statystyczne prawdopodobieństwo między stężeniem początkowym a stężeniem tła. Według autorów nowa metoda przedstawia szereg informacji, których tradycyjna metoda nie była w stanie zaoferować,

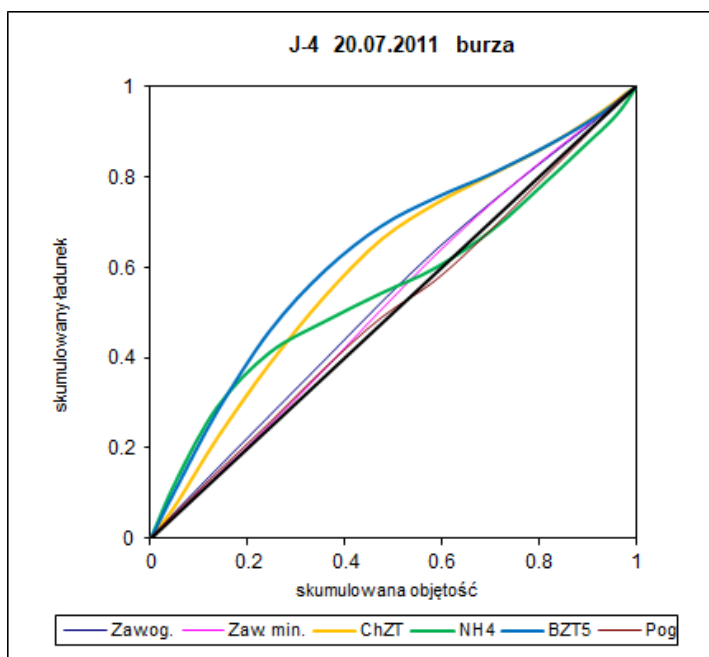
między innymi: 1) charakterystykę objętości pierwszej fali i siłę zmywania zanieczyszczeń w zlewni, 2) stężenia początkowe, które reprezentują ilość zanieczyszczeń w spływie, nagromadzonych na zlewni podczas suchej pogody, 3) stężenia tzw. tła, które są oczekiwane na zlewni po usunięciu zanieczyszczeń łatwo zmywalnych, 4) zdolność do wykrywania „ostatniej fali” i uwzględnienia cech, które są unikalne dla niektórych zanieczyszczeń. Jednak zdaniem autorów konieczne są dalsze prace nad pełnym rozwinięciem metodologii, w tym czynników wpływających na charakterystykę występowania pierwszej fali.

Według kilku autorów (Brombach i in. 2005; De Toffol i in. 2007; Mannina i Viviani 2009), porównując wielkość emitowanego ładunku pochodzącego z systemu rozdzielczego i ogólnospławnego, potwierdza się, że całkowity ładunek odprowadzany do odbiornika ogólnospławnym systemem kanalizacyjnym jest niższy, ale badania prowadzone nad występowaniem pierwszej fali zanieczyszczeń w odpływie, w zależności od systemu kanalizacyjnego, prowadzone przez Penga i in. 2016 wykazały, że występuje ona najczęściej podczas działania przelewów burzowych i jej występowanie układa się w porządku malejącym w następujący sposób: emisja zanieczyszczeń z systemu ogólnospławnego > emisja z systemu kanalizacji rozdzielczej z terenów handlowych > emisja z systemu kanalizacji rozdzielczej z terenów użyteczności publicznej (biura) > emisja z systemu kanalizacji rozdzielczej z terenów mieszkaniowych. Doniesienia w opisywanym temacie (Lee i in. 2004; Soller i in. 2005) wskazują również na sezonowość tego zjawiska, co przejawia się jego występowaniem przede wszystkim na początku sezonu opadowego poprzedzonego długim okresem pogody suchej utrzymującym się przez okres zimy. Badania opisane przez Kim i in. (2010) dotyczące splukiwania osadów kanałowych i ich wpływu na skład ścieków ogólnospławnych dodatkowo wskazały, że przez odpowiednie zarządzanie siecią możliwe jest ograniczenie emisji ładunku zawiesin ogólnych, czy ChZT, natomiast nie daje ono zadowalających efektów ograniczających skażenie bakteriologiczne.

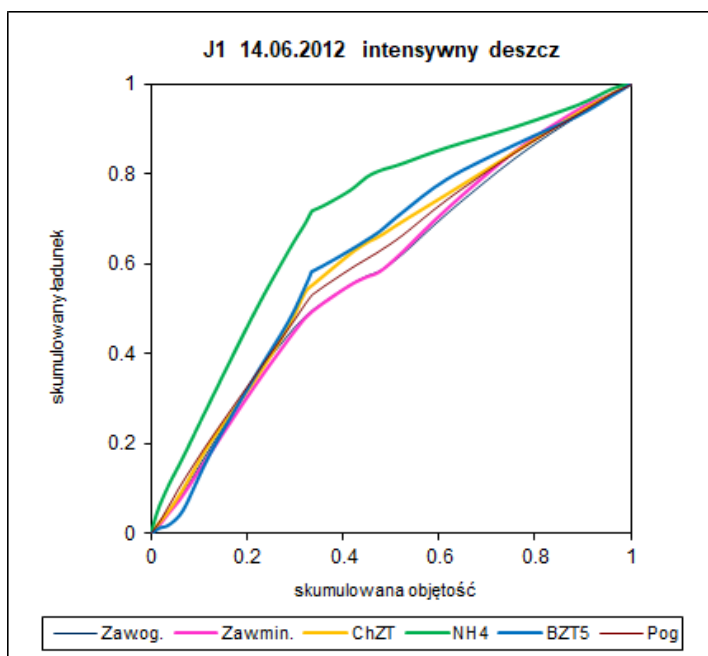
Analizę występowania pierwszej fali przeprowadzono dla wszystkich badanych wskaźników składu ścieków oraz przelewów B1, J4 i J1. Na rysunkach 34, 35, 36 przedstawiono przykłady występowania tego fenomenu. Jak opisuje literatura, pierwsza fala stosunkowo często występuje w przypadku przelewów burzowych. Jak również wspomniano, jej pojawienie się uwarunkowane jest wieloma czynnikami zewnętrznymi, ale wpływ na jej ewentualne istnienie ma także sama konstrukcja przelewu, czyli wysokość i długość krawędzi przelewu.



Rys. 34. Występowanie pierwszej fali zanieczyszczeń podczas aktywacji przelewu burzowego kanalizacji ogólnospławnej B1 w dniu 25.04.2011 r.



Rys. 35. Występowanie pierwszej fali zanieczyszczeń podczas aktywacji przelewu burzowego kanalizacji ogólnospławnej J4 w dniu 20.07.2011 r.



Rys. 36. Występowanie pierwszej fali zanieczyszczeń podczas aktywacji przelewu burzowego kanalizacji ogólnospławnej J1 w dniu 14.06.2012 r.

W ocenie występowania tego zjawiska zastosowano metodę MFFR. Przyjęto, że występowanie pierwszej fali dla analizowanych zjawisk będzie sprawdzone przy początkowej objętości spływu ścieków równej 20%. Wyniki analizy przedstawiono w tabeli 24.

W większości przypadków obserwowano pierwszą falę w początkowej 20% objętości spływu ścieków praktycznie dla wszystkich analizowanych wskaźników (wartość współczynnika powyżej 1). Na przykład dla przelewu B1 i zawiesin ogólnych, zjawisko to obserwowano dla 6 z 8 jego aktywacji z maksymalną wartością $MFFR_{20}$ równą 1,47. Dla przelewu J4 zaobserwowano śladowe występowanie pierwszej fali dla tego parametru, a podczas pracy przelewu J1 wystąpiła ona tylko w 6 na 16 zjawisk. Zawiesiny mineralne już rzadziej były powodem wystąpienia tego zjawiska (5 na 8 zjawisk) z maksymalną wartością współczynnika równą 1,59. Obie wartości należały do aktywacji przelewu B1 w dniu 25.04.2011 roku powodowanej intensywną burzą poprzedzoną stosunkowo długim okresem pogody suchej. Pierwsza fala, według tej metody silnie zarysowała się w trakcie tego zjawiska również dla ChZT, BZT₅ oraz fosforu ogólnego.

Tabela 26. MFFR₂₀ dla badanych laboratoryjnie aktywacji przelewów burzowych B1, J4 i J1

B1						
Data opadu	Zaw. og.	Zaw. min.	ChZT	BZT ₅	N-NH ₄	P _{og}
09.08.2010	1,21	1,40	1,31	1,28	1,10	n.o.
16.08.2010	1,00	0,98	1,18	0,70	1,37	n.o.
24.05.2011	1,47	1,59	1,31	1,91	0,90	1,69
01.05.2011	1,35	1,48	1,41	1,30	1,48	n.o.
22.05.2011	1,14	0,94	1,16	1,52	0,74	1,25
02.06.2011	1,06	1,11	1,16	1,04	1,64	1,12
20.07.2011	1,19	1,51	1,54	1,18	n.o.	n.o.
07.08.2011	1,46	0,66	0,41	1,20	n.o.	n.o.
J4						
21.05.2011	1,11	1,03	1,11	1,47	2,15	1,25
02.06.2011	1,06	0,82	1,76	1,92	1,87	1,28
08.06.2011	1,12	0,95	1,29	1,57	1,58	1,06
29.06.2011	1,00	0,97	0,87	0,89	1,12	1,26
20.07.2011	1,10	1,01	1,58	1,88	1,68	1,04
J1						
31.03.2012	0,68	0,50	0,83	0,87	1,36	1,01
21.04.2012	0,73	0,69	0,81	0,89	1,05	n.o.
07.05.2012	1,37	1,38	1,34	1,38	1,05	0,18
14.06.2012	1,61	1,52	1,57	1,61	2,28	1,63
21.06.2012	0,94	0,99	0,82	0,94	1,18	1,05
14.07.2012	0,88	0,84	0,96	0,86	1,03	1,15
26.07.2012	1,01	0,92	1,00	1,38	1,48	1,10
09.08.2012	1,01	0,95	1,26	1,37	1,41	1,86
20.08.2012	0,68	0,63	0,63	n.o.	1,12	0,99
12.09.2012	0,92	0,88	0,83	1,20	0,96	1,18
30.01.2013	0,89	0,86	0,91	1,12	0,98	1,07
27/28.04.2013	1,18	0,99	1,67	2,14	2,61	1,66
07.05.2013	0,76	0,86	0,86	0,99	1,18	n.o.
11.05.2013	0,98	0,81	1,12	1,21	1,29	1,10
20.05.2013	1,14	1,01	1,18	1,45	1,36	1,15
08/09.08.2013	1,43	1,33	1,55	1,58	1,33	0,92

Podczas działania przelewu J4 w 2011 roku nie zaobserwowano efektu pierwszej fali zanieczyszczeń dla zawiesin mineralnych. Wyraźnie natomiast zaznaczyło się ono dla ChZT i BZT₅ w 4 z 5 aktywacji. Każde działanie tego przelewu skutkowało natomiast wystąpieniem mocno zauważonej pierwszej fali dla azotu amonowego. Przelew J1, najlepiej przebadany, charakteryzował się zaznaczeniem tego zjawiska tylko w 3 przypadkach dla zawiesin mineralnych, w 7 dla ChZT. Stwierdzono fakt występowania tego efektu aż dla 11 aktywacji w przypadku azotu amonowego i 8 dla fosforu ogólnego. Najprawdopodobniej zaznacza się tu jeszcze stosunkowo znaczny udział ścieków pogody suchej w mieszaninie oraz możliwy udział osadów kanałowych (Bi i in. 2015 a; Xu i in. 2017). Jak wykazał Nazahiyah i in. (2007) w przypadku azotu amonowego pierwsza fala występowała tylko w zlewni mieszkaniowej, co potwierdziły przeprowadzone analizy własne (tab. 26). Badane ścieki pochodziły bowiem ze zlewni o znacznym udziale zabudowy mieszkaniowej. Z porównania danych tabelarycznych (tab. 26) największy średni procent transportowanych zanieczyszczeń w postaci zawiesin oraz ChZT w pierwszych 20% objętości zrzutu generował przelew B1. Jeśli chodzi o BZT₅ i związki biogenne to największy procent tych zanieczyszczeń w przypadku obserwowanej pierwszej fali dotyczył przelewu J4. Jak wykazała analiza, pierwsza fala może występować dla wszystkich wskaźników, ale może także tylko dla niektórych. Wyniki analiz potwierdziły wnioski przedstawione przez Penga i in. 2016, częstego pojawiania się tego zjawiska w przypadku kanalizacji ogólnospławnej.

W regionach, w których w przeważającej mierze wykorzystywana jest kanalizacja ogólnospławna, należy uwzględnić możliwość wystąpienia silnej pierwszej fali podczas projektowania lub modernizacji przelewów burzowych. Należy także dołożyć wszelkich starań, aby w jak największym stopniu przechwytywać i oczyszczać ścieki pochodzące z aktywacji przelewów burzowych, głównie z pierwszych okresów działania w roku.

7. CELOWOŚĆ DZIAŁAŃ ZMIERZAJĄCYCH DO OGRANICZANIA CZĘSTOŚCI AKTYWACJI PRZELEWÓW BURZOWYCH

Wyniki badań objętości i składu ścieków ogólnospławnych uzyskane zarówno podczas pogody suchej jak i mokrej są podstawą do odpowiedniego i optymalnego zarządzania pracą sieci kanalizacyjnej. Dają nieocenioną wiedzę o wielkości ładunku emitowanego do odbiornika przez przelewy burzowe, co pozwoli przygotować się do lepszej ochrony odbiorników wodnych. Dodatkowo, przedstawiając skalę tego zjawiska, wskazują pośrednio na konieczność ujmowania i zagospodarowania wód opadowych w miejscu ich powstawania, co skutkuje znacznym ograniczeniem objętości ścieków w kanałach podczas zjawisk opadowych. Zatem zrównoważone zagospodarowanie wodami opadowymi jest jednym z podstawowych czynników wspomagających działania na rzecz ograniczenia funkcjonowania przelewów burzowych oraz ochrony odbiorników ścieków.

Obserwowane zmiany klimatyczne objawiające się między innymi występowaniem intensywnych i nawałnych opadów (Willems i in. 2012a, 2012b) oraz postępującą urbanizacją wskazują na konieczność odciążenia hydraulicznego systemów kanalizacyjnych. Z wielu powodów nie tylko działania modernizacyjne na samej sieci są w stanie poprawić warunki jej pracy i ograniczyć objętość ścieków emitowanych przelewami burzowymi. Rozwiązań problemu należy upatrywać także w działaniu na zlewni. Aby podjąć odpowiednie decyzje co do poprawy pracy kanalizacji oraz ocenić skutki planowanych ingerencji w jej strukturę, przydatnym narzędziem stosowanym w tym celu jest symulacja komputerowa (Zawilski i Sakson 2010; Kaźmierczak i Kotowski 2012; Banik i in. 2014).

Jednym z rozwiązań problemu przepełnień w kanalizacji mogłoby być zastosowanie ruchomych krawędzi przelewów i wdrożenie systemu RTC (Real Time Control) (Maeda i in. 2005; Nielsen i in. 2010; Dirckx i in. 2011b).

Ze względu na bezpieczeństwo odbiornika, w tym sanitarne, nieodzowne jest opracowanie i wdrożenie rozwiązań znacznie ograniczających częstość działania przelewów do wartości wynikającej z obowiązujących aktów prawnych oraz w dostosowaniu do charakteru odbiornika. Ze względu na ścisłą zależność wielkości ładunku zanieczyszczeń kierowanego do odbiornika od charakteru opadów (Zawilski 1997, Gromaire-Mertz i in. 1999, Zawilski i Brzezińska 2004) oraz kierunku przemieszczania się chmury opadowej względem kierunku spływu ścieków (Zawilski i Brzezińska 2014a,b), a także czasem trwania pogody suchej i powiązaniem z tym stopniem zanieczyszczenia terenu zlewni (Kafi i in. 2008; Zawilski i Sakson 2010; Li i in. 2012) oraz ilością i możliwością wymywania osadów zalegających w sieci (Ashley i in. 2003; Rossi i in. 2005b; Banasiak i in. 2005) zadanie to wymaga zebrania i opracowania wielu danych pochodzących z różnych źródeł (opady, przepływy, skład ścieków). Dodatkowo należy także wziąć pod uwagę zmienny przepływ ścieków podczas suchej pogody w kanalizacji. W związku z tym zdarza się, że przelewy, do których ciałą duże zlewnie – mimo

przepisowego działania – mogą odprowadzać bardzo duże ładunki zanieczyszczeń, a przelewy działające częściej niż dopuszcza prawo, o przyporządkowanych mniejszych zlewniach, ładunki znacznie mniejsze, co opisano szerzej w punkcie 5.2 i 5.3 niniejszej pracy.

7.1. Działania w systemie kanalizacyjnym

7.1.1. Zbiorniki retencyjne

Jedną z metod hydraulicznego odciążania kanałów, która jednocześnie pozwala na ograniczenie ilości zanieczyszczeń trafiających do odbiornika, jest wybudowanie na sieci kanalizacyjnej zbiorników retencyjnych (Kisiel i in. 2008). Ze względu na możliwości ich lokalizacji mogą one być usytuowane bezpośrednio na sieci lub/i na burzowcach w celu przechwytywania i późniejszego oczyszczania ścieków, które w tym przypadku byłyby emitowane do odbiornika bez podczyszczenia. Zaletą dodatkowego zbiornika na burzowcu jest większe ograniczenie częstości działania przelewów, a jeśli już taka aktywacja nastąpi, to pierwsza partia zanieczyszczonych ścieków zamiast do odbiornika trafi do oczyszczalni, zmniejszając tym samym ogólny ładunek zanieczyszczeń kierowany do środowiska wodnego.

Co prawda niemal zawsze na wylocie z burzowca znajdują się kraty lub sita o ustalonej wielkości oczek, jednak bardzo niska efektywność tej metody, ograniczona jest do wyłapywania ze ścieków niemal wyłącznie ciał wleczonych o znacznych rozmiarach i sprawia, że jest ona praktycznie bezużyteczna, gdy stosowana jest jako jedyna metoda podczyszczenia. Powinna być ona wykorzystywana wyłącznie jako wstępna obróbka przed kolejnymi urządzeniami (Królikowska i Królikowski 2012; Dębowska i Królikowska 2014).

7.1.2. Regulacja wysokości krawędzi przelewu

Kolejną możliwością ograniczenia ładunku zanieczyszczeń trafiającego do odbiornika jest regulacja wysokości krawędzi przelewów. Przeprowadzono szeroką analizę w tym temacie w obrębie zlewni rzeki Jasień w Łodzi (przelewy J1-J7) z wykorzystaniem modelowania hydrodynamicznego przy użyciu programu komputerowego US EPA SWMM (The United States Environmental Protection Agency Storm Water Management Model) 5.0.022 oraz rzeczywistych danych opadowych z lat 2009-2011 zawierających zjawiska o dużej intensywności i różnym charakterze (Brzezińska 2017). Przeanalizowano szereg wariantów uwzględniających zmiany wysokości krawędzi przelewów w różnych konfiguracjach w odniesieniu do wariantu istniejącego. Początkowo rozważono warianty podnoszenia krawędzi wszystkich przelewów o stałą wartość. Sprawdzenie działania systemu kanalizacyjnego i przelewów burzowych rozpoczęto od stanu

rzeczywistego (opcja oznaczona symbolem „0”), a następnie podnoszono krawężdzie przelewów o stałą wartość co 5 cm od stanu rzeczywistego do wartości podniesienia o 30 cm.

W dalszej części przystąpiono do wariantowej regulacji wysokości krawędzi przelewów J1-J7 (warianty A-F), której celem było znalezienie optymalnego rozwiązania, w pełni wykorzystującego możliwości retencyjne sieci kanalizacyjnej, powodującego ograniczenie częstości działania tych obiektów do ustalonej prawem przy jednoczesnej związanej z tym minimalizacji objętości zrzucanych nieoczyszczonych ścieków do rzeki Jasień. Różnicowanie wysokości krawędzi w poszczególnych komorach przelewów burzowych było dość skomplikowane ze względu na wpływ jednego przelewu na kolejny, usytuowany poniżej. Pięć przelewów rozmieszczonych jest w dwóch ciągach (rys. 5), których granicę stanowi rzeka Jasień. Połączenie kanałów, transportujących większość ścieków ze zlewni, występuje w pobliżu przelewu J2, natomiast przelewy J1 i J3 są osobnymi, niezależnymi przelewami. Dla wyjaśnienia interpretacji tabeli 27, np. wariant A polegał na podniesieniu krawędzi przelewu J1 o 20 cm, J2 o 40 cm, J3 o 20 cm, J4 o 25 cm, J5 o 20 cm, i J7 o 25 cm, a wysokość krawędzi przelewu J6 pozostawiono bez zmian (działanie tego przelewu nie przekraczało ustalonej prawem liczby 10 wzbudzeń w roku). W wariantcie D zaproponowana regulacja polegała na podniesieniu krawędzi przelewów J1, J2 J3, J4 i J5 odpowiednio o 20, 40, 20, 40 i 40 cm, podczas gdy krawędź przelewu J6 obniżono o 25 cm, a przelew J7 pozostawiono bez zmian. W podobny sposób należy rozumieć pozostałe warianty przyjęte do analizy.

Tabela 27. Warianty A-F zmian wysokości krawędzi przelewów (Brzezińska 2017)

Przelewy burzowe		Warianty obliczeniowe						
		"0"	A	B	C	D	E	F
J1	zmiana wysokości krawędzi przelewu względem rzeczywistej "0" [cm]	0,31	+20	+20	+20	+20	+20	+20
0,51			0,51	0,51	0,51	0,51	0,51	
J2		1,03	+40	+40	+30	+40	+40	+40
			1,43	1,43	1,43	1,43	1,43	1,43
J3		0,32	+20	+20	+20	+20	+20	+20
			0,52	0,52	0,52	0,52	0,52	0,52
J4		0,70	+25	+30	+30	+40	+30	+30
			0,95	1,00	1,00	1,10	1,00	1,00
J5		0,69	+20	+30	+30	+40	+40	+30
			0,89	0,99	0,99	1,09	1,09	0,99
J6		0,45	0	-25	-25	-25	0	0
			0,45	0,20	0,20	0,20	0,45	0,45
J7		0,35	+25	+25	0	0	+25	+25
			0,60	0,60	0,35	0,35	0,60	0,60

Analiza powyższych wariantów wykazała, że nie jest możliwe jednoznaczne określenie najkorzystniejszego z nich. Nie można bowiem postawić tylko jednego kryterium, związanego z częstością działania przelewów w ciągu roku. Należy wziąć pod uwagę jeszcze kilka innych czynników. Z tego względu dokonano osobnej oceny wariantów pod względem między innymi rocznej liczby zrzutów ścieków z przelewów burzowych do rzeki Jasień oraz objętości ścieków zrzucanych przez przelewy, a także możliwych podtopień budynków i wylań na teren. Wyniki symulacji wykazały, że żaden z badanych wariantów nie zapewnia określonej prawem dopuszczalnej liczby zrzutów do 10 razy na rok (Dz.U. 2014, poz. 1800) dla wszystkich siedmiu przelewów. Wyniki najbardziej zbliżone do odpowiadających rozporządzeniu obrazuje wariant B oraz F. W oparciu o wyniki symulacji oraz wyżej wymienione kryteria, jako optymalny przyjęto wariant F.

Oczywiście ustawienie optymalnych wysokości krawędzi, z możliwością ich regulacji, ogranicza emisję zanieczyszczeń do odbiornika, ale nie zawsze pozwala na ograniczenie częstości działania tych obiektów do 10 w roku. Dodatkowo należy mieć na uwadze to, że podnoszenie krawędzi powoduje jednocześnie dociążenie oczyszczalni w okresie opadów, zarówno hydraulicznie jak i ładunkiem zanieczyszczeń. Jak wynika z przeprowadzonej analizy dla rzeczywistej zlewni, zastosowanie jedynie regulacji krawędzi przelewów nie rozwiązuje całkowicie problemu funkcjonowania urządzeń odciążających system kanalizacji ogólnospławnej. Wielu eksploatorów sieci uważa, że taka stosunkowo niedroga i prosta operacja (w większości przypadków polegająca na podwyższeniu krawędzi przelewów) może być rozwiązaniem problemów działania przeciążonego systemu kanalizacyjnego. Jednak wyniki przeprowadzonej analizy wykazały, że takie rozwiązanie nie jest w pełni poprawne. Podniesienie wysokości krawędzi przelewów może być także przyczyną znacznie większego niebezpieczeństwa, jakim jest skażenie zlewni na skutek wzmożonego wylewania nieoczyszczonych ścieków na powierzchnię terenu w czasie intensywnych opadów. Dodatkowo może zaistnieć problem podtopienia przykanalików i piwnic przy braku sprawnych zaworów zwrotnych (częsty przypadek w starym budownictwie). W związku z tym korzystne wydaje się połączenie kilku metod, a przede wszystkim ograniczanie spływu wód opadowych ze zlewni do sieci kanalizacyjnej poprzez ich zagospodarowanie w miejscu powstawania.

7.1.3. System Real Time Control (RTC)

Coraz częściej na świecie w usprawnieniu pracy systemów kanalizacyjnych stosowana jest metoda RTC polegająca na sterowaniu siecią w czasie rzeczywistym. Opomiarowanie sieci pozwala na wykorzystywanie w optymalny sposób zdolności retencyjnej kanałów (choć przykład Wrocławia wykazał, że objętość ta jest stosunkowo niewielka) (Zawilski i in. 2015) oraz daje możliwość napełniania i opróżniania zbiorników retencyjnych na sieci w czasie zmiennych przepływów, szczególnie podczas opadów, minimalizując tym samym ładunek zanieczyszczeń zrzucany do odbiornika.

Podczas gdy większość przykładów zastosowania RTC skupia się na hydraulicznym systemie (między innymi zmniejszeniu objętości zrzucanych ścieków przelewami), w literaturze przedstawiono tylko kilka przykładów RTC opartych na pomiarze składu ścieków. Czujniki składu ścieków on-line, które są powszechnie stosowane do kontroli oczyszczalni ścieków, coraz częściej instalowane są w miejskich systemach odwadniających, umożliwiając powszechny rozwój strategii RTC opartej na jakości ścieków. Hoppe i in. (2011) oraz Lacour i Schuetze (2011), na przykład, pokazali możliwość wykorzystania czujników on-line mierzących mętność dla RTC w skali lokalnej. Co więcej, mając dane o składzie ścieków, można uwzględnić w strategii kontroli jakość odbiornika, zmniejszając wpływ przelewów burzowych w najbardziej newralgicznym punkcie sieci i w najbardziej newralgicznym momencie.

Jak wykazały badania prowadzone na zlewni Kessel-Lo w Belgii system RTC okazał się najlepszym narzędziem do minimalizacji funkcjonowania przelewów burzowych oraz rozwiązaniem pozwalającym na znaczną elastyczność w przyszłym zarządzaniu systemem (Drickx i in. 2011b). Badania prowadzone przez Vezzaro i in. (2014) wykazały, że system RTC sprawdza się w szczególności dla aktywacji przelewów o średniej wielkości spływu, tj. tych, w których RTC miał potencjał optymalizacji przetrzymania nadmiaru ścieków w systemie. Poza tym, kontrola oparta na badaniu składu ścieków na wlocie do oczyszczalni pozwoliła, poprzez lepszą retencję w systemie, uniknąć dopływu nagłego znacznego ładunku zanieczyszczeń mogącego rzutować na proces biologicznego oczyszczania, a tym samym na skład oczyszczonych ścieków kierowanych do odbiornika.

7.2. Działania na zlewni

Często zapomina się, że ograniczanie emisji zanieczyszczeń zrzucanych wraz ze ściekami powinno zaczynać się nie w sieci kanalizacyjnej, lecz u źródła problemu, czyli na zlewni. W dobie postępującej urbanizacji mocno zmienia się strategia odpływu wód deszczowych ze zlewni. Jednocześnie nie tylko w Polsce, ale w całej Europie zmienił się sposób myślenia o problemach związanych z zasobami wodnymi. Obecnie europejska polityka wodna opiera się na zasadach zintegrowanego zarządzania zasobami wodnymi (Integrated Water Resources Management – IWRM), które zakładają m.in., że zlewnia hydrograficzna stanowi podstawowy obszar wszelkich działań planistycznych i decyzyjnych (Mrozik i in. 2014). Wcześniej znaczna część opadu ulegała naturalnej retencji i infiltracji. W trakcie rozbudowy miast i doszczelniania powierzchni wody opadowe w znacznych ilościach kierowane są do systemów kanalizacyjnych. Konsekwencją takiego działania jest obniżenie poziomu wód gruntowych, pogorszenie mikroklimatu w mieście oraz możliwość występowania lokalnych podtopień lub nawet powodzi, w zależności od intensywności zjawiska opadowego i stopnia uszczelnienia zlewni oraz użytego do tego celu materiału (Mrowiec i Suchanek 2015). Zastosowanie wielu prostych rozwiązań na zlewni pozwalających na ograniczenie spływu wód opadowych kierowanych do kanalizacji, pozwoliłoby

oprócz poprawienia walorów jakości powietrza i podniesienia atrakcyjności życia mieszkańców (Bowler i in. 2010; Li i in. 2010; Małuszyńska i in. 2014), ograniczyć między innymi możliwą liczbę aktywacji przelewów burzowych oraz emitowany tą drogą do odbiornika ładunek zanieczyszczeń.

7.2.1. LID – (Low Impact Development)

Możliwością ograniczenia ilości wód opadowych w kanalizacji jest zastosowanie rozwiązań o niskim oddziaływaniu na środowisko tzw. LIDów. Koncepcja, która powstała w Stanach Zjednoczonych, polega na takim planowaniu przestrzennym nowych i rewitalizowanych terenów miejskich, które uwzględniają specyfikę krajobrazu (np. ukształtowanie, budowę geologiczną, obecność ekosystemów wodnych i lądowych) jako ramy do rozwoju przestrzeni miejskiej. Takie podejście ogranicza negatywny wpływ zabudowy na funkcjonowanie nowo zagospodarowanej zlewni i sąsiadujących przestrzeni oraz systemu przyrodniczego. Opad wykorzystywany jest w miejscu jego wystąpienia, w oparciu o retencję krajobrazową, wspomaganą rozwiązaniami technicznymi. Należą do nich bioretencja, powierzchnie przepuszczalne, niecki, profilowane ulice i nachylenie w kierunku terenów zielonych, obszary roślinne, zbierające spływ z powierzchni nieprzepuszczalnych, skrzynki rozsączające, przywracanie naturalnego odwadniania i filtracji. Stosując takie rozwiązania można spodziewać się obniżki objętości spływu opadowego w zakresie 15-30% (Villareal i in. 2004). Dostrzeżono także szczególną rolę obiektów LID w ograniczeniu działania przelewów burzowych. Obiekty te według analiz na zlewni Brooklyn w Nowym Jorku są konkurencyjne w stosunku do tradycyjnych zbiorników sieciowych pod względem ekonomicznym (Montalto i in. 2007). Liu i in. (2015) w swoich analizach wykazali wysoką skuteczność LIDów w oczyszczaniu ścieków. W zależności od rodzaju filtra (paski trawy lub zagłębienia-niecki porośnięte trawą) uzyskali obniżenie stężenia badanych zanieczyszczeń typu zawiesiny ogólne, azot ogólny, azot Kjeldahla oraz wybranych metali: Cd, Cu, Pb, i Zn odpowiednio o 89%, 67-69%, 67-82%, 86-92%, 83%, 92-95% i 89-94%.

Dodatkowo, należy wspomnieć o regularnym czyszczeniu powierzchni uszczelnionych, czy podniesieniu poziomu chodników względem przylegającej do nich zieleni, co potrafi dać niezwykle wymierne korzyści (Bartnik 2016). Stosowanie powierzchni z materiałów przepuszczalnych, umożliwiających wsiąkanie do gruntu pozwala na złagodzenie skutków wzmożonego spływu opadowego, a montaż ażurowych płyt (z miejscem dla powierzchni biologicznie czynnych), gdzie w wolnej przestrzeni rośnie trawa pozwala także na proces podczyszczania o dużej efektywności przedstawionej powyżej.

Kolejną możliwością retencji wód opadowych w mieście mogą być zielone ściany. Ich zdolność retencji w porównaniu z wydajnością dachów zielonych (omówionych w punkcie 7.2.2) jest zdecydowanie niższa, ale ze względu na walory estetyczne oraz możliwości poprawy mikroklimatu stanowią jeden z czynników, który powinien być brany pod uwagę w połączeniu z innymi rozwiązaniami.

Rozwiązaniami, które stosuje się bezpośrednio w korytach rzecznych lub ich sąsiedztwie, są zbiorniki retencyjne zwiększające pojemność retencyjną rzeki, łagodząc ekstremalne przepływy burzowe. Zbiorniki na ogół stanowią ważne elementy krajobrazu miasta, podnoszą jego wartość przyrodniczą oraz pełnią funkcje estetyczne, edukacyjne i rekreacyjne (Wagner i Krauze 2014). Mogą one przejąć wody opadowe i odciążyć kanalizację ogólnospławną lub deszczową.

Innym sposobem retencji i filtracji do gruntu są skrzynki rozsączające. Symulacje przeprowadzone przez Zawilskiego i Sakson (2010) przy założeniu, że będą do nich doprowadzane spływy z 75% powierzchni uszczelnionej wykazały (w zależności od przyjętych warunków brzegowych oraz charakterystyki opadów), że możliwe jest zretencjonowanie od 22% do 61% objętości spływu opadowego. Najlepszą skuteczność zaobserwowano w przypadku opadów długotrwałych o umiarkowanym natężeniu, co wiąże się z wykorzystaniem zdolności chłonnych gruntu.

Analizując warunki łódzkie, opisano możliwości zrównoważonego zagospodarowania wodami opadowymi, gdzie rozpatruje się to także w odniesieniu do przelewów burzowych (Zawilski in. 2014c). W artykule tym zaproponowano techniczne i technologiczne rozwiązania problemu zagospodarowania wód opadowych, których celem jest zmniejszenie ich dopływu do systemu kanalizacyjnego miasta.

Jak pokazują powyższe dane, zastosowanie takich rozwiązań daje duże możliwości zmniejszenia objętości wód opadowych w kanalizacji przez ich retencję w miejscu powstawania, co przekłada się na redukcję działania przelewów burzowych oraz ładunku zanieczyszczeń kierowanego od odbiornika.

Można stwierdzić, że najlepsze rezultaty otrzymuje się z połączenia działań zarówno na zlewni, jak i w systemie kanalizacyjnym. Powyższe rozważania, zanim zostaną wdrożone, mogą być sprawdzone co do swojej zasadności przez zastosowanie modelowania (np. model SWMM), którego wyniki pozwolą ocenić możliwości stosowania tylko konkretnych lub kilku jednocześnie metod i rodzajów urządzeń, ich liczby oraz zdolności redukcji spływu wód opadowych do kanalizacji.

7.2.2. Dachy zielone

Ze względu na swój specyficzny charakter i funkcję dachy zielone wydzielono z grupy urządzeń typu LID (Low Impact Development), które omówiono szerzej w punkcie 7.2.1.

Ten rodzaj rozwiązania, oprócz walorów estetycznych, posiada główną zaletę jeśli chodzi o odprowadzanie wód opadowych. Oprócz miejscowej retencji (infiltracja i ewotranspiracja) zadaniem dachu zielonego jest także ograniczanie szybkości odpływu wody z intensywnych deszczy, co wpływa na odciążenie systemów kanalizacyjnych. Według Teemusk i Mander (2007) odpływ wód opadowych może nastąpić z 9-godzinnym opóźnieniem w porównaniu do dachu tradycyjnego, gdzie odpływ następuje praktycznie natychmiast (lub kilka minut) po rozpoczęciu opadu.



Zdj. 7. Przykład dachu zielonego – Biblioteka Uniwersytetu Warszawskiego w Warszawie
źródło zdjęcia: www.google.com/search?q=dach+zielony+biblioteki+warszawskiej+zdjęcia

Badania prowadzone nad zdolnością retencji dachu zielonego, (w zależności od jego wielkości, charakteru, roślinności, klimatu) wykazały możliwość zagospodarowania opadu nawet w 100% (Getter i Rowe 2006). Wielkość retencji tych obiektów zależy w dużej mierze od wysokości opadu (Carter i Rasmussen 2006), i tak przy wysokości opadu 5,4 mm retencja spadła do 39%, a dla 13 mm opadu dla dachu ekstensywnego retencja spadła aż o 90%. Teemusk i Mander (2007) zaobserwowali prawie 86% retencję dla opadu około 2 mm. Dla intensywnych opadów powyżej 12 mm praktycznie nie zaobserwowano już znaczącej różnicy w objętości spływu między dachem zielonym a dachem referencyjnym. Według badań prowadzonych przez Bursztę-Adamiak (2014a,b) dachy zielone z zastosowaniem drenażu magazynującego pozwoliły na pełne zatrzymywanie opadów o wysokości nawet 10 mm/dobę. Dodatkowo w zależności od rodzaju dachu (wysokość i rodzaj warstwy drenażu) wyniki analiz wykazały możliwość retencji opadu od 82,5% do 85,7% w porównaniu z dachem referencyjnym, gdzie zatrzymano 52,5% opadu (Burszta-Adamiak 2012). Symulacje wykonane przez Sakson i Berlińskiego (2014) wykazały, że dla powierzchni dachów zielonych równej 18 300 m² redukcja odpływu wód opadowych była około 30%. Według danych na rok 2011 (Baranowska 2011) w Polsce występuje szacunkowo 215 tys. m² zielonych dachów, co daje około 90,3 milionów litrów zretencionowanej w ten sposób wody opadowej.

Jak pokazują badania jest to jedna z kluczowych możliwości ograniczania spływu wód deszczowych do kanalizacji. Jednak ze względu na odpowiednią konstrukcję dachów takie rozwiązania preferowane są w nowo powstałych obiektach użyteczności publicznej lub domach jednorodzinnych. Dlatego obecnie zastosowanie tylko takiego rozwiązania nie rozwiązuje w pełni problemu znacznych objętości wód opadowych w kanalizacji ogólnospławnej.

8. MODEL SZACOWANIA ŁADUNKU ZANIECZYSZCZEŃ EMITOWANEGO PRZEZ PRZELEWY BURZOWE KANALIZACJI OGÓLNOSPŁAWNEJ

Jak opisywano we wcześniejszych fragmentach pracy, całkowita eliminacja przelewów burzowych w kanalizacji ogólnospławnej jest z wielu powodów trudna do wykonania. Przede wszystkim sieć ta, jako najstarsza, umiejscowiona jest w obrębie centrów miast, gdzie chociażby ze względu na wąskie ulice i zwartą zabudowę w tym rejonie przekształcenie jej w rozdzielczą nie jest możliwe. Dodatkowo liczne zmiany związane z postępem urbanizacji, czyli podłączanie nowych obiektów do istniejącej sieci, wzrost udziału terenów nieprzepuszczalnych w ogólnej powierzchni zlewni oraz zachodzące zmiany klimatyczne uwypuklają problem funkcjonowania przelewów. Jak przedstawiono w punkcie 5.3 i 5.4 skład ścieków odprowadzanych przez te urządzenia jest bardzo zmienny i zależy m.in. od charakteru użytkowania gruntów w zlewni, od parametrów hydraulicznych systemu kanalizacyjnego oraz od udziału wód opadowych w mieszaninie ścieków ogólnospławnych, na co z kolei wpływa charakter opadu.

Ciągłe monitorowanie przelewów jest kosztowne i czasami skomplikowane z przyczyn technicznych. Dlatego, ze względu na dużą wagę jaką przykładają się do ograniczania aktywacji przelewów burzowych kanalizacji ogólnospławnej, poszukuje się prostszych, mniej kosztownych, ale równie dokładnych metod szacowania ilości i składu ścieków opuszczających te urządzenia (Lacour i in. 2009; Hannouche i in. 2017; Montserrat i in. 2017).

Jak zauważył Direkx i in. (2011b), modelowanie i monitorowanie składu ścieków są pracochłonne i/lub bardzo skomplikowane, dlatego monitorowanie objętości ścieków wydaje się najprostszą opcją do oceny zmniejszenia częstości działania przelewów burzowych przy stosunkowo niskich kosztach. Dodając do tego pomiary opadów, prawdopodobne jest opracowanie uproszczonej metody emisji zanieczyszczeń z przelewów w burzowych (Schroeder i in. 2011; Isel i in. 2014; Montserrat i in. 2015). Badania przeprowadzone przez Casadio i in. (2010) wskazały na pewne korelacje między zawiesinami ogólnymi a takimi wskaźnikami, jak BZT₅, ChZT, czy fosfor ogólny. Podobne rezultaty uzyskano w prezentowanych przez autorkę wynikach badań własnych (punkt 5.3). Z literatury tematu wynika, że w zależności od przyjętych metod można uzyskać znacząco różne wyniki dotyczące oceny ładunku oraz objętości ścieków ogólnospławnych zrzuconych przelewami (Engelhard i in. 2008; Kim i in. 2009; Gamerith i in. 2011; Sandoval i in. 2013).

Generalnie istnieje trudność w prognozowaniu emisji zanieczyszczeń z przelewów burzowych powodowana dwoma podstawowymi czynnikami, jakimi są 1 – zmienność i charakter opadów odpowiedzialnych między innymi za spłukiwanie zanieczyszczeń ze zlewni oraz 2 – możliwość wystąpienia efektu pierwszej fali zanieczyszczeń, które pojawiają się znowu od kolejnych czynników.

W pracach dotyczących prognozowania ładunku zanieczyszczeń kierowanych do odbiornika podczas pracy przelewów, w oparciu o regresję wieloraką, brano pod uwagę wysokość i intensywność opadów oraz wielkość skanalizowanej zlewni. Otrzymywane wyniki wykazywały jednak wysoką niepewność.

Ze względu na wymienione powyżej dwa podstawowe czynniki odpowiedzialne przede wszystkim za emisję zanieczyszczeń, opracowanie i kalibracja wiarygodnego modelu spłukiwania zanieczyszczeń z powierzchni zlewni może powodować problemy, w szczególności w przypadku niepowtarzalnego charakteru opadów i wielu innych powiązanych ze sobą czynników. Ponieważ skuteczna ochrona wód odbiornika na obszarach zurbanizowanych wymaga szerokiej wiedzy na temat składu zanieczyszczeń oraz formy ich występowania w ściekach odprowadzanych między innymi przez przelewy burzowe, konieczne jest przeprowadzanie długotrwałych, kosztownych i technicznie złożonych badań. Aby je ograniczyć i uzyskać zadowalające wyniki, coraz częściej poszukuje się prostszych, ale skutecznych metod szacowania wielkości emisji zanieczyszczeń.

Rozdział ten powstał między innymi na podstawie dwóch prac autorki. Opracowanie modelu prognozującego emisję zanieczyszczeń pochodzących z przelewów burzowych rozpoczęto w 2014 roku (Brzezińska i in. 2014b). Ze względu na wiele czynników wpływających na ilość i jakość ścieków kierowanych do odbiornika przez przelewy kanalizacji ogólnospławnej, ważne jest opracowanie prostej formuły matematycznej uwzględniającej najważniejsze czynniki. Należy zauważyć, że taki uproszczony wzór służy do przybliżonego określenia tylko wielkości emitowanego ładunku i nie może wyjaśnić wszystkich konkretnych zjawisk cząstkowych. Badania wykazały, że zanieczyszczenie spływu powierzchniowego, biorąc pod uwagę gromadzenie się zanieczyszczeń w zlewni i w kanałach podczas suszy, ma szczególnie wpływ na oszacowanie ilości zanieczyszczeń emitowanych do odbiornika.

Biorąc pod uwagę obserwacje poczynione podczas badań (Brzezińska i in. 2014b), do dalszej analizy wybrano następujące parametry, które mogą mieć wpływ na emisję zanieczyszczeń z przelewów burzowych:

- natężenie opadów,
- okres pogody suchej przed zjawiskiem,
- całkowita objętość dopływu do komory przelewu burzowego i zrzutu ścieków przez przelew,
- całkowita objętość ścieków suchej pogody przyjęta dla tych samych godzin co działanie przelewu.

Aby oszacować ładunek zanieczyszczeń podczas pogody mokrej, ładunek pochodzący ze zdarzenia opadowego dodawany jest do ładunku zanieczyszczeń suchej pogody. Dla pogody suchej i każdej aktywacji przelewu zastosowano w modelu stężenie zanieczyszczeń wazone przepływem. W szczególności stężenie składnika pogody mokrej C_r , skalkulowanego na dopływie do komory przelewu jest równe:

$$C_r = \frac{L_{mp} - L_{sp}}{V_{mp} - V_{sp}} \quad (11)$$

gdzie:

L_{mp} , V_{mp} – ładunek, objętość dla ścieków ogólnospławnych,

L_{sp} , V_{sp} – ładunek, objętość dla ścieków suchej pogody.

Na podstawie wyżej przedstawionych założeń zaproponowano poniższy model do przewidywania wielkości ładunku zanieczyszczeń dla zawiesin ogólnych oraz $ChZT_{rozp}$ emitowanych przelewem burzowym (Brzezińska i in. 2014):

$$Zaw.og = 700 \cdot t_{sp}^{0.5} \cdot i_{max}^{1.1} \cdot (V_{mp} - V_{sp})^{-0.4} \quad (12)$$

$$ChZT_{sol} = 0,55 \cdot (25 \ln(t_{sp}) + 50) \cdot i_{max}^{0.1} \cdot ((V_{mp} - V_{sp})/1000)^{-0.2} \quad (13)$$

gdzie:

t_{sp} – czas suchej pogody między opadami,

i_{max} – maksymalne natężenie opadu,

V_{mp} , V_{sp} – jak wyżej.

W celu opracowania prostego modelu matematycznego pozwalającego na określenie przybliżonego ładunku zanieczyszczeń emitowanego do odbiornika przelewem burzowym należy przede wszystkim zebrać dane odnośnie charakteru opadu oraz ilości i jakości ścieków podczas pogody suchej i mokrej. W przypadku braku takich możliwości konieczne jest zastosowanie prostych wzorów matematycznych, które w przybliżeniu określają ładunki zanieczyszczeń. Jednak takie wzory muszą być kalibrowane na prawdziwych zlewniach i przelewach.

Proponowany uproszczony model pozwala określić ładunek zanieczyszczeń kierowany do odbiornika na podstawie sumy ładunku pochodzącego od spływu pogody suchej i mokrej. Na bazie wartości podstawowych parametrów przyjętych w modelu, takich jak okres suchej pogody między opadami odpowiedzialnymi za akumulację zanieczyszczeń w zlewni, chwilowe natężenie opadów fazy odpowiedzialnej za wzbudzenie przelewu, objętość zrzucanych ścieków i stężenie wskaźników zanieczyszczenia podczas suchej i mokrej pogody można uzyskać wyniki zbliżone do rzeczywistych. Pozwala to na wstępne oszacowanie emisji z przelewów burzowych do środowiska wodnego, co daje możliwość oceny ryzyka niebezpieczeństwa. Błąd modelu dla zawiesin ogólnych wyniósł 28%, a dla $ChZT$ 22%.

W przypadku, kiedy sieć nie jest jeszcze w pełni opomiarowana może zachodzić trudność w stosowaniu tego typu formuł. Ta okoliczność była podstawą do podjęcia decyzji o opracowaniu modelu, który eliminowałby konieczność pomiarów w czasie pogody suchej, a skupiłby się na podstawowych danych odnośnie opadów i objętości zrzutu ścieków, których uzyskanie jest stosunkowo łatwe. Znajomość czasu i rozkładu opadów atmosferycznych to istotne informacje.

Ścieki z różnych części zlewni pochodzące z różnych intensywności opadów docierają w różnym momencie do przelewu. Dlatego dla modelu należy znać możliwą do zaakceptowania wartość intensywności opadu reprezentatywną dla całego czasu trwania aktywacji obiektu. Do tej analizy przyjęto maksymalne średnie natężenie opadu adekwatne dla danego okresu działania przelewu. Prognozowanie emisji ładunku zanieczyszczeń opracowano dla zawiesin ogólnych oraz ChZT. Szczegóły zawarto w artykule autorów (Brzezińska i in. 2018). Do opracowania tego modelu wybrano dane poszerzone z lat 2012-2015 pochodzące z przelewu J1. Uwzględniały one 4-letni okres prowadzenia badań, pozwalający na dokładne rozpoznanie dynamiki zmian ilości i składu ścieków dzięki zamontowanym tu przepływomierzom i sondom on-line mierzącym stężenie zawiesin ogólnych i ChZT rozpuszczonego. Dane te zostały uzupełnione o dane opadowe pochodzące z deszczomierza zlokalizowanego w centrum zlewni ciężącej do przelewu J1. Wytypowano 38 zjawisk, dla których dostępne były kompletne dane opadowe oraz kompletne wyniki pomiaru składu ścieków on-line. Wytypowane zjawiska dodatkowo przebadano laboratoryjnie w celu sprawdzenia poprawności danych i uniknięcia ewentualnych błędnych pomiarów mogących wpłynąć na postać modelu. Charakterystykę opadów i odpowiadające im wyniki składu ścieków emitowanych przelewem J1 przedstawiono w tabeli 28.

Tabela 28. Charakterystyka opadów, parametry zrzutu i odpowiadający im skład ścieków emitowany przelewem J1 (Brzezińska i in. 2018)

Parametry	Opad					Przelew burzowy		EMC		
	t_{op} [h]	H_{op} [mm]	i_{max}^* [mm/h]	i_{sr} [mm/h]	t_{sp} [d]	V_{PB} [m ³]	t_{PB} [h]	zaw. og. [g/m ³]	ChZT _{rozp} [gO ₂ /m ³]	ChZT [gO ₂ /m ³]
Minimum	0,4	3,1	2,4	0,4	0,2	92	0,6	224	256	4
Maximum	11,2	38,5	51,6	11	30	18 400	5,4	1966	1710	280
Mediana	3,3	9,9	14,8	2,6	4	600	1,5	578	560	84
Średnia	4,9	12	17,8	3,4	6	2540	1,9	668	668	90
SD	3,4	9,3	12,8	2,4	6,5	4 425	1,3	343	309	50

* maksymalna intensywność dla interwałów 5-minutowych.

Maksymalną wartość EMC w zrzucanych ściekach zanotowano po wystąpieniu opadu o natężeniu równym 41,1 mm/h i czasie trwania 2,08 h. Uważa się, że wysokie ładunki to konsekwencja opadów o bardzo wysokim natężeniu maksymalnym, które prawdopodobnie powodują spłukiwanie i transport zalegających osadów kanałowych (Hannouche i in. 2014; Passerat i in. 2011; Caradot i in. 2013). Jak wykazały badania własne (Brzezińska i in. 2014a, Brzezińska i in. 2018) stężenia badanych wskaźników były bardzo zmienne. Podobne wnioski przedstawili w swoich pracach Brombach i Fuchs (2001) oraz Gasperi i in. (2012).

Przeprowadzono korelacje Pearsona, aby określić kluczowe parametry wpływające na ilość zanieczyszczeń emitowanych przez przelew. Wyniki analizy przedstawiono w tabeli 29.

Tabela 29. Współczynniki korelacji Pearsona między stężeniem wyrażonym jako EMC, ładunkami zanieczyszczeń z przelewu J1 i parametrami opadów (Brzezińska i in. 2018)

Rodzaj	Parametr	t_{op} [h]	H_{op} [mm]	i_{max}^* [mm/h]	i_{sr} [mm/h]	t_{sp} [h]	V_{PB} [m ³]
stężenie	Zaw.og.	-0,21	-0,11	0,52	-0,05	0,31	0,16
	ChZT	-0,18	-0,14	0,52	-0,11	0,37	0,08
	ChZT _{rozp}	0,09	-0,14	0,01	-0,12	0,18	-0,25
ładunek	Zaw.og.	-0,01	0,53	0,54	0,30	0,19	0,86
	ChZT	0,01	0,55	0,53	0,31	0,19	0,87
	ChZT _{rozp}	0,11	0,68	0,37	0,47	0,09	0,90

* maksymalne natężenie w interwałach 5-minutowych.

Wyniki korelacji wykazały bardzo silną zależność między ładunkiem wszystkich badanych wskaźników a objętością odprowadzanych ścieków, co wydaje się oczywiste. Dodatkowo zaobserwowano umiarkowaną zależność między wysokością i maksymalną intensywnością opadu a ładunkiem zawiesin ogólnych oraz ChZT ze wskazaniem na znaczną zależność między ładunkiem ChZT_{rozp} a wysokością opadu. Natomiast niskie były korelacje między stężeniem wskaźników a parametrami opadów, za wyjątkiem zależności stężenia zawiesin ogólnych i ChZT w połączeniu z maksymalną intensywnością, która wyniosła $r = 0,52$. Korelacje te układały się nieco inaczej dla poszarzonej bazy wyników badań, niż zastosowano to w modelu poprzednim. Wyniki analizy z tabeli 29 były podstawą do opracowania modelu prognozującego ładunek zanieczyszczeń zrzucany przez przelewy burzowe.

Założono, że możliwe jest utworzenie modelu prognozującego ładunek zanieczyszczeń na podstawie danych o opadach oraz przepływach w kanałach. Obecnie w większości miast planuje się lub/i wdraża takie monitoringi. W celu zidentyfikowania parametrów wyjściowych dla prognozowanych ładunków zanieczyszczeń odprowadzanych do odbiornika, uzyskane dane analizowano przy użyciu analizy składowych głównych (PCA – Principal Component Analysis) oraz oprogramowania Statistica 10.0. Nie uwzględniono w tych założeniach stężenia zanieczyszczeń w badanych ściekach. Metoda PCA pozwala na opis znacznej ilości danych (informacji) zawartych w wielu zmiennych przy pomocy niewielkiej liczby czynników. Metoda PCA określała podstawowe zmienne dla wartości własnych macierzy korelacji.

W tabeli 30 dla zmiennych pierwotnych zestawiono obliczone wartości własne macierzy korelacji. Pierwsza składowa odpowiadająca największej wartości własnej równa 4,478 wyjaśniała ponad 49% całkowitej wariancji. Druga składowa

odpowiadająca drugiej wartości własnej równej 1,952 wyjaśniała więcej niż 21%, a trzecia składowa odpowiadająca trzeciej wartości własnej (równa 1,037) wyjaśniała ponad 11,5%, dając skumulowaną wartość ok. 83%.

Tabela 30. Wartości własne wyjaśniające % całkowitej wariancji

Numer wartości	Wartość własna	% ogółu wariancji	Skumul. %
1	4,478	49,8	49,8
2	1,952	21,7	71,4
3	1,037	11,5	83,0
4	0,642	7,1	90,1
5	0,459	5,1	95,2
6	0,224	2,5	97,7
7	0,149	1,7	99,3
8	0,059	0,7	100,0
9	0,000	0,0	100,0

Pierwsze trzy składowe objaśniają 83% zmienności zawartej w danych, przy czym pierwsza składowa objaśnia około 2/3 zmienności. Zatem do opisu wystarczą 2 lub 3 pierwsze główne składowe.

Równania dla trzech głównych składowych przedstawiają się następująco:

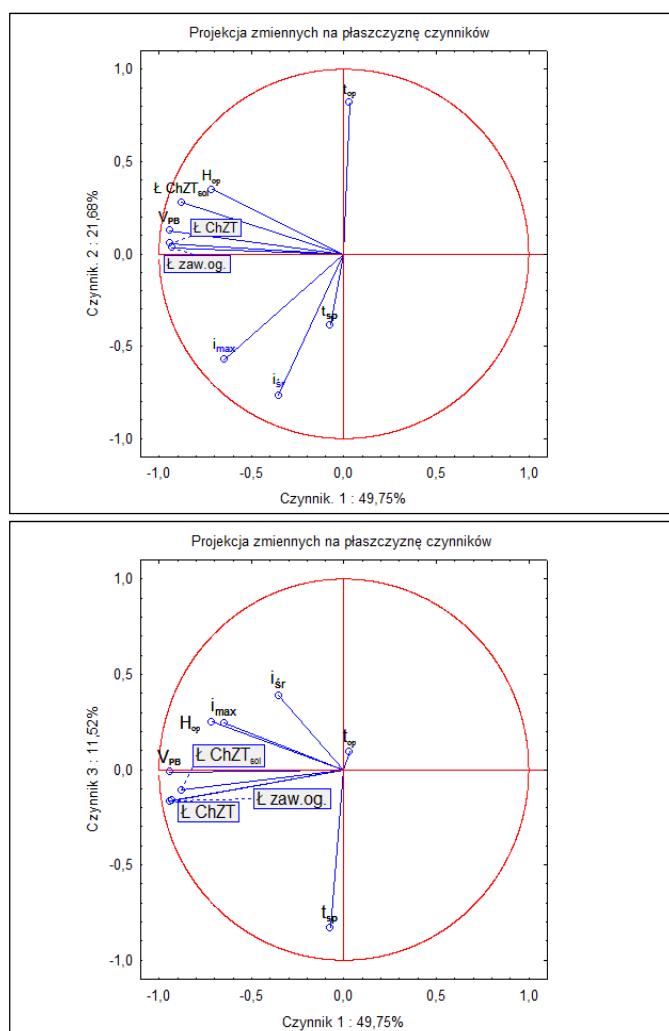
$$\begin{aligned} \text{Czynnik 1} = & -0,0349 \cdot t_{sp} - 0,0346 \cdot H_{op} + 0,0148 \cdot t_{op} - 0,3058 \cdot i_{max} - \\ & 0,1677 \cdot i_{sr} - 0,4454 \cdot V_{PB} - 0,4403 \cdot L_{zaw.og.} - 0,4450 \cdot L_{ChZT} \\ & - 0,4156 \cdot L_{ChZTsol} \end{aligned} \quad (14)$$

$$\begin{aligned} \text{Czynnik 2} = & -0,2760 \cdot t_{sp} + 0,2489 \cdot H_{op} + 0,5865 \cdot t_{op} - 0,4105 \cdot i_{max} - \\ & 0,5471 \cdot i_{sr} - 0,0897 \cdot V_{PB} - 0,0243 \cdot L_{zaw.og.} - 0,0398 \cdot L_{ChZT} \\ & - 0,2000 \cdot L_{ChZTsol} \end{aligned} \quad (15)$$

$$\begin{aligned} \text{Czynnik 3} = & -0,8147 \cdot t_{sp} + 0,2471 \cdot H_{op} + 0,0923 \cdot t_{op} + 0,2400 \cdot i_{max} \\ & + 0,3822 \cdot i_{sr} - 0,0112 \cdot V_{PB} - 0,1604 \cdot L_{zaw.og.} - 0,1613 \cdot L_{ChZT} \\ & - 0,1060 \cdot L_{ChZTsol} \end{aligned} \quad (16)$$

Dla zilustrowania analizy zamieszczono dwuwymiarowe wykresy przedstawiające wyniki obliczeń w postaci wektorowej (rys. 37). Oś rzędnych to wartości dla czynnika 1, a oś odciętych to wartości opisujące czynnik 2 i 3. Pokazany na rysunkach kierunek i długość wektora odzwierciedlają stopień, w jakim każda zmienna wpływa na poszczególne składowe. Wyniki te wskazują na dobrą korelację między ładunkami zanieczyszczeń a wysokością i maksymalną intensywnością opadów, a także objętością zrzucanych ścieków. Nie było korelacji pomiędzy

ładunkami zanieczyszczeń a czasem trwania opadu i okresem pogody suchej. Należy tutaj wyjaśnić, że dla niektórych zjawisk korelacja ta była wyraźna, dla niektórych nie (czasem odwrotna), co w efekcie łącznym spowodowało, że korelacja ta okazała się mało wyraźna. Dodatkowo korelacja między ładunkami zanieczyszczeń a średnią intensywnością opadów nie była znacząca. Wynika to zapewne ze złożoności zjawiska, akumulacji i transportu zanieczyszczeń w systemie kanalizacji ogólnospławnej.



Rys. 37. Konfiguracja wektorów ładunków względem trzech pierwszych składowych głównych

Ogólnie często przyjmuje się, że czas pogody suchej ma wpływ na zanieczyszczenia wypłukiwane ze zlewni. Jednak, dla ładunku zanieczyszczeń emitowanego do odbiornika przez przelew burzowy, głównymi parametrami są wysokość opadu i jego maksymalne natężenie prawdopodobnie dlatego, że dodatkowo mogą one wpływać na usuwanie osadów z kanałów ściekowych.

Prognoza składu ścieków emitowanych przelewem jest bardzo złożonym zagadnieniem ze względu na szereg czynników powiązanych nie tylko z opadem, ale również ze zlewnią i samą siecią kanalizacyjną. Potwierdziły to między innymi badania Sandovala i in. (2013), według których predykcja oparta na zmiennych opadów była dość niska ($R^2 < 0,6$). Generalnie kluczowym parametrem, dla skutecznej ochrony odbiornika, jest ładunek emitowanych zanieczyszczeń, szczególnie w przypadku małych rzek miejskich.

Do opracowania modelu emisji zanieczyszczeń opisanych przez wskaźnik zawiesin ogólnych oraz ChZT wykorzystano regresję wieloraką. Głównym celem tej analizy jest wykazanie związku między jedną zmienną zależną a wieloma zmiennymi niezależnymi. Za zmienne zależne przyjęto ładunek zawiesin ogólnych oraz ładunek ChZT.

Model predyktywny emisji zanieczyszczeń z przelewów burzowych opracowany w Łodzi oparto na trzech zmiennych: wysokości opadu i jego maksymalnej intensywności oraz objętości ścieków, odprowadzanych z przelewu. Wybór ten potwierdzają dane zawarte w tabeli 29 oraz na rys. 37. Postać modelu przedstawiono poniżej:

$$\dot{L}_{\text{zaw.og.}} = 1.8 \cdot H_{\text{op}}^{-0.37} \cdot i_{\text{max}}^{0.21} \cdot V_{\text{PB}}^{0.97} \quad (17)$$

błąd estymacji ± 0.199 ($p \leq 0.05$)

$$\dot{L}_{\text{ChZT}} = 1.6 \cdot H_{\text{op}}^{-0.3} \cdot i_{\text{max}}^{0.22} \cdot V_{\text{PB}}^{0.95} \quad (18)$$

błąd estymacji ± 0.199 ($p \leq 0.05$)

gdzie:

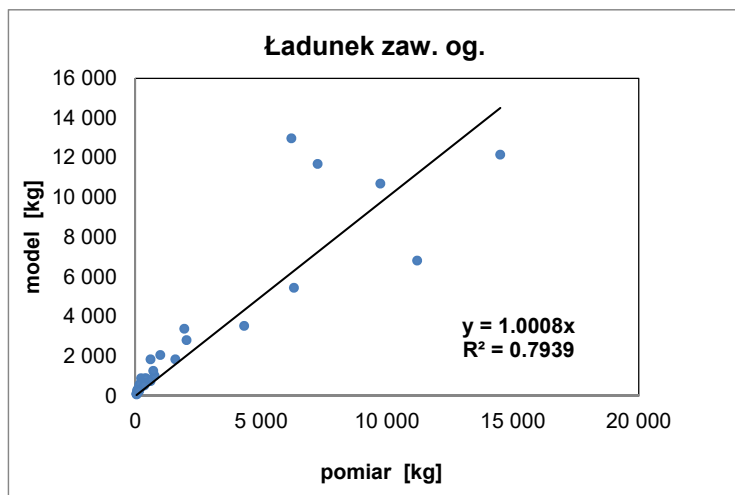
1.8 i 1.6 – współczynniki proporcjonalności odpowiednio dla obu wskaźników.

Jak pokazano w prezentowanym modelu przewidywanie ładunku zanieczyszczeń emitowanego przez przelewy burzowe oparte jest jedynie o parametry opadów i objętości zrzutu ścieków, bez potrzeby każdorazowego badania składu ścieków. Zgodnie z opracowanym modelem, prognozowane to zależy głównie od objętości ścieków będących w potędze o wartości bliskiej 1. Warto zaznaczyć, że dla pojedynczej aktywacji przelewu, objętość ścieków ma różne znaczenie w stosunku do ładunku emitowanych zanieczyszczeń. Zarówno niewielka, jak i znaczna objętość ścieków może dawać podobne wielkości ładunku zanieczysz-

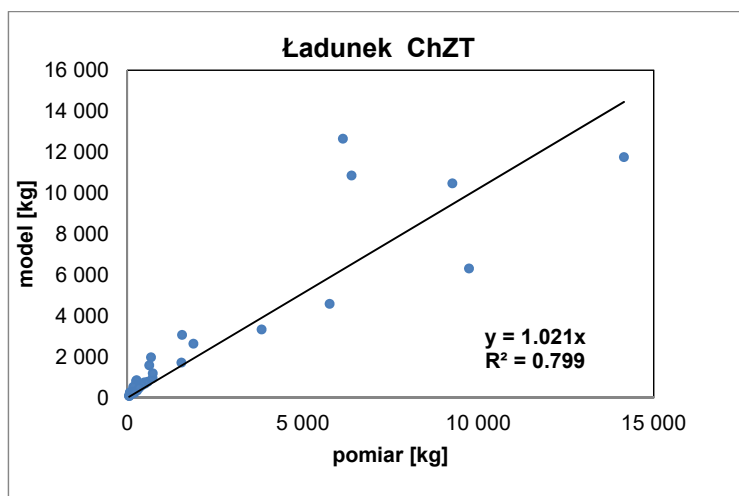
czeń. Wynika to z faktu, że zarówno parametry opadów, jak i możliwość wystąpienia efektu pierwszej fali zanieczyszczeń ma znaczący wpływ na stężenie zanieczyszczenia w spływach powierzchniowych i tych emitowanych przelewami.

Proponowany model zapewnia wiarygodne szacunki ładunków, co potwierdza rysunek 38, przedstawiający zależności między zmierzonymi wartościami a wynikami modelu dla zawiesin ogólnych i ChZT zgodnie z równaniami (17) i (18).

a)

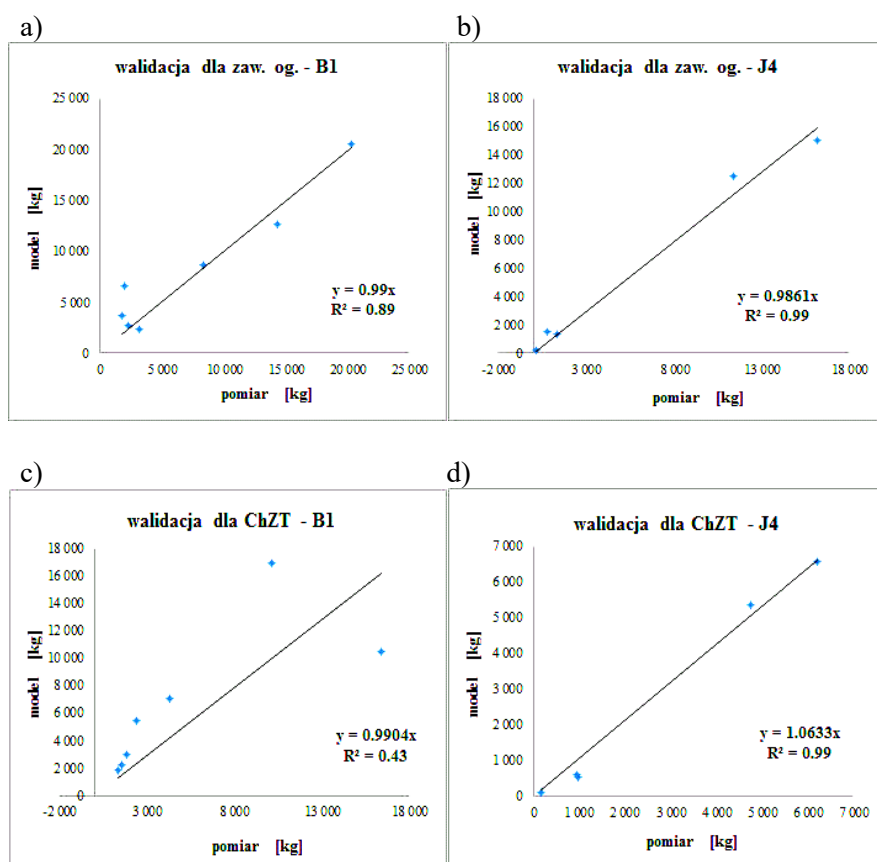


b)



Rys. 38. Zależność między wartościami ładunku pomierzonymi a modelowymi dla okresu badań 2012-2015: a) dla zawiesin ogólnych, b) dla ChZT

Poprawność modeli zweryfikowano na dwóch innych łódzkich zlewniach o parametrach opisanych w tabeli 2. Wyniki przedstawiono na rysunku 39. Wykazano dobre dopasowanie modelu w porównaniu z wartościami rzeczywistymi. Współczynnik determinacji dla zawiesin ogólnych wynosił 0,89 dla przelewu B1 i 0,99 dla przelewu J4. W przypadku ładunku ChZT współczynnik R^2 wyniósł odpowiednio 0,43 i 0,99. Stosunkowo niskie R^2 równe 0,43 dla ChZT w przypadku przelewu B1 wynika z charakteru i przestrzennej nierównomierności opadów. Sprawdzono, że odrzucenie punktu z analizy walidacyjnej powodującego największy ładunek, daje wysoką wartość $R^2 = 0,98$. Należy zauważyć, że zjawisko to bardzo różniło się od innych opadów z powodu jego wysokości równej 15,2 mm oraz intensywności maksymalnej $i_{\max} = 52,6$ mm/h.



Rys. 39. Walidacja opracowanego modelu dla zawiesin ogólnych i ChZT

Wyniki walidacji wykazały, że postać opracowanego modelu prognozowania ładunku zanieczyszczeń w oparciu o objętość ścieków emitowanych przelewem oraz wysokość i maksymalną intensywność opadów można uznać za uniwersalną.

Przyjęte współczynniki proporcjonalności dla zlewni B1 i J4 dotyczyły odpowiednio ładunku zawiesin ogólnych – 1,0 dla obu zlewni i ładunku ChZT – 0,8 dla B1 i 0,4 dla J4. Korekta tych współczynników jest wymagana ze względu na różne cechy każdej zlewni, sposób użytkowania terenów, lokalizację źródeł zanieczyszczeń oraz strukturę sieci i samego przelewu burzowego oraz stopień rozcieńczenia ścieków, wynikający w wysokości krawędzi przelewu.

Zauważono jednak, że charakter pojedynczych opadów może mieć znaczący wpływ na końcowy wynik w przypadku małej liczby zbadanych aktywacji przelewu, tak jak miało to miejsce dla przelewu B1, dlatego walidacja wymaga kontynuacji.

9. WYKORZYSTANIE OPRACOWANEGO MODELU DO PROGNOZOWANIA ŁADUNKU ZANIECZYSZCZEŃ EMITOWANEGO PRZELEWAMI BURZOWYMI KANALIZACJI OGÓLNOSPŁAWNEJ

Opracowany model zastosowano do oceny przybliżonej wielkości ładunku zawiesin ogólnych oraz ChZT emitowanego do rzeki Ner z całej zlewni ogólnospławnej Łodzi o powierzchni 4300 ha. Analizę przeprowadzono dla lat 2011-2013. Ze względu na dostępność danych opadowych w miesiącach marzec-listopad, które są wymagane do modelu, wielkość ładunku zanieczyszczeń oszacowano dla tego okresu. Dodatkowo w tym czasie, według danych ZWiK, zdarzały się aktywacje przelewów, dla których nie odnotowano odczytu przepływu ścieków lub dane były niekompletne ze względu na awarię czujników. W związku z tym najprawdopodobniej sumaryczny roczny ładunek byłby wyższy. Pierwszym krokiem było obliczenie ładunków z poszczególnych zjawisk, dla których były dostępne kompletne dane opadowe oraz dane o objętości zrzutów. Takie analizy wykonano dla trzech badanych przelewów (B1, J4, J1) w wyżej wymienionych latach. Następnie obliczono ładunek jednostkowy na hektar dla każdej aktywacji dla każdego przelewu. Stąd uzyskano zakres zmian tego ładunku w roku oraz obliczono jego średnią roczną wartość dla badanych przelewów. Do oszacowania ładunku zawiesin ogólnych oraz ChZT emitowanego ze zlewni ogólnospławnej Łodzi wyliczono następnie średnią wartość ładunku jednostkowego na hektar ze wszystkich trzech przelewów dla analizowanych wskaźników. Wyliczono również średnie wartości zakresu zmian ładunku jednostkowego. Mając minimalną, maksymalną oraz średnią wartość ładunku jednostkowego i znając powierzchnię zlewni, można oszacować wielkość jednostkowego ładunku zawiesin ogólnych oraz ChZT emitowanego do wód powierzchniowych (tab. 31).

Tabela 31. Szacowana jednostkowa wielkość ładunku zawiesin ogólnych i ChZT emitowana przelewami burzowymi ze zjawiska ze zlewni kanalizacji ogólnospławnej do wód powierzchniowych

Wskaźnik	Zlewnia [ha]	Ładunek jednostkowy [kg/ha]		Ładunek ze zlewni kanalizacji ogólnospławnej [kg]		
		Zakres zmian	Wartość średnia	Min.	Max.	Średni
Zaw.og.	4300	0,7-64,7	17,8	3010	278210	76683
ChZT		0,6-52,9	14,0	2580	227470	60057

Do oszacowania całkowitego ładunku emitowanego przelewami burzowymi z łódzkiej zlewni ogólnospławnej zsumowano roczny ładunek zawiesin ogólnych oraz ChZT pochodzący z trzech badanych przelewów dla trzech badanych lat

(2011-2013). Następnie wyznaczono średnie roczne ładunki tych wskaźników i podzielono je przez łączną powierzchnię zlewni obsługiwanych przez badane przelewy. W ten sposób otrzymano średni jednostkowy ładunek roczny zawiesin ogólnych oraz ChZT, który pomnożono przez całkowitą powierzchnię zlewni ogólnospławnej, otrzymując tym samym średni roczny ładunek jednostkowy badanych wskaźników kierowany do wód powierzchniowych (tab. 32).

Tabela 32. Średni roczny ładunek zawiesin ogólnych oraz ChZT emitowany do wód powierzchniowych z terenu zlewni kanalizacji ogólnospławnej obliczony dla lat 2011-2013

Wskaźnik	Średni roczny ładunek jednostkowy [kg/ha]	Zlewnia ogólnospławna [ha]	Ładunek roczny [kg/rok]
Zaw.og.	207	4300	888930
ChZT	149	4300	642664

Ładunki przedstawione w tabeli 32 są w tym wypadku jedynie wartościami przybliżonymi, pokazującymi rząd wielkości zrzuconego ładunku. Dokładne oszacowanie emitowanego ładunku wymaga danych zebranych ze wszystkich funkcjonujących przelewów oraz z sieci deszczomierzy. Różnice między wynikiem otrzymanym z modelu a obliczonym z wyników badań laboratoryjnych wahały się od 19,5% do 29%, wykazując pewne przeszacowanie w przypadku modelu. Niemniej jednak istnieje możliwość stosowania go do przybliżonej oceny wielkości ładunku zanieczyszczeń kierowanego do odbiornika, opierając się na charakterystykach opadów i objętości emitowanych ścieków. W oparciu o dane pochodzące z trzech przelewów burzowych oszacowana wielkość ładunku kierowanego w ciągu roku do wód powierzchniowych w przypadku zawiesin ogólnych była bliska 890 000 kg, a w przypadku ChZT wyniosła ponad 640 000 kg.

Praktycznie brak jest informacji na temat porównania wielkości ładunku emitowanego do wód powierzchniowych z przelewów burzowych i oczyszczalni ścieków w skali roku oraz np. w trakcie doby z pogodą deszczową. Trudno zatem stwierdzić, które źródło bardziej obciąża odbiornik ścieków. W tym celu wykonano analizę przykładową dla całego roku 2011 (zawierającego wyjątkowo intensywne opady w dniach 20.07.2011 oraz 7.08.2011) oraz jednego z najbardziej intensywnych zjawisk opadowych jakie wystąpiło w okresie badań, które miało miejsce nad całym miastem we wspomnianym dniu 20.07.2011. Do obliczeń dotyczących rocznej emisji ładunku z oczyszczalni ścieków przyjęto dane o ilości ścieków oczyszczonych kierowanych do odbiornika z łódzkiej oczyszczalni ścieków. Założono dwa warianty obliczenia ładunku rocznego. W pierwszym z nich przyjęto maksymalne wartości stężenia zawiesin ogólnych oraz ChZT w odpływie z oczyszczalni spełniające Rozporządzenie Ministra Środowiska (Dz.U. 2014,

poz. 1800), a w drugim średnie wartości roczne dla tych wskaźników opublikowane w informatorze GOŚ. Do szacunku emisji zanieczyszczeń pochodzących z przelewów burzowych (na podstawie danych pochodzących z badanych przelewów) obliczono jednostkową objętość ścieków oraz jednostkowe ładunki zawiesin ogólnych i ChZT z hektara. Te dane pomnożono przez powierzchnię zlewni ogólnospławnej, uzyskując roczną objętość ścieków oraz roczne ładunki zanieczyszczeń opuszczające przelewy. Dodatkowo określono procentowy udział rocznej objętości ścieków oraz rocznych ładunków pochodzących z przelewów burzowych w stosunku do objętości i wielkości ładunku kierowanego z łódzkiej oczyszczalni ścieków do odbiornika. Wyniki przedstawiono w tabeli 33.

Tabela 33. Ładunek zawiesin ogólnych oraz ChZT kierowany do wód powierzchniowych z GOŚ oraz przelewów burzowych w roku 2011 z uwzględnieniem procentowego udziału ładunku pochodzącego z przelewów

Miejsce emisji ścieków	V_{jedn} [m ³ /ha]	Powierzchnia zlewni ogólnospł. [ha]	$V_{całk}$ [m ³]	Stężenie [g/m ³]		Ładunek roczny [kg]	
				Zaw. og.	ChZT	Zaw. og.	ChZT
GOŚ	-	-	69 719 603	35*	125*	2 440 186	8 714 950
			69 719 603	15**	35**	1 045 794	3 485 980
PB	189	4300	811 806	-	-	641 063	456 435
PB	Udział objętości ścieków i ładunków z przelewów w stosunku do objętości/ładunku pochodzącego z GOŚ [%]	4300	1.2	-	-	26.3 [#]	5.2 [#]
			1.2			61.3 ^{##}	13.1 ^{##}

* stężenia wg Dz.U. 2014, poz. 1800,

** stężenia wg informatora GOŚ,

[#] ładunek obliczony wg stężeń z Dz.U. 2014, poz. 1800%,

^{##} ładunek obliczony wg stężeń zawartych w informatorze GOŚ%,

V_{jed} – jednostkowy zrzut ścieków z hektara zlewni [m³/ha],

$V_{całk}$ – całkowita objętość zrzutu ścieków z GOŚ%,

PB – przelewy burzowe.

Przybliżony szacunek wskazuje, że ścieki pochodzące z przelewów burzowych stanowią nieco ponad 1% objętości ścieków oczyszczonych kierowanych z oczyszczalni do odbiornika. Jednak, porównując ładunki, zauważa się, że w zależności od przyjętego wariantu obliczeń, udział ładunku zawiesin ogólnych w rocznym ładunku całkowitym emitowanym do wód powierzchniowych wyniósł między 26-61%, a ChZT od 5% do 13%. Ze względu na przyjęte wartości stężenia zanieczyszczeń w ściekach oczyszczonych, powyższy szacunek nie odzwierciedla dokładnie faktycznego ładunku rocznego kierowanego do odbiornika z oczyszczalni, ale mimo to obrazuje poziom zagrożenia, jaki niosą ze sobą aktywacje przelewów burzowych.

W podobny sposób oszacowano ładunek zanieczyszczeń emitowany z pojedynczego zjawiska opadowego w dniu 20.07.2011. Wyniki przedstawiono w tabeli 34.

Tabela 34. Ładunek zawiesin ogólnych oraz ChZT kierowany do wód powierzchniowych z GOŚ oraz przelewów burzowych w dniu 20.07.2011 r.

Miejsce emisji ścieków	Powierzchnia zlewni ogólnospławnej [ha]	V [m ³]	Stężenie [g/m ³]		Ładunek [kg]	
			Zaw. og.	ChZT	Zaw. og.	ChZT
GOŚ	-	303284	35*	125*	10615	37911
		303284	15**	35**	4549	15164
PB	4300	72795	-	-	191405	154047

* wartości wg (Dz.U. 2014, poz. 1800),

** wartości wg informatora GOŚ.

Dla pojedynczego ekstremalnego zjawiska opadowego obejmującego swoim zasięgiem całą powierzchnię miasta, ładunek emitowany przelewami burzowymi jest w przypadku zawiesin ogólnych od 18 do 40 razy większy od tego, kierowanego z oczyszczalni ścieków w tym dniu (tabela 34). Ładunek ChZT jest wyższy od 4 do 10 względem zrzucanego w tym czasie z oczyszczalni ścieków. Wyniki przedstawione dla przelewów burzowych mogą być nieco zawyżone ze względu na przyjęcie jednakowych wartości ładunków jednostkowych dla całej zlewni, jak i założonego działania wszystkich przelewów burzowych w tym czasie. Jednak ze względu na charakter opadu oraz jego obszar działania z pewnością zachowany jest rząd wielkości ładunku. Nasuwa się zatem wniosek, że w przypadku ekstremalnych zjawisk opadowych ładunek kierowany tą drogą do odbiornika w ciągu doby może być zdecydowanie wyższy od emitowanego z oczyszczalni ścieków. O ile w ciągu roku przeważa wielkość ładunku zawiesin ogólnych i ChZT pochodzącego z łódzkiej oczyszczalni (choć i tak szacunkowy udział przelewów burzowych w przypadku zawiesin ogólnych jest znaczny), o tyle w przypadku pojedynczych opadów w całkowitym dobowym ładunku zrzuca-

nych zanieczyszczeń udział przelewów burzowych może być nawet kilku-, kilkunasto- lub kilkudziesięciokrotnie wyższy od pochodzącego z oczyszczalni ścieków. Szacunek ten jest prawidłowy, o czym świadczy też fakt, że np. zrzut tylko z samego przelewu J4 w dniu 20.07.2011 wykazał ładunek analizowanych zanieczyszczeń porównywalny z całkowitym emitowanym w tej dobie z GOŚ do odbiornika.

Podsumowując, ze względu na różną charakterystykę poszczególnych zlewni cząstkowych, nierównomierność przestrzenną opadów oraz charakterystykę samych przelewów burzowych, a także dostępność wymaganych danych oraz opierając się na przedstawionym w tabeli 31 przykładzie obliczania ładunku można wnioskować, że całkowity średni ładunek zanieczyszczeń emitowany przelewami z łódzkiej zlewni ogólnospławnej będzie najprawdopodobniej wyższy niż ten, przedstawiony w tabeli. Przeprowadzone w tym punkcie analizy wykazały znaczny udział ładunku zanieczyszczeń pochodzącego z przelewów burzowych w całym ładunku rocznym, odprowadzanym z terenu miasta do odbiornika. Dodatkowo wykazano, że intensywne zjawiska opadowe mogą powodować takie aktywacje przelewów, które powodują emisję dużo większych ładunków zanieczyszczeń do wód powierzchniowych, niż sama oczyszczalnia ścieków w danym dniu. Zatem dla stanu czystości odbiornika ścieków i zagrożenia jego funkcji hydrobiologicznych kluczowe znaczenie ma przede wszystkim ładunek dobowy. Daje to pewne wskazówki co do koniecznych metod ochrony czystości odbiornika.

Ze względu na złożoność problemu szacowania emisji zanieczyszczeń z przelewów burzowych kanalizacji ogólnospławnej planuje się dalsze badania w tym temacie w celu uzyskania szerszej bazy danych, pozwalającej, między innymi, na dalsze udoskonalenie opracowanej formuły.

10. PODSUMOWANIE I WNIOSKI

Ponad 5-letni okres badań składu ścieków ogólnospławnych emitowanych badanymi przelewami burzowymi, którego wyniki przedstawiono w monografii, potwierdza konieczność minimalizacji ich zrzutów do odbiorników wodnych. Obserwując wartości stężenia wskaźników oraz wielkości ładunków przedostających się do wód powierzchniowych tą drogą z 3 badanych obiektów, stwierdza się znaczne różnice nie tylko między poszczególnymi aktywacjami każdego z obiektów, ale także między nimi, wynikające nie tylko z samego charakteru opadów nad daną zlewnią, ale także jej wielkości, zagospodarowania i stopnia uszczelnienia. Dodatkowo wpływ na to ma budowa samej sieci kanalizacyjnej, w tym charakterystyka przelewów burzowych, a przede wszystkim długość i wysokość krawędzi przelewu.

W polskim prawie (Dz.U.2014, poz. 1800) funkcjonowanie przelewów burzowych rozpatrywane jest jedynie pod kątem częstości ich działania. Według niego dopuszcza się 10-krotną aktywację każdego z istniejących obiektów. Takie podejście nie rozwiązuje jednak problemu ochrony odbiorników. Wzbogacenie wiedzy o wyniki badań składu ścieków oraz rozwój metod prognozowania wielkości ładunków zanieczyszczeń emitowanych tymi obiektami do odbiornika daje możliwość oceny zanieczyszczenia odbiornika, a także pokazuje kierunki i możliwości jego ochrony.

Przedstawione w pracy analizy wykazały, że średnia roczna liczba wzbudzeń, przekraczająca dopuszczalną prawem liczbę 10, nie odzwierciedla wielkości obciążenia hydraulicznego odbiornika. Przelew B1 działał średnio w okresie badań 17 razy w roku, emitując ponad 2 000 000 m³ nieoczyszczonych ścieków, a przelew J1 w tym samym czasie, aktywując się 21 razy, odprowadził „jedynie” około 59 000 m³. Jak zatem widać, częstość działania nie powinna być parametrem jednoznaczny i być tylko brany pod uwagę. Szczególnie jest to ważne w przypadku małych rzek, rozpatrując zdolność ich samooczyszczania się, gdzie liczy się raczej wielkość zrzuconego ładunku.

Jak wykazała analiza składu ścieków, w większości przypadków funkcjonowania przelewów zaobserwowano zjawisko wystąpienia pierwszej fali zanieczyszczeń, którego wielkość uzależniona była od wielu czynników, ale jednym z kluczowych był charakter zjawiska opadowego. Występowanie tego efektu jest niepożądane zarówno dla oczyszczalni ścieków, jak i przede wszystkim dla odbiornika. O ile oczyszczalnia, mając sygnał o nadchodzącym opadzie, jest w stanie w pewien sposób przygotować się na wzmożony dopływ ścieków o zmienionym składzie, o tyle odbiornik nie ma takich możliwości. Zakładając do tego niekorzystny zbieg okoliczności, czyli częste aktywacje obiektów w krótkim czasie oraz jego niewielki przepływ własny może to doprowadzić do całkowitej degradacji danego środowiska wodnego.

W kraju niewiele jest badań oceniających skład ścieków ogólnospławnych emitowanych przelewami burzowymi, mimo iż ochrona wód powierzchniowych wymaga spełnienia coraz bardziej restrykcyjnych norm jakości ścieków odprowadzanych do odbiornika. Generalnie, prawo to dotyczy takich obiektów jak oczyszczalnie ścieków, które w zależności od swojej przepustowości muszą spełniać określone warunki odprowadzania ścieków. Skład ścieków pochodzących z innych źródeł, jak dotąd, był pomijany, jednak ze względu na konsekwencje dla odbiornika, jakie ze sobą niosą niekontrolowane zrzuty nieoczyszczonych ścieków, zachodzi konieczność monitoringu nie tylko ilości, ale także składu ścieków pochodzących z przelewów burzowych kanalizacji ogólnospławnej. Szybki rozwój technik pomiarowych i urządzeń, które mogą być stosowane bezpośrednio w medium, jakim są surowe ścieki ogólnospławne, pozwala już na zdecydowanie dokładniejsze rozeznanie dynamiki zmian ilości i ich składu, szczególnie podczas trwania zjawisk opadowych. Właśnie w takim rozwiązaniu upatruje się możliwości optymalnego zarządzania siecią, a w związku z tym minimalizacji wielkości ładunku zanieczyszczeń zrzucanych przez przelewy burzowe. Dodatkowym, bardzo ważnym elementem składowym, bez którego takie analizy nie dają odpowiednich wyników jest sieć pluwiometryczna. Coraz więcej miast (np. Warszawa, Wrocław, Łódź, Gdańsk i in.) posiada już takie sieci. Należy zaznaczyć, że na potrzeby projektowania czy modernizacji sieci mającej między innymi za zadanie minimalizację emisji zanieczyszczeń do środowiska ważną rolę odgrywają lokalne pomiary opadów i kwestia ich interpretacji (Licznar 2018).

Kontrola poziomu zanieczyszczenia wód powierzchniowych rodzi potrzebę oceny wielkości ładunku zanieczyszczeń kierowanego bezpośrednio do tych odbiorników, a co za tym idzie, w aspekcie przepisów unijnych i polskich konieczność jego ograniczenia (a najlepiej całkowitej eliminacji). Wiele metod służących do oceny wielkości ładunku zanieczyszczeń kierowanego przelewami burzowymi do środowiska wodnego, oprócz danych o przepływach w sieci, wymaga na początku wielu dodatkowych i poszerzonych badań laboratoryjnych składu ścieków. Coraz częściej na bazie zdobytej już wiedzy poszukuje się innych, alternatywnych metod prognozowania ładunku zanieczyszczeń emitowanego tą drogą. Są to symulacje komputerowe oraz modele matematyczne. W przypadku programów symulacyjnych chęć korzystania z takich rozwiązań warunkowana jest między innymi uproszczeniem ich obsługi oraz stosunkowo niewielką ilością danych potrzebnych do prowadzenia analiz, których wyniki są porównywalne z rzeczywistymi. Jeśli chodzi o same modele matematyczne również dąży się do ich uproszczenia. Jak przedstawiono w monografii, istnieje możliwość prognozowania ładunku zanieczyszczeń emitowanych przelewami burzowymi do wód powierzchniowych w zależności od dostępności danych. Dla pierwszego z proponowanych modeli zachodziła konieczność posiadania danych odnośnie czasu pogody suchej przed opadem aktywującym przelew, maksymalnym natężeniem tego opadu oraz pomiarami w sieci zarówno podczas pogody suchej, jak i mokrej. Kolejne badania i analizy w tym temacie, dążące do dalszego uproszczenia modelu i czasochłonności obliczeń, pozwoliły na opracowanie innej formuły, gdzie

do prognozowania wielkości ładunku zanieczyszczeń konieczne są jedynie dane opadowe i objętość zrzutu. Współczynnik determinacji w tym przypadku uzyskał zdecydowanie wyższe wartości, a wyniki walidacji potwierdziły jego przydatność w innych zlewniach.

Badania prowadzone przez autorkę w skali rzeczywistej wykazały konieczność przeprowadzenia takich badań w innych miastach i innych zlewniach ze względu na specyfikę zlewni oraz systemu kanalizacyjnego. Biorąc pod uwagę obciążenie odbiornika ładunkiem zanieczyszczeń w czasie intensywnych opadów, znajomość tego zjawiska w skali lokalnej pozwoli w sposób optymalny na jego ograniczenie.

Przyszłe badania powinny być także ukierunkowane na zrównoważone zarządzanie siecią kanalizacyjną (np. budowa zbiorników retencyjnych, wprowadzenie systemu RTC), co w znaczny sposób wpłynie na ograniczenie funkcjonowania przelewów burzowych. Dodatkowo zrównoważone zarządzanie wodami opadowymi ukierunkowane na ich zagospodarowanie w miejscu powstawania również przyczyni się do minimalizacji ładunku zanieczyszczeń kierowanego do odbiornika przez przelewy burzowe. Należy jednak zwrócić uwagę na kwestię wydawania zgód na przyłączanie nowo powstających obiektów do istniejącej sieci kanalizacji ogólnospławnej. Często wydaje się je na podstawie wydajności sieci w pewnym obrębie przyłączenia (choć nie zawsze sieć położona w dalszych, dolnych odcinkach może być wydolna podczas pogody mokrej) i bez nakładania konieczności zwiększonego lokalnego zagospodarowania wód opadowych, co z perspektywy funkcjonowania przelewów burzowych nie jest korzystne. Dynamiczny postęp w badaniach systemów kanalizacji ogólnospławnej i towarzyszących jej obiektów ulgi, a także oczekiwana zmiana prawa oraz połączenie polityki zrównoważonego zagospodarowania wodami opadowymi z zarządzaniem siecią są podstawą ograniczenia funkcjonowania przelewów burzowych.

Przeprowadzone w warunkach łódzkiej sieci ogólnospławnej w skali rzeczywistej badania funkcjonowania wybranych przelewów burzowych pozwoliły na sformułowanie następujących wniosków:

1. Nie należy utożsamiać częstości działania przelewów burzowych z objętością zrzucanych ścieków. Badania wykazały, że przelewy mogą wykazywać podobną częstość działania w ciągu roku, ale zdecydowanie różne objętości emitowanych ścieków. Najczęściej aktywacja przelewów przypada na miesiące maj-sierpień.
2. W przypadku konkretnej zlewni, ciężącej do przelewu burzowego, istnieje ścisła zależność między częstością działania i objętością zrzutów przez przelew a parametrami opadu. Celowe jest oszacowanie opadu granicznego, którego przekroczenie powoduje aktywację przelewu. Wyniki przeprowadzonej analizy wykazały, że wielkości te są różne dla trzech badanych zlewni, co potwierdza konieczność prowadzenia lokalnych analiz opadów i hydrauliki sieci kanalizacyjnej na zlewniach.
3. Często zwraca się uwagę na stężenie poszczególnych wskaźników zanieczyszczeń nie analizując ładunku jaki trafia do odbiornika. Należy zaznaczyć,

że takie podejście do tematu jest z założenia błędne. Zdarza się, bowiem, że przelewy obsługujące duże zlewnie mogą działać zgodnie z prawem, ale w ogólnym podsumowaniu zrzucają znacznie większy ładunek zanieczyszczeń niż te, działające częściej, ponad dopuszczalną liczbę, ale odprowadzające stosunkowo niewielki ładunek łączny.

4. Badania wykazały dużą rozbieżność w wartościach stężeń i wielkości ładunku badanych wskaźników zanieczyszczenia emitowanych przelewami. Wpływ na taki wynik ma wiele czynników, począwszy od charakteru opadów, po charakterystykę zlewni oraz sieci kanalizacyjnej. Dodatkowo badania wskazały na wpływ nierównomierności przestrzennej opadu, jak to miało miejsce np. w dniu 20.07.2011 r. Ten sam opad, ale o różnym charakterze odnotowano na obydwu badanych zlewniach (B1 i J4), przy czym w pierwszym przypadku spowodował on emisję $16\,613\text{ m}^3$ ścieków o np. ładunku zawiesin ogólnych równym 8971 kg , w drugim natomiast wygenerował do odbiornika przelewem J4 $50\,379\text{ m}^3$ o ładunku zawiesin ogólnych $23\,074\text{ kg}$.
5. Mając dane odnośnie składu emitowanych ścieków i znając wielkość zlewni, można ocenić najbardziej prawdopodobny ładunek emisji zanieczyszczeń. Badania wykazały, że uproszczenie polegające na podaniu jednej średniej wartości jednostkowego ładunku wyrażonego np. w kg/ha lub w $\text{kg}/(\text{ha}_{\text{red}} \cdot \text{mm})$ poszczególnych wskaźników zanieczyszczenia dla całego miasta nie odzwierciedla faktycznych wielkości spłukiwanego ładunku z poszczególnych zlewni. Wielkość w ten sposób obliczonego ładunku jest znacznie niższa od faktycznego. Najbardziej dokładny szacunek, biorąc również pod uwagę średnią wartość ładunku ze zlewni, uzyskuje się, licząc ładunek na ha powierzchni lub na ha powierzchni uszczelnionej oraz na mm opadu. Wykazane różnice w wartościach spłukiwanego ładunku jednostkowego są odzwierciedleniem przede wszystkim zagospodarowania zlewni, jej możliwości retencyjnych oraz charakteru i nierównomierności przestrzennej opadów, co wskazuje, że bezpośrednie przenoszenie konkretnych wielkości na inną zlewnię nie jest uzasadnione.
6. Analiza dynamiki zmian ilości i składu ścieków prowadzona na przelewie burzowym J1 potwierdziła skuteczność stosowania sond on-line do pomiaru stężenia wybranych wskaźników zanieczyszczania (zawiesiny ogólne i $\text{ChZT}_{\text{rozp}}$) w surowych ściekach ogólnospławnych. Zastosowanie takiej techniki analizy składu ścieków pozwala na uchwycenie nawet niewielkich zmian zachodzących w trakcie emisji ścieków do odbiornika, a dzięki temu dokładną analizę wielkości zrzucanego ładunku.
7. Nie bez znaczenia dla odbiornika jest forma w jakiej poszczególne rodzaje zanieczyszczeń trafiają do odbiornika, ze względu na sposób ich biodegradacji. Badania frakcjonowania zawiesin ogólnych oraz ChZT wykazały, że ścieki ogólnospławne emitowane badanymi przelewami charakteryzują się większym udziałem frakcji nierozkładalnych lub wolno rozkładalnych biologicznie. Wynika to z procesu zmywania zawiesin ze zlewni oraz wymywania

osadów kanałowych podczas wzmożonego przepływu ścieków spowodowanego intensywnym opadem, co przyczynia się do większej w nich ilości substancji zawieszonych.

8. Wstępne analizy udziału ładunku ścieków pogody suchej w całkowitym ładunku zanieczyszczeń w ściekach emitowanych przelewem J1 wykazały jego zmienność w zależności od charakteru opadu oraz wskaźnika. Wyniósł on odpowiednio od 1,7% do 29,1% dla zawiesin ogólnych, od 7,9% do 68,3% dla BZT₅ oraz od 4,1% do 42,2% dla ChZT. W przypadku azotu amonowego zauważono natomiast, że praktycznie całość zrzucanego ładunku pochodzi z pogody suchej, a w przypadku fosforu analizy pokazały, że nawet wnoszone jest pewne niewielkie stężenie tego wskaźnika wraz ze ściekami opadowymi. Rozcieńczenie ścieków jest pojęciem umownym i nie świadczy o faktycznym poziomie zanieczyszczenia zrzutów z przelewów burzowych.
9. Zarówno badania laboratoryjne składu ścieków, jak i pomiary pochodzące z sond on-line wykazały występowanie efektu pierwszej fali zanieczyszczeń w ściekach kierowanych badanymi przelewami do wód powierzchniowych. Oceny dokonano z zastosowaniem MFFR₂₀. Dla pierwszych 20% objętości spływu efekt ten wystąpił w ponad połowie aktywacji dla zawiesin i wskaźników organicznych w przypadku przelewu B1 i J4. Na przelewie J1 występowanie pierwszej fali zanieczyszczeń było rzadsze i wystąpiło jedynie w około 30% wszystkich badanych prób w przypadku zawiesin, w około 45% prób dla ChZT oraz w 62% dla BZT₅. Na wszystkich przelewach stwierdzono występowanie tego zjawiska w zdecydowanej większości prób dla związków biogenych, przy czym silniejsze było ono dla azotu amonowego. A zatem, konieczne jest rozpatrzenie możliwości modernizacji samych przelewów lub sieci w obrębie przelewu, bowiem z założenia do odbiornika powinny trafiać ścieki rozcieńczone.
10. Zebrane w okresie badań dane odnośnie funkcjonowania przelewów burzowych pozwoliły na opracowanie modelu prognozującego wielkości ładunków zanieczyszczeń w postaci zawiesin ogólnych oraz ChZT emitowanego do odbiornika podczas ich aktywacji. Model oparto na danych opadowych oraz objętości zrzutu, dążąc tym samym do jego uproszczenia. Zgodność modelu z ładunkami rzeczywistymi była wysoka i wynosiła odpowiednio $R^2 = 0,79$ dla zawiesin ogólnych i 0,80 dla ChZT. Przydatność opracowanego modelu potwierdzono przez walidację na dwóch innych zlewniach. Zatem, prognozowanie ładunków zanieczyszczeń zrzucanych do odbiornika w oparciu o dane o opadach i ilości zrzutów może być użytecznym narzędziem w doborze skutecznych metod obniżania emisji zanieczyszczeń kierowanych tą drogą.
11. Wykorzystanie modelu pozwoliło na porównanie ładunku zanieczyszczeń emitowanego przelewami burzowymi z ładunkiem odprowadzanym z oczyszczalni ścieków w ciągu roku oraz z wybranego intensywnego zjawiska opadowego. Przeprowadzone analizy wykazały znaczny udział ładunku zanieczyszczeń pochodzącego z przelewów burzowych w całym ładunku rocznym,

odprowadzanym z terenu miasta do odbiornika. Intensywne zjawiska opadowe mogą powodować takie aktywacje przelewów, których skutkiem są emisje dużo większych ładunków zanieczyszczeń do wód powierzchniowych, niż sama oczyszczalnia ścieków w danym dniu. Dla stanu czystości odbiornika ścieków i zagrożenia jego funkcji hydrobiologicznych kluczowe znaczenie ma przede wszystkim ładunek dobowy.

Najlepszym rozwiązaniem dla odbiorników, choć trudnym do spełnienia z wielu powodów, jest całkowita likwidacja przelewów burzowych oraz kierowanie do odbiornika jedynie ścieków oczyszczonych.

LITERATURA

- Abdellatif M., Atherton W., Alkhaddar R.M., Osman Y.Z., 2015, Quantitative assessment of sewer overflow performance with climate change in northwest England, *Hydrological Sciences Journal*, 60, 4, 636-650.
- Ahyerre M., Chebbo G., Saad M., 2001, Nature and dynamics of water sediment interface in combined sewers, *Journal of Environmental Engineering*, 127, 3, 233-239.
- Artina S., Bolognesi A., Liserra T., Maglionico M., Salmoiraghi G., 2006, Experimental analysis of first foul flush in an industrial area. Water Pollution VIII: Modelling, Monitoring And Management, 95, 423-432.
- Arnbjerg-Nielsen K., 2011, Past, Present and future design of urban drainage systems with focus on Danish experience, *Water Science and Technology*, 63, 3, 527-535.
- Ahm M., Thorndahl S., Nielsen J.E., Rasmussen M.R., 2016, Estimation of combined sewer overflow discharge: a software sensor approach based on local water level measurements, *Water Science and Technology*, 74, 11, 2683-2696.
- Al Aukidy M., Verlicchi P., 2017, Contributions of combined sewer overflows and treated effluents to the bacterial load released into a coastal area, *Science of The Total Environment*, 607-608, 483-496.
- Ashley R.M., Fraser A., Burrows R., Blandsby J., 2000, The management of sediment in combined sewers, *Urban Water Journal*, 2, 4, 263-275.
- Ashley R., Crabtree B., Fraser A., Hvitved Jacobsen T., 2003, European research on sewer sediments and associated pollutants and processes, *Journal of Hydraulic Engineering*, 129, 4, 267-275.
- Bach P.M., McCarthy D.T., Deletic A., 2010, Redefining the stormwater first flush phenomenon, *Water Research*, 44, 8, 2487-2498.
- Banasiak R., Sutter R., Tait S., Verhoeven R., 2005, The erosion behaviour of biologically active sewer sediment deposits: Observations from a laboratory study, *Water Research*, 39, 5221-5231.
- Banik B.K., di Cristo C., Leopardi A., 2014, SWMM5 Toolkit development for pollution source identification in sewer systems, *Procedia Engineering*, 89, 750-757.
- Baranowska E., 2011, Konstrukcja ogrodów na dachach Budynków w aspekcie pozyskiwania wody opadowej, *Technika Rolnicza Ogrodnicza Leśna*, 6.
- Barco J., Papiri S., Stenstrom M.K., 2008, First flush in a combined sewer system, *Chemosphere*, 71,5, 827-833.

- Bartnik A., 2016, Wieloletnie zmiany odpływu małej rzeki miejskiej pod wpływem antropresji (na przykładzie Sokołówki – Łódź), Monografie Komitetu Gospodarki Wodnej PAN, z. 39, 93-113.
- Bechmann H., Nielsen M.K., Madsen H., Poulsen N.K., 1999, Grey-box modelling of pollutant loads from a sewer system, *Urban Water Journal*, 1, 1, 71-78.
- Beck C., Le Roy K., Sadowski A.-G., 2005, A coupled sewer system and WWTP modelling approach to minimise annual discharge: a case study, Proc. of the 10th International Conference on Urban Drainage, Copenhagen/Denmark, 21-26 August 2005, a CD-ROM edition.
- Beck H.J., Birch G.F., 2012, Metals, nutrients and total suspended solids discharged during different flow conditions in highly urbanised catchments, *Environmental Monitoring and Assessment*, 184, 637-653.
- Benotti M.J., Brownawell B.J., 2007, Distributions of pharmaceuticals in an urban estuary during both dry- and wet-weather conditions, *Journal of Environmental Science and Technology*, 41, 16, 5795-5802.
- Bertrand-Krajewski J.L., Chebbo G., Saget A., 1998, Distribution of pollutant mass vs volume in stormwater discharges and the first flush phenomenon, *Water Research*, 32, 8, 2341-2356.
- Bi E.G., Monette F., Gasperi J., Perrodin Y., 2014, Assessment of the ecotoxicological risk of combined sewer overflows for an aquatic system using a coupled “substance and bioassay” approach, *Environmental Science of Pollution Research*, 22, 6, 4460-4474.
- Bi E.G., Monette F., Gasperi J., 2015a, Analysis of the influence of rainfall variables on urban effluents concentrations and fluxes in wet weather, *Journal of Hydrology*, 523, 320-332.
- Bi E.G., Monette F., Gachon P., Gaspéri J., Perrodin Y., 2015b, Quantitative and qualitative assessment of the impact of climate change on a combined sewer overflow and its receiving water body, *Environmental Science and Pollution Research*, 22, 11905-11921.
- Bian B., Cheng X.J., Li L., 2011, Investigation of urban water quality using simulated rainfall in a medium size city of China, *Environmental Monitoring and Assessment*, 183, 217-229.
- Błaszczuk P., Szewczuk-Krownicka A., 2014, Wpływ wymagań Unii Europejskiej na kształtowanie, rozwój i funkcjonowanie systemów kanalizacyjnych na terenach zurbanizowanych w Polsce. Monografia Instytutu Ochrony Środowiska, Warszawa.
- Bogardi J., Dudgeon D., Lawford R., Flinkerbusch E., Meyn A., Pahl-Wostl C., Vielhauer K., Vörösmarty C., 2012, Water security for a planet under pressure: interconnected challenges of a changing world call for sustainable solutions, *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 4, 35-43.

Bowler D.E., Buyung-Ali L., Knight T.M., Pullin A.S., 2010, Urban greening to cool towns and cities: a systematic review of the empirical evidence, *Landscape and Urban Planning*, 97, 147-155.

Brombach H., Fuchs S., 2001, Datenpool gemessener Verschmutzungskonzentrationen von Trocken- und Regenwetterabflüssen in Misch- und Trennkanalisationen, Abschlussbericht. ATV-DVWK-Forschungsfonds 2001; Projekt 1/2001.

Brombach H., Weiss G., Fuchs S., 2005, A new database on urban runoff pollution: comparison of separate and combined sewer systems, *Water Science and Technology*, 51, 2, 119-128.

Brzezińska A., Zawilski M., 2005, The effect of combined wet weather sewage quality on the biological treatment process, case study of Lodz. Proc. of the 10th International Conference on Urban Drainage, Copenhagen (a CD-ROM collection of papers).

Brzezińska A., 2006, Analiza możliwości przyjmowania ścieków opadowych w biologicznych oczyszczalniach miejskich na przykładzie Grupowej Oczyszczalni Ścieków Łódzkiej Aglomeracji Miejskiej, Rozprawa doktorska, Łódź-Białystok.

Brzezińska A., Zawilski M., 2010, Dynamiczne modelowanie procesu biologicznego oczyszczania ścieków ogólnospławnych na przykładzie Łodzi, *Ochrona Środowiska*, 32, 3, 21-26.

Brzezińska A., Bandzierz D., 2012, Pomiary składu ścieków przy pomocy sond online – metodyka kalibracji, Interdyscyplinarne zagadnienia w inżynierii środowiska, 3, Wrocław 2013, ISBN 978-83-7493-750-4.

Brzezińska A., Bandzierz D., 2013, Monitoring kanalizacji ogólnospławnej z wykorzystaniem sond on-line na przykładzie Łodzi, Instal, 6, 55-58.

Brzezińska A., Zawilski M., Bandzierz D., Sakson G., 2014a, Wielkość emisji zanieczyszczeń z przelewów burzowych kanalizacji ogólnospławnej na przykładzie Łodzi, Czasopismo Inżynierii Lądowej, Środowiska i Architektury, *Journal of Civil Engineering, Environment and Architecture*, XXXI, 61 (3/1/14), 7-21.

Brzezińska A., Zawilski M., Sakson G., 2014b, Identification of Essential Factors Determining Pollutant Emissions from Combined Sewer Overflows, 13th International Conference on Urban Drainage, Sarawak, Malaysia, 7-12 September 2014.

Brzezińska A., 2016a, Emisja zanieczyszczeń z przelewów burzowych w aspekcie wpływu na odbiornik, *Inżynieria Ekologiczna*, 48, 17-27.

Brzezińska A., Sakson G., Zawilski M., 2016b, Assessment of pollutant load emission from combined sewer overflows based on the online monitoring, *Environmental Monitoring and Assessment*, 188, 9, 502.

Brzezińska A., 2017, Ocena wpływu regulacji krawędzi przelewów burzowych na możliwość ograniczenia ilości ścieków odprowadzanych do wód powierzchniowych – studium

przypadku (Impact assessment of combined sewer overflows regulation on sewage volume discharged into surface waters – a case study), *Ochrona Środowiska*, 39, 1, 23-31.

Brzezińska A., Sakson G., Zawilski M., 2018, Predictive model of pollutant loads discharged by combined sewer overflows, *Water Science and Technology*, 77, 7-8, 1819-1828.

Burszta-Adamiak E., 2012, Analysis of the retention capacity of green roofs, *Journal of Water And Land Development*, 16, I-VI, 3-9.

Burszta-Adamiak E., 2014a, Zielone dachy jako element zrównoważonych systemów odwadniających na terenach zurbanizowanych, monografia, Wydawnictwo Uniwersytetu Przyrodniczego we Wrocławiu, ISSN 2083-5531.

Burszta-Adamiak E., Łomotowski J., Wiercik P., 2014b, Zielone dachy jako rozwiązania poprawiające gospodarkę wodami opadowymi w miastach, *Inżynieria Ekologiczna*, 39, 26-32.

Burton G.A.J., Pitt R.E., 2002, Stormwater effects handbook: a toolbox for watershed managers, scientists, and engineers, CRC Press LLC, USA.

Campisano A., Cabot Ple J., Muschalla D., 2013, Potential and limitations of modern equipment for real time control of urban wastewater systems, *Urban Water Journal*, 10, 5, 300-311.

Chocat B., Bertrand-Krajewski J.L., Barraud S., 2007, Eaux pluviales urbaines et rejets urbains par Temps de pluie. *Techniques de l'ingénieur*, Paris (France), 2007, 1. W2, n W6800, 17.

Caradot N., Matzinger A., Riechel M., Sonnenberg H., Pawlowski-Reusing E., Heinzmann B., von Seggern D. & Rouault P., 2013, The use of continuous sewer and river monitoring data for CSO characterization and impact assessment. In: Proceedings of Novatech 2013, 8th International Conference on Sustainable Techniques and Strategies in Urban Water Management, Lyon, France, www.kompetenz-wasser.de/fileadmin/user_upload/pdf/forschung/MIA-CSO/MIA-CSO_D23_Monitoring_data_analysys.pdf

Carter T.L., Rasmussen T.C., 2006, Hydrologic behaviour of vegetated roofs, *Journal of the American Water Resources Association*, 42, 5, 1261-1274.

Casadio A., Maglionico M., Bolognesi A., Artina S., 2010, Toxicity and pollutant impact analysis in an urban river due to combined sewer overflows loads, *Water Science and Technology*, 61, 1, 207-215.

Caissie D., Kurylyk B.L., St-Hilaire A., El-Jabi N., MacQuarrie K.T. (2014) Streambed temperature dynamics and corresponding heat fluxes in small streams experiencing seasonal, ice cover, *Journal of Hydrology*, 519, 1441-1452.

Chebbo G., Gromaire M.C., Ahyerre M., Garaund S., 2001, Production and transport of urban wet weather pollution in combined sewer systems: the “Marais” experimental urban catchment in Paris, *Urban Water Journal*, 3, 1-2, 3-15.

Chebbo G., Ashley R., Gromaire M.C., 2003, The nature and pollutant role of solids at the water-sediment interface in combined sewer networks, *Water Science and Technology*, 47, 4, 1-10.

Chow M.F., Yusop Z., Mohamed M., 2011, Quality and first flush analysis of stormwater runoff from a tropical commercial catchment, *Water Science and Technology*, 63, 1, 1211-1216.

Clean Water Act, 2000.

Dąbrowski W., 2004, Oddziaływanie sieci kanalizacyjnych na środowisko, Politechnika Krakowska, ISBN 83-7242-306-7.

Dąbrowski W., 2007, Ocena wielkości ładunków zrzucanych przez przelewy burzowe, *Gaz Woda i Technika Sanitarna*, 3, 22-25.

Deletić A., 1998, The first flush load of urban surface runoff, *Water Research*, 32, 8, 2462-2470.

De Toffol S., Engelhard C., Rauch W., 2007, Combined sewer system versus separate system – a comparison of ecological and economical performance indicators, *Water Science and Technology*, 55, 4, 255-264.

Dębowska B., Królikowska J., 2014, Metody zmniejszania ładunku zanieczyszczeń w wodach opadowych, *Rynek Instalacyjny*, 4.

Diaz-Fierros T., Puerta J., Suarez J.F., Diaz-Fierros V., 2002, Contaminant loads of CSOs at the wastewater treatment plant of a city in NW Spain, *Urban Water*, 4, 291-299.

Dirckx G., Thoeye C., De Gueldre G., Van De Steene B., 2011a, CSO management from an operator’s perspective: a step-wise action plan, *Water Science and Technology*, 63, 5, 1044-1052.

Dirckx G., Schütze M., Kroll S., Thoeye C., De Gueldre G., van de Steene B., 2011b, Cost-efficiency of RTC for CSO impact mitigation, *Urban Water Journal*, 8, 6, 367-377.

Drewnowski J., Mąkinia J., 2013, Modeling hydrolysis of slowly biodegradable organic compounds in biological nutrient removal activated sludge systems, *Water Science and Technology*, 67, 9, 2067-2074.

Duncan H., 2004, Australian Runoff Quality, A draft copy, <http://www.arr.newcastle.edu.au/neweARQ>, ed. *National Committee on Water Engineering Engineers*, Australia.

Dymaczewski Z., Sozański M., 2002, Wodociągi i kanalizacja w Polsce: tradycja i współczesność, Polska Fundacja Ochrony Zasobów Wodnych, Poznań-Bydgoszcz.

Dyrektywa 2000/60/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 23 października 2000 r. ustanawiająca ramy wspólnotowego działania w dziedzinie polityki wodnej (Dz.U. UE L z dnia 22 grudnia 2000 r.).

Dyrektywa Rady z 21 maja 1991 r. dotycząca oczyszczania ścieków komunalnych (91/271/EWG). Dziennik Urzędowy Wspólnot Europejskich 1991, L 135/40.

Eaton T., O'Mullan G.D., Rouff A.A., 2013, Assessing continuous contamination discharge from a combined sewer outfall (cso) into a tidal wetland creek: bacteriological and heavy metals indicators, *Annals of Environmental Science*, 7, 79-92.

Ekama G.A., Dold P.L., Marais G.v.R., 1986, Procedures for determining influent COD fractions and the maximum specific growth rate of heterotrophs in activated sludge systems, *Water Science and Technology*, 18, 91-114.

Ellis J.B., Hvitved-Jacobsen T., 1996, Urban drainage impacts on receiving waters, *Journal of Hydraulic Research*, 34, 6, 771-783.

Ellis J.B., ReVitt D.M., 2008, Defining urban diffuse pollution loadings and receiving water hazard, *Water Science and Technology*, 57, 11, 1817-1823.

El Samarani A.G., Lartiges B.S., Villieras F., 2008, Chemical coagulation of combined sewer overflow: heavy metal removal and treatment optimization, *Water Research*, 42, 951-960.

Engelhard C., De Toffol S., Rauch W., 2008, Suitability of CSO performance indicators for compliance with ambient water quality targets, *Urban Water Journal*, 5, 1, 41-47.

Eregno F.E., Tryland I., Tjomsland T., Myrmel M., Robertson L., Heistad A., 2016, Quantitative microbial risk assessment combined with hydrodynamic modeling to estimate the public health risk associated with bathing simulated rainfall, *Water Research*, 41, 13, 3025-3031.

Even S., Mouchel J.M., Servais P., Flipo N., Poulin M., Blane S., Chabanel M., Paffoni C., 2007, Modelling the impacts of combined sewer overflows on the river Seine water quality, *Science of the Total Environment*, 375, 140-151.

Environmental Protection Agency, 2014, Planning and Modeling Green /Infrastructure for Combined Sewer Overflow (CSO) Control, https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-10/documents/greening_cso_plans_0.pdf

Eregno F.E., Tryland I., Tjomsland T., Myrmel M., Robertson L., Heistad A., 2016, Quantitative microbial risk assessment combined with hydrodynamic modeling to estimate the public health risk associated with bathing after rainfall events, *Science of the Total Environment*, 548-549, 270-279.

Ferrer J., Morenilla J.J., Bouzas A., Garcia-Usach F., 2004, Calibration and simulation of two large wastewater treatment plants operated for nutrient removal, *Water Science and Technology*, 50, 6, 87-94.

Fortier C., Mailhot A., 2014, Climate change impact on combined sewer overflows, *Journal of Water Resources Planning and Management*, 141, 5, 04014073.

Fraser A., Sakrabani R., Ashley R., Johnstone F., 2002, Managing sewer solids for the reduction of foul first effects – Forfar WTP, *Water Science and Technology*, 45, 3, 265-272.

Gan H., Zhuo M., Li D., Zhou Y., (2008), Quality characterization and impact assessment of highway runoff in urban and rural area of Guangzhou, China, *Environmental Monitoring and Assessment*, 140, 147-159.

Gamerith V., Steger B., Hochedlinger M., Gruber G., 2011, Assessment of UV/VIS-spectrometry performance in combined sewer monitoring under wet weather conditions, 12th International Conference on Urban Drainage, Porto Alegre/Brazil, 10-15 September.

Gasperi J., Kafi-Benyahia M., Lorgeoux C., Moilleron R., Gromaire M.-C., Chebbo G., 2008, Wastewater quality and pollutant loads in combined sewers during dry weather periods, *Urban Water Journal*, 5, 4, 305-314.

Gasperi J., Gromaire M.C., Kafi M., Moilleron R., Chebbo G., 2010, Contributions of wastewater, runoff and sewer deposit erosion to wet weather pollutant loads in combined sewer systems, *Water Research*, 44, 20, 5875-5886.

Gasperi J., Garnauld S., Rocher V., Moilleron R., 2011, Priority substances in combined sewer overflows: case study of the Paris sewer network, *Water Science and Technology*, 63, 5, 853-858.

Gasperi J., Zgheib S., Cladière M., Rocher V., Moilleron R., Chebbo G., 2012, Priority pollutants in urban stormwater: Part 2 – case of combined sewers, *Water Research*, 46, 20, 6693-6703.

Getter K.L., Rowe D.B., 2006, The role of extensive green roofs in sustainable development, *Hort Science*, 41, 5, 1276-1285.

Gamerith V., Bertrand-Krajewski J.-L., Mourad M., Rauch, W., 2011, Implications of long-term stormwater quality modeling for design of combined sewer infrastructure, *Urban Water Journal*, 8, 3, 155-166.

Geoger I., Crop P., Servai P., 2002, Faecal removal in wastewater treatment plants studied by plate counts and enzymatic methods, *Water Research*, 36, 2601-2617.

Gupta K., Saul A.J., 1996, Specific relationships for the first flush load in combined sewer flows, *Water Research*, 30, 5, 1244-1252.

Gökçay F.C., Sin G., 2004, Modeling of a large scale wastewater treatment plant for efficient operation, *Water Science and Technology*, 50,7, 123-130.

Gromaire-Mertz M., Chebbo G., Saad M., 1998, Origins and characteristics of urban wet weather pollution in combined sewer systems: The experimental urban catchment "Le Marais" in Paris, *Water Science and Technology*, 37, 1, 35-43.

Gromaire-Mertz M.C., Gonzalez G.A., Chebbo G., 1999, Characterization of urban runoff pollution in Paris, *Water Science and Technology*, 34, 6, 1773-1780.

Gromaire M.C., Garnaud S., Saad M., Chebbo G., 2001, Contribution of different sources to the pollution of wet weather flows in combined sewers, *Water Research*, 35, 2, 521-533.

Gromaire-Mertz M.C., Gonzalez G.A., Chebbo G., 1999, Characterization of urban runoff pollution in Paris, *Water Science and Technology*, 34, 6, 1773-1780.

Gruber G., Winkler S., Rressi A., 2005, Continuous monitoring in sewer networks an approach for quantification of pollution loads from CSOs into surface water bodies, *Water Science and Technology*, 52, 12, 215-223.

Gruber G., Bertrand-Krajewski J.-L., De Bénédictis J., Hochedlinger M., Lettl W., 2006, Practical aspects, experiences and strategies by using UV/VIS sensors for long-term sewer monitoring, *Water Practice and Technology*, 1, 1, IWA Publishing.

Grüning H., Orth M., 2002, Investigations of the dynamic behaviour of the composition of combined sewage using online analyzers, *Water Science and Technology*, 45, (4-5), 77-83.

Han Y.H., Lau S.L., Kayhanian M., Stenstrom M.K., 2006, Correlation analysis among highway stormwater pollutants and characteristics, *Water Science and Technology*, 53, 235-243.

Hall K.J., McCallum D.W., Lee K., Macdonald R., 1998, Characterization and aquatic impacts of combined sewer overflows in Greater Vancouver. British Columbia, *Water Science and Technology*, 38, 10, 9-14.

Hannouche A., Chebbo G. & Joannis C., 2014, Assessment of the contribution of sewer deposits to suspended solids loads in combined sewer systems during rain events. CABRRES project: chemical, microbiological, spatial characteristics and impacts of contaminants from urban catchments, *Environmental Science and Pollution Research*, 21, 8, 5311-5317.

Hannouche A., Joannis C. & Chebbo G., 2017, Assessment of total suspended solids (TSS) event load and its uncertainties in combined sewer system from continuous turbidity measurements, *Urban Water Journal*, 17, 8, 789-796.

Hata A., Katayama H., Kojima K., Sano S., Kasuga I., Kitajima M., Furumai H., 2014, Effects of rainfall events on the occurrence and detection efficiency of viruses in river water impacted by combined sewer overflows, *Science of the Total Environment*, 468-469, 757-763.

- Häck M. and Lorenz U., 2002, Online load measurement in combined sewer system-possibilities of an integrated management of waste water transportation and treatment, *Water Science and Technology*, 45, 4-5, 421-428.
- He W., Wallinder I.O., Leygraf C., 2001, A laboratory study of copper and zinc runoff during first flush and steady-state conditions, *Corrosion Science*, 43, 127-146.
- Henze M., Gujer W., Mino T., Van Loosdrecht M.C.M., 2000, Activated sludge models ASM1, ASM2, ASM2d, and ASM3. IWA Scientific and Technical Report No. 9.
- Henze M., Harremoës P., 2002, Oczyszczanie ścieków. Procesy biologiczne i chemiczne. Wydawnictwo Politechniki Świętokrzyskiej w Kielcach.
- Hochedlinger M., Hofbauer P., Wandl G., Meyer S., Rauch W., Kroiss H. and Heindl M., 2006a, Online UV VIS measurements – the basis for future pollution based sewer real time control in Linz”, 2nd Int. Conf. on Sewer Operation and Maintenance, Vienna.
- Hochedlinger M., Kainz H., Rauch W., 2006b, Assessment of CSO loads based on UV/VIS-spectroscopy by means of different regression methods, *Water Science and Technology*, 54, 6-7, 239-246.
- Holeton C., Chambers P.A., Grace L., 2011, Wastewater release and its impacts on Canadian waters, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 68, 10, 1836-1859.
- Hoppe H., Messmann S., Giga A., Grüning H., 2008, Options and limits of quantitative and qualitative onlinemonitoring of industrial discharges into municipal sewage systems, 11th International Conference on Urban Drainage, Edinburgh, Scotland, UK, 2008.
- Hoppe H., Messmann S., Giga A., Gruening H., 2011, A real-time control strategy for separation of highly polluted storm water based on UVVis online measurements – from theory to operation, *Water Science and Technology*, 63, 2287-2293.
- Huang J., Du P., Ao C., Lei M., Zhao D., Ho M., Wang Z., 2007, Characterization of surface runoff from a subtropics urban catchment, *Journal of Environmental Science*, 19, 148-152.
- Irvine K.N., Caruso J., McCorkhill G., 2005, Consideration of metals levels in identifying CSO abatement options, *Urban Water Journal*, 2, 3, 193-200.
- Isel S., Dufresne M., Fischer M. & Vazquez J., 2014, Assessment of the overflow discharge in complex CSO chambers with water level measurements – on-site validation of a CFD-based methodology, *Flow Measurement and Instrumentation*, 35, 39-43.
- Kaczor G., Bugajski P., 2006, Usuwanie związków biogenych w przydomowych oczyszczalniach ścieków typu Turbojet i Biocompact, *Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich*, 2, 65-75.

- Kafi M., Gasperi J., Moilleron R., Gromaire M.C., Chebbo G., 2008, Spatial variability of the characteristics of combined wet weather pollutant loads in Paris, *Water Research*, 42, 3, 539-549.
- Kafi-Benyahia M., Gromaire M.G., Chebbo G., 2005, Spatial variability of characteristics and origins of urban wet weather pollution in combined sewers, *Water Science and Technology*, 52, 3, 53-62.
- Kalinowska E., Oleszkiewicz J., 2001, Od projektowania do eksploatacji oczyszczalni ścieków. Optymalizacja poprzez symulację i modelowanie. Międzynar. Semin. Szkol., LEMtech Consulting, Warszawa.
- Kang J.-H., Kayhanian M., Stenstrom M.K., 2006, Implications of a kinematic wave model for first flush treatment design, *Water Research*, 40, 3820-3830.
- Kang J.-H., Kayhanian M., Stenstrom M.K., 2008, Predicting the existence of stormwater first flush from the time of concentration, *Water Research*, 42, 220-228.
- Kanso A., Chebbo G., Tassin B., 2005, Stormwater quality modeling in combined sewers: calibration and uncertainty analysis, *Water Science and Technology*, 52, 3, 63-71.
- Kappeler J., Gujer W., 1992, Estimation of kinetic parameters of heterotrophic biomass under aerobic conditions and characterization of wastewater for activated sludge modeling, *Water Science and Technology*, 25, 6, 125-139.
- Kaspersen J., 2008, Revisiting the concept of first flush, *The Journal for Surface Water Quality Professionals*, Stormwater March-April 2008.
- Kaźmierczak B., Kotowski A., 2012, Weryfikacja przepustowości kanalizacji deszczowej w modelowaniu hydrodynamicznym, Monografie Instytutu Inżynierii Ochrony Środowiska Politechniki Wrocławskiej, nr 57, Wrocław.
- Kim J.H., Ryu S.S., Lee J.H., Jun H.D., 2009, Application of LSRR (Long-term Simulated Rainfall-Runoff) model for estimation of annual pollution loads in CSOs, The 8th International Conference on Urban Drainage Modeling and the 2th International Conference on Rainwater Harvesting and Management, 7th-12th September, Tokyo, Japan.
- Kim W.J., Managaki S., Furumai H., Nakajima F., 2010, Washoff behavior of in-sewer deposit in combined sewer system through artificial flushing experiment, *Water Science and Technology*, 61, 11, 2835-2842.
- Kisiel A., Kisiel J., Malmur R., Morawiec M., 2008, Retencyjne zbiorniki jako element nowoczesnych rozwiązań sieci kanalizacyjnych, *Czasopismo techniczne*, z. 1-Ś/s. 40-63.
- Kleidorfer M., Rauch W., 2011, An application of Australian legal requirements for CSO emissions, *Water Science and Technology*, 64, 5, 1081-1088.

- Kotowski A., Kazmierczak B., Dancewicz A., 2010, Modelowanie opadów do wymiarowania kanalizacji. Monografie Komitetu Inżynierii Lądowej i Wodnej PAN, nr 68.
- Królikowska J., 2011, Podczyszczanie ścieków opadowych – rozwiązania, możliwości, efekty. Część I. Charakterystyka ścieków opadowych. Usuwanie zawiesiny, *Gaz, Woda i Technika Sanitarna*, 3, 109-115.
- Królikowska J., Królikowski A., 2012, Wody opadowe. Odprowadzenia, zagospodarowanie i podczyszczanie, Seidel Przywecki Sp. zo.o., Warszawa.
- Kuster A.T., Anthony Charles Kuster A.C., 2017, Characterization of water quality among direct and delayed wet-weather flows in an urban combined sewer catchment of Thailand, *Songklanakarin Journal of Science and Technology*, 39, 4, 497-507.
- Kwon K., Lee S., Jung Y., Min K-S., 2015, Contaminant loads of CSOs at the urban area in Korea, *Desalination and Water Treatment*, 53, 3048-3053.
- Lacour C., Joannis C., Chebbo G., 2009, Assessment of annual pollutant loads in combined sewers from continuous turbidity measurements: sensitivity to calibration data, *Water Research*, 43, 8, 2179-2190.
- Lacour C., Schuetze M., 2011, Real-time control of sewer systems using turbidity measurements, *Water Science and Technology*, 63, 2628-2632.
- Lange R.L., Wichern M., 2013, Sedimentation dynamics in combined sewer systems, *Water Science and Technology*, 68, 4, 756-762.
- Langeveld J.G., Schilperoort R.P.S., Weijers S.R., 2013, Climate change and urban wastewater infrastructure: there is more to explore, *Journal of Hydrology*, 476, 112-119.
- Lau J., Butler D., Schütze M., 2002, Is combined overflow spill frequency/volume a good indicator of receiving water quality impact?, *Urban Water*, 4, 181-178.
- Lee H., Lau S.L., Kayhanian M., Stenstrom M.K., 2004, Seasonal first flush phenomenon of urban stormwater discharges, *Water Research*, 38, 19, 4153-63.
- Li T., Zhang W., Feng C., Shen J., 2014, Performance assessment of separate and combined sewer systems in metropolitan areas in Southern China, *Water Science and Technology*, 69, 2, 422-429.
- Li L., Shan B., Yin C., 2012, Stormwater runoff pollution loads from an urban catchment with rainy climate in China, *Frontiers of Environmental Science and Engineering*, 6, 5, 672-677.
- Li J., Wai O.H.W., Li Y.S., Zhan J., Ho Y.A., Li J., Lamm E., 2010, Effect of green roof on ambient CO₂ concentration, *Building and Environment*, 45, 2644-2651.

Li D., Wan J., Ma Y., Wang Y., Huang M., Chen Y., 2015, Stormwater runoff pollutant loading distributions and their correlation with rainfall and catchment characteristics in a rapidly industrialized city. *PLoS One*, 10 3, e0118776.

Licznar P., Łomotowski J., 2005a, Analiza średnich natężeń deszczów miarodajnych we Wrocławiu, *Ochrona Środowiska*, 1, 29-34.

Licznar P., Łomotowski J., 2005b, Analiza średnich natężeń deszczów miarodajnych we Wrocławiu, *Ochrona Środowiska*, 2, 29-34.

Licznar P., 2009, Potrzeba wykorzystywania syntetycznych danych opadowych dla modelowania sieci kanalizacji deszczowej i ogólnospławnej, *Gaz, Woda i Technika Sanitarna*, 6, 19-24.

Licznar P., 2018, Analiza opadów atmosferycznych na potrzeby projektowania systemów odwadniania, Monografia, Komitet Inżynierii Środowiska Polskiej Akademii Nauk, 137, Wrocław.

Liu Y., Ahiablame L.M., Bralts V.F., Engel B.A., 2015, Enhancing a rainfall-runoff model to assess the impacts of BMPs and LID practices on storm runoff, *Journal of Environmental Management*, 147, 12-23.

Lu P., Zhang X., Zhang D., 2010, An integrated system for wastewater COD characterization and case study, *Water Science and Technology*, 62, 4, 866-872.

Ma J.S., Khan S., Li Y.X., Kim L.H., Ha S., Lau S.-L., Kayhanian M., Stenstrom M.K., 2002, First flush phenomena for highways: how it can be meaningfully defined. In: Proceedings of the 9th International Conference on Urban Drainage (ICUD). Portland, Oregon.

Maeda M., Mizushima H., Ito K., 2005, Development of the real-time control (RTC) system for Tokyo sewage system, *Water Science and Technology*, 51, 2, 213-220.

Małuszyńska I., Caballero-Frączkowski W.A., Małuszyński M.J., 2014, Zielone dachy i zielone ściany, jako rozwiązania poprawiające zdrowie środowiskowe terenów miejskich, *Inżynieria Ekologiczna*, 36, 40-52.

Mannina G., Viviani G., 2009, Separate and combined sewer systems: a long-term modelling approach, *Water Science and Technology*, 60, 3, 555-565.

Mardoux-Humery A.S., Dorner S., Sauve S., Aboulfadl K., Galarneau M., Servais P., Prevost M., 2013, Temporal variability of combined sewer overflow contaminants: Evaluation of wastewater micropollutants as tracers of fecal contamination, *Water Research*, 47, 13, 4370-4382.

Mardoux-Humery A.S., Dorner S., Sauve S., Aboulfadl K., Galarneau M., Servais P., Prevost M., 2016, The effects of combined sewer overflow events on riverine sources of drinking water, *Water Research*, 92, 218-227.

Matzinger A., Riechel M., Petersen S., Heinzmann B. & Pawlowsky-Reusing E., 2012, A Planning Instrument for an Integrated and Recipient/impact Based CSO Control under Conditions of Climate Change. EU FP 7 project PREPARED. Deliverable 5.4.2. Kompetenzzentrum Wasser Berlin, Berlin, p. 50.http://www.kompetenz-wasser.de/fileadmin/user_upload/pdf/forschung/ PREPARED/5.4.2_planning_instrument_for_CSO_control.pdf

McCarthy D.T., 2009, The first flush of E. coli in urban stormwater runoff, *Water Science and Technology*, 60, 11, 2749-2757.

Masi F., Rizzo A., Bresciani R., Conte G., 2017, Constructed wetlands for combined sewer overflow treatment: Ecosystem services at Gorla Maggiore, Italy, *Ecological Engineering*, 98, 427-438.

Miksch K., Czerska B., 2000, Biotechnologia ścieków, Skrypty Uczelniane nr 2205, Politechnika Śląska.

Michelbach S., 1995, Origin, Resuspension and settling characteristics of solid transported in combined sewerage, *Water Science and Technology*, 31, 7, 69-76.

Montalto F., Behr, Alfredo K., Wolf M., Arye M., Walsh M., 2007, Rapid assessment of the cost-effectiveness of low impact development for CSO control, *Landscape and Urban Planning*, 82, 117-131.

Montserrat A., Bosch L., Kiser M.A., Poch M. & Corominas L., 2015, Using data from monitoring combined sewer overflows to assess, improve, and maintain combined sewer systems, *Science of The Total Environment*, 505, 1053-1061.

Montserrat A., Hofer T., Poch, M., Muschalla D., Corominas L., 2017, Using the duration of combined sewer overflow events for the calibration of sewer hydrodynamic models, *Urban Water Journal*, 14, 8, 782-788.

Montusiewicz A., Łagód G., Piotrowicz A., 2010, Modelowanie systemów oczyszczania ścieków. Monografie Komitetu Polskiej Akademii Nauk, 74, Lublin.

Mrowiec M., Suchanek E., 2015, Badania modelowe spływu z utwardzonych powierzchni przepuszczalnych, *Gaz, Woda i Technika Sanitarna*, 1, 13-18.

Mroziak K., Przybyła C., Szczepański P., Napierała M., Idczak P., 2014, Zintegrowane zarządzanie zasobami wodnymi jako czynnik rozwoju społeczno-gospodarczego. Prace Naukowe UE we Wrocławiu, 339, 130-140.

Munksgaard N.C., Lottermoser B.G., 2010, Mobility and potential bioavailability of traffic-derived trace metals in a 'wet-dry' tropical region, Northern Australia, *Environmental Earth Science*, 60, 1447-1458.

MW Projekt Spółka z o.o., 2003, Projekt generalny przelewów burzowych na kanalizacji ogólnospławnej miasta Łodzi, Urząd Miasta Łodzi, Wydział Gospodarki Komunalnej.

Myszograj S., Sadecka Z., 2004, Frakcje ChZT w procesach mechaniczno-biologicznego oczyszczania ścieków na przykładzie oczyszczalni ścieków w Sulechowie, Środkowopomorskie Towarzystwo Naukowe Ochrony Środowiska, *Rocznik – Ochrona Środowiska*, 6, 233-244.

Nagaiwa A1, Settsu K., Nakajima F., Furumai H., 2007, Identification of sewer pipes to be cleaned for reduction of CSO pollutant load, *Water Science and Technology*, 55, 4, 75-83.

Nazahiyah R., Yusop Z., Abustan I., 2007, Stormwater quality and pollution loading from an urban residential catchment in Johor, Malaysia, *Water Science and Technology*, 56, 7, 1-9.

New York State Department of Environmental Conservation (NYS DEC), 2006, Description of Proposed Action for 2006 Revision to 6NYCRR Part 700-704. In: Final Amendments to Water Quality Standards Regulations, 6 NYCRR Parts 700-704. Background Regarding Proposed Amendments to Water Quality Standards Regulations. Compendum of Water Quality Standards Rule Making Documents. http://www.dec.ny.gov/docs/water_pdf/propwqsreg.pdf

Nielsen N.H., Ravn C., Mølbye N., 2010, Implementation and design of a RTC strategy in the sewage system in Kolding, Denmark. Proceedings of NOVATECH 2010 – 7th International Conference on Sustainable Techniques and Strategies for Urban Water Management, Lyon 2010, Session 2.6, 1-10.

Ochrona Środowiska 2017, GUS, Warszawa.

Obermann Matthias, Rosenwinkel Karl-Heinz, Tournoud Marie-George, Investigation of first flushes in a medium-sized mediterranean catchment, *Journal of Hydrology*, 373, 3, 405-415.

Olańczuk-Neyman K., 2003, Mikrobiologiczne aspekty odprowadzania ścieków do przybrzeżnych wód morskich, *Inżynieria Morska i Geotechnika*, 2, 55-62.

Oms C., Gromaire M.C., Chebbo G., 2005, Nature and dynamic of behaviour of organic surface layer deposits during dry weather, *Water Science and Technology*, 52, 3, 103-110.

Ouattara N.K., Garcia-Armisen T., Anzil A., Brion N., Servais P., 2014, Impact of wastewater release on the faecal contamination of a small urban river: the Zenne River in Brussels (Belgium), *Water, Air, Soil pollution*, 225, 8, 2043.

ÖWAV RB 19, 2007, Richtlinie für die Bemessung von Mischwasserentlastungen. Österreichischer Wasser – und Abfallwirtschaftsverband, Wien 2007.

Quevauviller P., Thomas O., Van Der Beken A., 2006, Wastewater Quality Monitoring and Treatment, John Wiley & Sons Ltd, England.

Qin H.P., He K.M., Fu G., 2016, Modeling middle and final flush effects of urban runoff pollution in an urbanizing catchment, *Journal of Hydrology*, 534, 638-647.

Parent-Raoult C., Boisson J.C., 2007, Impacts of urban wet weather flows (UWWF) on aquatic environments: State of knowledge, *Journal of Water Science*, 20, 2, 229-239.

Park I., Kim H., Chae S., Ha S., 2010, Probability mass first flush evaluation for combined Sewer discharges, *Journal of Environmental Sciences*, 22, 6, 915-922.

Passerat J., Ouattara N.K., Mouchel J.-M., Rocher V., Servais P., 2011, Impact of an intense combined sewer overflow event on the microbiological water quality of the Seine River, *Water Research*, 45, 2, 893-903.

Pasztor I., Thury P., Pulai J., 2009, Chemical oxygen demand fractions of municipal wastewater for modeling of wastewater treatment, *International Journal of Environmental Science and Technology*, 6, 1, 51-56.

Peng H.Q., Liu Y., Wang H.W., Gao X.L., Ma L.M., 2016, Event mean concentration and first flush effect from different drainage systems and functional areas during storms, *Environmental Science Pollution Research*, 23, 5390-5398.

Phillips P.J., Chalmers A.T., Gray J.L., Kolpin D.W., Foreman W.T., Wall G.R., 2012, Combined sewer overflows: an environmental source of hormones and wastewater micropollutants, *Environmental Science and Technology*, 46, 10, 5336-5343.

Prawo Wodne, Ustawa z dnia 20 lipca 2017 r., Dz.U. 2017 poz. 1566.

Rejman A., 2007, Bioindykacja i oddziaływanie na organizmy żywe ścieków przemysłu włókienniczego, *Problemy Ekologii*, 11, 1, 41-46.

Riechel M., Matzinger A., Pawlowsky-Reusing E., Sonnenberg H., Uldack M., Heinzmann B., Caradot N., Seggern D., Rouault P., 2016, Impacts of combined sewer overflows on a large urban river – Understanding the effect of different management strategies, *Water Research*, 105, 264-273.

Ristenpart E., Ashley R., 1995, UHL M., Organic near-bed fluid and particulate transport in combined sewers, *Water Science and Technology*, 31, 7, 61-68.

Rossi L., Fankhauser R., Chèvre N., 2005a, Water quality criteria for total suspended solids (TSS) in urban wet-weather discharges, 10th International Conference on Urban Drainage, Copenhagen/Denmark, 21-26 August.

Rossi L., Krejci V., Rauch W., Kreikenbaum S., Fankhauser R., Gujer W., 2005b, Stochastic modelling of total suspended solids (TSS) in urban areas during rain events, *Water Research*, 39, 17, 4188-4196.

Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 24 lipca 2006 roku 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. 2006 nr 137 poz. 984).

Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 18 listopada 2014 roku 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).

Saget A., Chebbo G., Bertrand-Krajewski J.L., 1996, The first flush in sewer systems, *Water Science and Technology*, 33, 9, 101-108.

Sakson G., Berliński B., 2014, Modelowanie systemu odwodnienia miasta z uwzględnieniem obiektów LID na przykładzie dachów zielonych, *Gaz, Woda i Technika Sanitarna*, 3, 99-102.

Salgado Brito R., Pinheiro H.M., Ferreira F., Saldanha Matos J., Lourenço N.D., 2014, In situ UV-Vis spectroscopy to estimate COD and TSS in wastewater drainage systems, *Urban Water Journal*, 11, 4, 261-273.

Sandoval S., Torres A., Pawlowsky-Reusing E., Riechel M., Caradot N., 2013, The evaluation of rainfall influence on combined sewer overflows characteristics: the Berlin case study, *Water Science and Technology*, 68, 12, 2683-2690.

Sansalone J.J., Buchberger S.G., 1997, Partitioning and first flush of metals in urban roadway storm water, *Journal of Environmental Engineering*, 123, 2, 134-143.

Sansalone J.J., Hird J.P., Cartledge F.C., Tittlebaum M.E., 2004, Event-based Rainfall-Runoff Water Quality and Quantity Loadings from Elevated Urban Infrastructure Impacted by Transportation, *Journal of Water Environment Research*, 77, 4, 348-365.

Schertzing G., Ruchter N., Sures B., 2018, Metal accumulation in sediments and amphipods downstream of combined sewer overflows, *Science of The Total Environment*, 616-617, 1199-1207.

Schroeder K., Riechel M., Matzinger A., Rouault P., Sonnenberg H., Pawlowsky-Reusing E., Gnirss R., 2011, Evaluation of effectiveness of combined sewer overflow control measures by operational data, *Water Science and Technology*, 63, 2, 325-330.

Schütze M., Campisano A., Colas H., Schilling W., Vanrolleghem P.A., 2004, Real time control of urban wastewater systems – where do we stand today?, *Journal of Hydrology*, 299, 335-348.

Servais P., Garcia-Armisen T., George I., Billen G., 2007, Fecal bacteria in the rivers of the Seine drainage network (France): sources, fate and modelling, *Science of the Total Environment*, 375, 152-167.

Skipworth P., Tait S., Saul A., 2000, The first foul flash in combined sewers: an investigation of the causes, *Urban Water Journal*, 2, 317-352.

Smyłła A., 2002, Analiza sanitarna wody, Wyd. WSP, Częstochowa.

Smyła A., Karpińska K., Bawor M., 2003, Zmiany liczebności bakterii mezofilnych w trakcie oczyszczania ścieków, *Zeszyty Naukowe WSP, Seria Chemia i Ochrona Środowiska*, z. VII, 159-170.

Soonthornnonda P., Christensen E.R., 2008, Source apportionment of pollutants and flows of combined sewer wastewater, *Water Research*, 42, 1989-1998.

Soller J., Stephenson J., Olivieri K., Downing J., Olivieri A.W., 2005, Evaluation of seasonal scale first flush pollutant loading and implications for urban runoff management, *Journal of Environmental Management*, 76, 4, 309-318.

Stenstrom M.K., Kayhanian M., 2005, First Flush Phenomenon Characterization, California Department of Transportation, Division of Environmental Analysis, Sacramento, http://www.dot.ca.gov/hq/env/stormwater/pdf/CTSW-RT-05-073-02-6_First_Flush_Final_9-30-05.pdf

Sztruhár D., Sokač M., Holienčin A., Markovič A., 2002, Comprehensive assessment of combined sewer overflows in Slovakia, *Urban Water Journal*, 4, 237-243.

Suarez, J. and Puertas J., 2005, Determination of COD, BOD, and suspended solids loads during combined sewer overflow (CSO) events in some combined catchments in Spain, *Ecological Engineering*, 24, 3, 201-219.

Szumilas T., Michalska M., Bartoszewicz M., 2001, Charakterystyka bakteryjnego zanieczyszczenia ścieków komunalnych z dużej aglomeracji miejskiej i ocena stopnia redukcji tego zanieczyszczenia w procesie biologicznego oczyszczania ścieków, *Roczniki PZH*, Nr 52/2, 155-165.

Sweden's environmental objectives – an introduction ISBN 978-91-620-8743-2 (https://www.miljomal.se/Global/24_las_mer/broschyre/2016/Swedens-environmental-objectives.pdf).

Tao W., Bays J.S., Meyer D., Smardon R.C. Levy Z.F., 2014, Constructed wetlands for treatment of combined sewer overflow in the US: A review of design challenges and application status, *Water*, 6, 3362-3385.

Taylor G.D., 2006, Improved Effectiveness of Nitrogen Removal in Constructed Stormwater Wetlands. Monash University. Civil Engineering Department, Melbourne, Australia.

Teemusk A., Mander Ü., 2007, Rainwater runoff quantity and quality performance from a green roof: The effects of short-term events, *Ecological Engineering*, 30, 3, 271-277

Torres A. and Bertrand-Krajewski J.L., 2008, Partial Least Squares local calibration of a UV-visible spectrometer used for in situ measurements of COD and TSS concentrations in urban drainage systems, *Water Science and Technology*, 57, 4, 581-588.

Tryland I., Surman S., & Berg J.D., 2002, Monitoring faecal contamination of the Thames estuary using semi-automated early warning system, *Water Science and Technology*, 46, 25-31.

Ustawa z dnia 27 kwietnia 2001 r. Prawo ochrony środowiska (Dz.U. z 2013 poz. 1232 z późn. zm.).

Wagner I., Krauze K., 2014, Jak bezpiecznie zatrzymać wodę opadową w mieście? Narzędzia techniczne Zrównoważony Rozwój – Zastosowania, 5, 75-93.

Walsh C.J., Roy A.H., Feminella J.W., Cottingham P.D., Groffman P.M., Morgan II R.P., 2005, The urban stream syndrome current knowledge and the search for a cure, *Journal of the North American Benthological Society*, 24, 3, 706-723.

Wang L., Liang T., Zhang Q., 2013, Laboratory experiments of phosphorus loss with surface runoff during simulated runoff, *Environmental Earth Sciences*, 72, 4047-4058.

Verdaguer M., Clara N., Gutierrez O., Poch M., 2014, Application of Ant-Colony-Optimization algorithm for improved management of first flush effects in urban wastewater systems, *Science of Total Environmental*, 485, 143-152.

Weyrauch P., Matzinger A., Pawlowsky-Reusing E., Plume S., von Seggern D., Heinzmann B., Schroeder K., Rouault P., 2010, Contribution of combined sewer overflows to trace contaminant loads in urban streams, *Water Research*, 44, 15, 4451-4462.

Vezzaro L., Christensen M.L., Thirsing C., Grum M., Mikkelsen P.S., 2014, Water quality-based real time control of integrated urban drainage systems: a preliminary study from Copenhagen, Denmark, *Procedia Engineering*, 70, 1707-1716.

Whitehead P.G., Wilby R.L., Battarbee R.W., Kernan M., Wade A.J., 2009, A review of the potential impacts of climate change on surface water quality, *Hydrological Sciences Journal*, 54, 1, 101-123.

Wierzbicki P., Waack-Zajac A., Koska T., 2010, Układ hydrograficzny miasta Łodzi, Zeszyty Naukowe Politechniki Łódzkiej, *Budownictwo*, 1066, z. 61, 1-13.

Willems P., et al., 2012a, Impacts of climate change on rainfall extremes and urban drainage. London: IWA Publishing. ISBN: 9781780401256, <http://www.iwapublishing.com/template.cfm?name=isbn9781780401256>

Willems P., et al., 2012b, Climate change impact assessment on urban rainfall extremes and urban drainage: methods and shortcomings, *Atmospheric Research*, 103, 106-118.

Villareal E.L., Semadeni-Davies A., Bengtsson L., 2004, Inner city stormwater control using a combination of best management practices, *Ecological Engineering*, 22, 279-298.

Viviano G., Valsecchi S., Polesello S., Capodaglio A., Tartari G., Salerno E., 2017, *Water, Air, and Soil Pollution*, 228:330.

Vollertsen J., Hvitved-Jacobsen T., 2002, Biodegradability of wastewater – a method for COD-fractionation, *Water Science and Technology*, 45, 3, 25-34.

Xu Z., Jun Wu J., Li H., Liu Z., Chen K., Chen H., Xiong L., Different erosion characteristics of sediment deposits in combined and storm sewers, *Water Science and Technology*, 75, 8, 1922-1931.

Xu Z., Wu J., Li H., Chen Y., Xu J., Xiong L., Zhang J., 2018, Characterizing heavy metals in combined sewer overflows and its influence on microbial diversity, *Science of The Total Environment*, 625, 1272-1282.

Yu Y., Kojima K., An K., Furumai H., 2013, Cluster analysis for characterization of rain-falls and CSO behaviours in an urban drainage area of Tokyo, *Water Science and Technology*, 68, 3, 544-551.

Zawilski M., 1997, Prognozowanie wielkości odpływu i ładunków zanieczyszczeń ścieków opadowych odprowadzanych z terenów zurbanizowanych, *Zeszyty Naukowe Politechniki Łódzkiej*, 792.

Zawilski M., Brzezińska A., 2004, Characteristics of rainfalls necessary for design and upgrading of urban drainage systems. Proc of the Int. Conf. on Urban Drainage Modelling, UDM'04, Dresden, 643-650.

Zawilski M., Brzezińska A., 2009, Variability of COD and TKN Fractions of Combined Wastewater, *Polish Journal of Environmental Study*, 18.3, 501-505.

Zawilski M., Sakson G., 2010, Modelowanie spływu ścieków opadowych ze zlewni miejskiej przy wykorzystaniu programu SWMM. Cz. I. Kalibracja modelu, *Gaz, Woda i Technika Sanitarna*, 11, 32-36.

Zawilski M., Brzezińska A., 2014a, Areal rainfall intensity distribution over an urban area and its effect on a combined sewerage system, *Urban Water Journal*, 11, 7, 532-542.

Zawilski M., Brzezinska A., Sakson G., 2014b, Assessment of combined sewer overflow performance on the basis of areal rainfall monitoring. Proceedings of 13th IUCD Conference, Kuching (Malaysia).

Zawilski M., Sakson G., Brzezińska A., 2014c, Opportunities for sustainable management of rainwater: case study of Łódź, Poland, *Ecohydrology and Hydrobiology*, Vol. 14, 3, pp. 220-228.

Zawilski M., Brzezińska A., Sakson G., Wierzbicka A., Wierzbicki P., Grzejszczak M., 2015, Analiza możliwości opomiarowania i sterowania pracą przelewów burzowych, KRAK-MAN OKSS SP. Z O.O., Kraków.

Zabel T., Milne I., McKay G., 2001, Approaches adopted by the European Union and selected Member States for the control of urban pollution, *Urban Water Journal*, 3, 1-2, 25-32.

Zhou Z., Wu Z., Wang Z., Tang S., Gu G., 2008, COD fractionation and parameter estimation for combined sewers by respirometric tests, *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 83, 1596-1601.

Zymon W., 2007, Usuwanie niskich stężeń azotu amonowego z wody, *Gaz, Woda i Technika Sanitarna*, 9, 32-36.

Badania naukowe zostały wykonane m.in. w ramach realizacji:

- Grantu badawczego NCN pt. „Ocena emisji zanieczyszczeń z przelewów burzowych kanalizacji ogólnospławnej w aspekcie potrzeb jej modernizacji i zmian uregulowań prawnych” – nr N N523 554538.
- Projektu „Innowacyjne środki i efektywne metody poprawy bezpieczeństwa i trwałości obiektów budowlanych i infrastruktury transportowej w strategii zrównoważonego rozwoju” współfinansowanego przez Unię Europejską z Europejskiego Funduszu Rozwoju Regionalnego w ramach Programu Operacyjnego Innowacyjna Gospodarka.

Autorka wykorzystała dostęp do infrastruktury obliczeniowej zbudowanej w ramach projektów PLATON nr. POIG.02.03.00-00-028/08 – usługa obliczeń kampusowych U3 oraz MAN-HA nr POIG.02.03.00-00-110/13 – „Realizacja w MAN-ach usług krytycznych o wysokim poziomie niezawodności”.

EMISJA ZANIECZYSZCZEŃ Z PRZELEWÓW BURZOWYCH KANALIZACJI OGÓLNOSPŁAWNEJ

Streszczenie

Stan czystości wód powierzchniowych uzależniony jest w znacznej mierze od rodzaju i wielkości ładunku zanieczyszczeń do nich kierowanego. Postępująca urbanizacja miast oraz obserwowane zmiany klimatyczne, objawiające się między innymi wzrostem liczby zjawisk opadowych o charakterze intensywnym lub nawet nawałnym, powodują aktywację przelewów burzowych kanalizacji ogólnospławnej. Zanieczyszczenia kierowane tą drogą do odbiorników jako mieszanina spływu powierzchniowego, ścieków pogody suchej oraz osadów kanałowych, z reguły bez jakiegokolwiek podczyszczania, uznawane są za jedno z głównych źródeł pogarszania się ich jakości.

Rosnące wymagania, co do czystości wód powierzchniowych, oraz zmiany w polskim prawie wymagają szczegółowej wiedzy na temat składu i ładunku zanieczyszczeń emitowanego do środowiska wodnego. Obecne podejście do ograniczenia działania przelewów burzowych kanalizacji ogólnospławnej oparte jest jedynie na limicie częstości ich działania bez uwzględnienia wielkości ładunku emitowanego tą drogą do odbiornika oraz jego chłonności. Biorąc pod uwagę powyższe uwarunkowania oraz fakt braku kompleksowych analiz w warunkach polskich, podjęto badania dotyczące funkcjonowania wybranych przelewów burzowych kanalizacji ogólnospławnej w Łodzi pod kątem oceny emisji zanieczyszczeń do środowiska wodnego.

Monografia jest efektem pięcioletnich badań, obserwacji i analiz prowadzonych w kierunku rozpoznania zmian dynamiki składu ścieków ogólnospławnych oraz wielkości ładunków opuszczających badane przelewy burzowe. W pierwszej części pracy zawarto podstawy teoretyczne, w których przedstawiono aspekty prawne funkcjonowania tych obiektów na świecie i w Polsce, ogólną charakterystykę ścieków emitowanych przelewami do odbiorników z uwzględnieniem czynników wpływających na ich skład a także wpływ tych ścieków na odbiornik. W drugiej części publikacji przedstawiono wyniki badań własnych dynamiki zmian składu ścieków prowadzonych w latach 2010-2015 w warunkach rzeczywistych metodami standardowymi oraz z zastosowaniem sond on-line na wybranych przelewach łódzkiej sieci kanalizacji ogólnospławnej. W pracy wykazano między innymi różnice występujące w składzie frakcyjnym badanych wskaźników zanieczyszczeń oraz określono udział ścieków pogody suchej w całkowitym ładunku kierowanym do odbiornika. Przeanalizowano także możliwość występowania zjawiska pierwszej fali zanieczyszczeń w zrzutach. Następnie przedstawiono celowość działań prowadzonych zarówno na zlewni, jak i w systemie kanalizacyjnym dążących do ograniczenia dopływu wód opadowych do kanalizacji, a w konsekwencji minimalizacji aktywacji przelewów burzowych. Etapem

ostatecznym opracowania wyników badań i analiz było utworzenie modelu matematycznego służącego do oceny wielkości emisji zanieczyszczeń kierowanych do odbiorników wodnych opartego na danych opadowych oraz objętości zrzutu.

Słowa kluczowe: przelewy burzowe, kanalizacja ogólnospławna, opad graniczny, emisja zanieczyszczeń, pierwsza fala zanieczyszczeń, frakcjonowanie zawiesin ogólnych, frakcjonowanie ChZT, model matematyczny emisji zanieczyszczeń.

EMISSION OF POLLUTANTS FROM COMBINED SEWER OVERFLOWS

Summary

The more and more demanding requirements as to the purity of surface waters, and changes in the law require a significant broadening the knowledge about the composition and the load of pollutants emitted into the aquatic environment. The progressive urbanization of cities and observed climate change, manifesting itself, *inter alia*, in the increasing number of intense precipitation phenomena, causing more frequent combined sewer overflow activation. Pollutants directed to receivers as a mixture of surface runoff, dry weather sewage and sewer sediments, usually without any pre-treatment, are considered to be one of the main sources of surface water quality deterioration.

The current approach to the reducing the combined sewer overflows' activity is based only on the limit their frequency without taking into account the amount of the load emitted to the receiver and its assimilative capacity for pollutant discharges. Taking into account the above-mentioned requirements and the lack of comprehensive analyses in Polish conditions, the research on functioning of selected combined sewer overflows in Lodz has been undertaken with intention of the assessment of the amount of pollutant emission discharged into the aquatic environment.

The monograph is the result of five-year research, observations and analyses carried out in the direction of recognizing changes in the dynamics of the wastewater composition and the amount of loads leaving the tested combined sewer overflows. The first part of the work contains theoretical basics, in which the legal aspects of functioning these facilities in the world and in Poland are presented, general characteristics of wastewater emitted by overflows to receiving waters including factors affecting their composition, as well as the impact of this wastewater on the receiver. In the second part of this publication the results of own research on the dynamics of changes in the sewage composition were presented. The research was carried out in 2010-2015 in real conditions in Łódź using standard methods as well as on-line sensors.

In the publication differences in the fractional composition of measured pollutants between dry and wet weather samples were shown. Additionally, the contribution of dry weather wastewater load in the total load of pollutants directed to the receiver has been determined. The possibility of first flush phenomenon occurrence in discharges via overflows was analyzed, too. For the investigated overflows parameters of critical precipitation causing discharge were determined. Then, the advisability of the activities carried out both on the catchment and in the sewerage system was presented, enabling the reduction of the inflow of rainwater into the sewerage, and, as a consequence, minimizing the activation of overflows.

The final part of the elaboration of the obtained research results was the creation of a mathematical model for assessing the emission of pollutants directed to water bodies on the basis of known rainfall characteristics and the volume of wastewater discharged by combined sewer overflows.

Keywords: combined sewer overflow, combined sewer system, pollution emission, first flush phenomenon, fractionation of total suspended solids, fractionation of COD, mathematical model of pollutant emission.

