

Grażyna Sakson, Agnieszka Brzezińska, Marek Zawilski

Możliwości ograniczenia wpływu ścieków deszczowych odprowadzanych z obszarów zurbanizowanych na jakość wód powierzchniowych w aspekcie uregulowań prawnych

Ponad połowa ludności na świecie mieszka obecnie w miastach, co przyczynia się z jednej strony do wzrostu zapotrzebowania na wodę, z drugiej zaś do zwiększenia ilości emitowanych z tych obszarów zanieczyszczeń do wód powierzchniowych, będących odbiornikami ścieków komunalnych. Następuje wzrost oczekiwań w zakresie zapewnienia wysokiej jakości wody dostarczanej przez systemy wodociągowe, jak również wody w rzekach, jeziorach i innych zbiornikach ze względu na ich wykorzystanie gospodarcze i rekreacyjne oraz pożądane walory estetyczne. Wody rzeczne są jednak narażone na intensywny dopływ różnego rodzaju zanieczyszczeń, będących skutkiem funkcjonowania miast. Systemy kanalizacyjne działające na obszarach zurbanizowanych przyczyniły się do poprawy warunków funkcjonowania miast, ograniczyły zagrożenia i straty związane z podtopieniami i zalaniem, a także wpłynęły na poprawę warunków sanitarnych. Ich funkcjonowanie może jednak powodować także wiele niekorzystnych zjawisk zagrażających środowisku, takich jak:

- okresowe (i często nagłe) odprowadzanie znacznego ładunku zanieczyszczeń do odbiornika, w tym również toksycznych,
- zmiany stanu wody w odbiorniku (zmniejszanie lub nawet zanik w przypadku małych cieków w czasie trwania pogody suchej, gwałtowny wzrost podczas opadów),
- obniżenie poziomu wód gruntowych i stepowanie gleb,
- zagrożenie sanitarne kąpielisk i innych form gospodarczego korzystania z wód.

Przez wiele lat podstawowym narzędziem w zakresie ochrony wód przed zanieczyszczeniem było oczyszczanie ścieków z obszarów zurbanizowanych w oczyszczalniach komunalnych, w związku z czym inwestycje służące ochronie wód były ukierunkowane na budowę i modernizację systemów kanalizacyjnych i oczyszczalni ścieków. W Polsce zanotowano istotny postęp w tym zakresie – w 2015 r. spośród 915 miast 913 było wyposażonych w sieć kanalizacyjną, funkcjonowało w nich 776 oczyszczalni ścieków, przy czym w 387 przypadkach były to oczyszczalnie ze zwiększonym stopniem usuwania biogenów. Odsetek ludności korzystającej z kanalizacji wynosił 89,8%, a korzystających z oczyszczalni ścieków – 94,6%. Obserwowany w ostatnich latach wzrost stopnia oczyszczania ścieków

odprowadzanych do wód nie przekłada się jednak na wyraźną poprawę jakości wód powierzchniowych. Z poddanych w latach 2010–2015 ocenie jednolitych części wód powierzchniowych, na 1630 badanych rzek tylko w przypadku 178 stwierdzono ich dobry stan, a na 790 badanych jezior tylko 148 miało stan dobry [1]. Widać więc wyraźnie, że nawet skuteczne oczyszczanie ścieków dopływających do oczyszczalni nie jest wystarczającym warunkiem ochrony wód. Narastanie problemów związanych z zapewnieniem dobrego stanu ekologicznego wód spowodowało, że od lat 90. XX wieku na świecie zaczęto stosować podejście zintegrowane, w którym analizuje się wpływ na odbiornik nie tylko zanieczyszczeń odprowadzanych z oczyszczalni, ale również z innych źródeł, takich jak przelewy burzowe, kanały deszczowe oraz spływy powierzchniowe [2]. Upatrywanie możliwości poprawy jakości wód w rzekach jedynie w ograniczaniu ładunku zanieczyszczeń pochodzących z systemów kanalizacyjnych nie jest w pełni poprawnym rozwiązaniem, jakkolwiek oddziaływanie systemów kanalizacyjnych na część jednolitych wód jest często wyraźne i dominujące, szczególnie przy znacznym stopniu uszczelnienia powierzchni terenu [3]. Oddziaływanie to wynika jednak nie tylko z faktu odprowadzania ścieków z miejskich oczyszczalni, ale również – a często nawet głównie – z odprowadzania ścieków przez przelewy burzowe i kanalizację deszczową.

Podstawowe regulacje prawne

Zasadnicze kwestie regulujące politykę ekologiczną państw Unii Europejskiej i zasady ochrony wód w celu zapewnienia ich dobrego stanu regulują dyrektywy, między innymi określane jako dyrektywa wodna i dyrektywa ściekowa [4–7]. Dyrektywa 2000/60/WE [8] (zwana ramową dyrektywą wodną), ustanawiająca ramy wspólnotowego działania w dziedzinie polityki wodnej, ustaliła podstawy ochrony śródlądowych wód powierzchniowych, przejściowych, przybrzeżnych oraz podziemnych, które mają między innymi:

- zapobiegać dalszemu pogarszaniu oraz chronić i poprawiać stan ekosystemów wodnych oraz – w odniesieniu do ich potrzeb wodnych – ekosystemów lądowych i terenów podmokłych bezpośrednio uzależnionych od ekosystemów wodnych,
- promować zrównoważone korzystanie z wód oparte na długoterminowej ochronie zasobów wodnych,
- dążyć do zwiększonej ochrony i poprawy środowiska wodnego, między innymi przez stopniowe ograniczanie ładunku zanieczyszczeń odprowadzanych do wód i do ziemi.

Dr inż. G. Sakson, dr inż. A. Brzezińska, dr hab. inż. M. Zawilski: Politechnika Łódzka, Wydział Budownictwa, Architektury i Inżynierii Środowiska, Zakład Technik Ochrony Wód i Hydrologii Terenów Zurbanizowanych, al. Politechniki 6, 90-924 Łódź
grazyna.sakson-sysiak@p.lodz.pl, agnieszka.brzezinska@p.lodz.pl, marek.zawilski@p.lodz.pl

Zgodnie z ramową dyrektywą wodną, państwa członkowskie zobowiązane są do zapobiegania pogorszeniu się stanu wszystkich części wód powierzchniowych, a także ich ochrony i poprawy mając na celu osiągnięcie ich dobrego stanu, a w przypadku sztucznie i silnie zmienionych wód – osiągnięcia dobrego potencjału ekologicznego i dobrego stanu chemicznego tych wód. Powinny także wdrażać konieczne środki w celu stopniowego zmniejszenia zanieczyszczenia wód substancjami priorytetowymi i zaprzestania lub stopniowego eliminowania ich emisji – mogą jednak zmierzać do osiągnięcia mniej restrykcyjnych celów w przypadku określonych części wód, gdy ich stan jest tak zmieniony przez działalność człowieka lub jego warunki naturalne są takie, że osiągnięcie tych celów byłoby niemożliwe lub nieproporcjonalnie kosztowne.

Zbieranie, oczyszczanie i odprowadzanie ścieków reguluje tak zwana dyrektywa ściekowa [9], zgodnie z którą systemy kanalizacyjne powinny być projektowane, budowane i utrzymywane według najlepszej wiedzy technicznej, bez powodowania nadmiernych kosztów, z uwzględnieniem objętości i charakterystyki ścieków i ograniczenia zanieczyszczenia wód powodowanego przez ścieki odprowadzane przez przelewy burzowe, przy założeniu, że nie jest możliwe budowanie systemów kanalizacyjnych i oczyszczalni ścieków w taki sposób, aby wszystkie ścieki komunalne były poddawane oczyszczaniu.

Polskie akty prawne transponujące przepisy Unii Europejskiej w zakresie odprowadzania ścieków komunalnych to przede wszystkim ustawa z 18 lipca 2001 r. Prawo wodne [10], ustawa Prawo ochrony środowiska [11] oraz rozporządzenie Ministra Środowiska z 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 [12]. W aktach tych określono szczegółowo:

- substancje szczególnie szkodzące środowisku wodnemu, które powinny być eliminowane oraz ograniczane,
- warunki, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi, w tym najwyższą dopuszczalną zawartość zanieczyszczeń oraz warunki, jakie należy spełnić w celu rolniczego wykorzystania ścieków,
- miejsce i minimalną częstość pobierania próbek ścieków, metody referencyjne analizy i sposób oceny, czy ścieki odpowiadają wymaganym warunkom,
- najwyższą dopuszczalną zawartość zanieczyszczeń w ściekach odprowadzanych z oczyszczalni.

Tabela 1. Wymagania jakościowe dotyczące ścieków bytowych lub komunalnych wprowadzanych do wód [12] w porównaniu do wymagań dotyczących jakości wód powierzchniowych [13]

Table 1. Quality requirements for domestic or municipal sewage discharged into receiving waters [12] in relation to the requirements for surface waters [13]

Wskaźnik		Równoważna liczba mieszkańców (RLM) [12]				Wody powierzchniowe zależnie od typu cieku [13]		
		<2000	2000÷9999	10000÷14999	15000÷99999	≥100000	I klasa	II klasa
BZT ₅	maksymalna wartość wskaźnika (g/m ³) albo minimalny stopień usuwania zanieczyszczeń (%)	40 gO ₂ /m ³	25 gO ₂ /m ³		15 gO ₂ /m ³		≤1+3 gO ₂ /m ³	≤1,9+4,9 gO ₂ /m ³
		–	70÷90%		90%			
ChZT		150 gO ₂ /m ³	125 gO ₂ /m ³			≤6+68 gO ₂ /m ³	≤10+79 gO ₂ /m ³	
		–	75%					
Zawiesiny ogólne		50 g/m ³	35 g/m ³			≤3+25 g/m ³	≤8,8+32,7 g/m ³	
		–	90%					
Azot ogólny		30 gN/m ³	15 gN/m ³		10 gN/m ³	≤0,8+4,9 gN/m ³	≤1,3+8,2 gN/m ³	
		–			70÷80%			
Fosfor ogólny		5 gP/m ³	2 gP/m ³		1 gP/m ³	≤0,03+0,2 gP/m ³	≤0,06+0,4 gP/m ³	
		–			80%			

Funkcjonowanie oczyszczalni ścieków

Wymagania w stosunku do ścieków miejskich oczyszczonych w komunalnych oczyszczalniach są sprecyzowane w odpowiednim rozporządzeniu Ministra Środowiska [12] (tab. 1), a jakość ścieków odprowadzanych do odbiornika jest systematycznie monitorowana. W systemach ogólnospławnych ścieki deszczowe trafiające do oczyszczalni są oczyszczane w takim samym stopniu jak sanitarne i muszą spełniać te same wymagania przed ich odprowadzeniem do środowiska. Oczyszczalnie ścieków z reguły mają określone w pozwoleniu wodnoprawnym dopuszczalne wartości wskaźników zanieczyszczeń, choć rozporządzenie [12] uwzględnia również alternatywnie spełnienie wymogu minimalnego stopnia oczyszczania (%). Precyzyjne sformułowanie wymagań dotyczących ścieków oczyszczonych, zgodnych z prawodawstwem europejskim i porównywalne z wymaganiami formalnoprawnymi stosowanymi w innych krajach Unii Europejskiej [7], można by było uznać za skuteczne narzędzie ochrony wód odbiorników, zwłaszcza, że wymagania te wzrastają wraz z wielkością oczyszczalni, jednak nie uwzględniają wielkości i chłonności odbiornika, co ma zasadnicze znaczenie w odniesieniu do możliwości zachowania jego dobrego stanu lub dobrego potencjału ekologicznego i chemicznego. Podejście takie może też powodować nieuzasadnione koszty oczyszczania ścieków w przypadku, gdy ilość ścieków odprowadzanych do odbiornika jest niewielka w stosunku do strumienia objętości wody w rzece, a odprowadzany ładunek zanieczyszczeń w praktyce nie zagraża jakości wód odbiornika.

Skutki działania przelewów burzowych

Funkcjonowanie przelewów burzowych jest ściśle uzależnione od częstości występowania i charakteru opadów atmosferycznych. Znaczny udział ścieków deszczowych w mieszaninie ze ściekami miejskimi powoduje aktywację tych obiektów i odprowadzanie do odbiornika ścieków nieoczyszczonych. W przeciwieństwie do oczyszczalni ścieków, gdzie parametry procesów technologicznych oraz jakość ścieków oczyszczonych są starannie rejestrowane, wciąż stosunkowo niewiele wiadomo o jakości ścieków odprowadzanych przez przelewy burzowe. Znaczna zmienność ładunku zanieczyszczeń kierowanych przez przelewy burzowe do odbiornika powoduje, że wpływ tych ścieków na jakość jego wód jest często bardzo znaczący.

Zagrożenia wynikające z działania przelewów burzowych powodowane są zarówno przez ładunek zanieczyszczeń wprowadzanych do odbiornika, jak i jego skażenie sanitarne [14–16]. Ścieki, szczególnie komunalne, wprowadzane do odbiornika naruszają jego równowagę ekologiczną – między innymi na skutek niekontrolowanego wzrostu strumienia objętości wody, zmniejszenia zawartości tlenu rozpuszczonego i zwiększenia ilości zawieszin oraz związków azotu i fosforu w wodzie. Wprowadzają one do wód odbiornika także ogromną liczbę drobnoustrojów, w tym gatunków chorobotwórczych. Ilość zanieczyszczeń i liczebność mikroorganizmów w zmieszanych ściekach komunalnych i deszczowych zależą głównie od przebiegu i dynamiki opadów atmosferycznych. Nie bez znaczenia może być również czas trwania tak zwanej pogody suchej poprzedzającej wystąpienie deszczu, podczas której na powierzchni ścian kanałów odbudowują się warstwy osadów i biofilm. Z powodu wzrostu udziału powierzchni uszczelnionych w miastach przelewy burzowe są obecnie bardzo często aktywizowane, nawet przy stosunkowo mało intensywnych deszczach, powodując istotne zagrożenie jakości wód odbiornika, co coraz częściej potwierdzają również wyniki badań toksykologicznych [17].

Najczęściej ocena wpływu przelewów burzowych na odbiornik dokonywana jest na podstawie częstości ich działania i objętości odprowadzonych ścieków, choć nie zawsze te parametry odzwierciedlają rzeczywisty wpływ tych ścieków na jakość wód odbiornika [18]. Określenie dopuszczalnej krotności działania przelewów burzowych w ciągu roku jest jednym z wielu formalnoprawnych sposobów ograniczania wpływu przelewów burzowych na odbiornik. Inne metody to między innymi [19, 20]:

- określenie dopuszczalnego ładunku zanieczyszczeń kierowanych do odbiornika,
- ustalenie minimalnego stopnia rozcieńczenia ścieków bytowych, przy którym następuje aktywacja przelewu,

- ustalenie wymagań jakościowych dotyczących ścieków odprowadzanych przez przelewy do odbiornika,
- ustalenie wysokości opadu atmosferycznego, który ma być retencjonowany lub ilości (%) ścieków deszczowych kierowanych do oczyszczalni.

Standardem w projektowaniu przelewów burzowych w Europie jest podejście emisyjne, oparte w większości przypadków na ograniczeniu wartości strumienia objętości ścieków, związanego głównie z przepustowością oczyszczalni podczas opadów atmosferycznych. Różnorodność standardów i zasad projektowania jest duża, lecz w przybliżeniu można je podzielić na dwie podstawowe grupy:

- cele jakości środowiska/standardy jakości środowiska (environmental quality objectives/environmental quality standards – EQO/EQS),
- ujednoczone normy emisji (uniform emission standards – UES) [20].

Pierwsza z nich ma na celu zdefiniowanie, jaka metoda powinna być zastosowana w przypadku danego odbiornika w celu zabezpieczenia go przed wpływem niebezpiecznych związków chemicznych. Biorąc natomiast pod uwagę zdolność ścieków do rozcieńczenia (mieszania się) w odbiorniku, poza bezpośrednią strefą związaną z miejscem ich wprowadzenia, powinny być przyjęte limity emisji. Graniczna zawartość substancji niebezpiecznych w odpływie z przelewów nie uwzględnia wartości strumienia objętości wody w odbiorniku, zdolności do pełnego wymieszania nieoczyszczonych ścieków z jego wodami oraz zdolności samooczyszczania ścieków [21]. Z technicznego punktu widzenia najrozsądniejszym podejściem do kontroli poziomu zanieczyszczeń wprowadzanych do odbiornika jest połączenie tych dwóch metod, co zostało przyjęte w zintegrowanym systemie kontroli stanu odbiornika zawartym w ramowej dyrektywie wodnej [8]. W tabeli 2 przedstawiono kryteria projektowania przelewów burzowych obowiązujące w kilku krajach Europy.

Tabela 2. Kryteria projektowania przelewów burzowych w wybranych krajach Europy [20]
Table 2. Overview of combined sewer overflow design criteria in selected European countries [20]

Kraj	Q_{maks} jako krotność Q_p lub Q_m		f; V	Metoda	Ładunek zan.	Modelowanie
Belgia (Flandria)	$6Q_p$	$10Q_m$	$f=7$	UES ⁺	nie	nie
Dania	$5Q_p$	$8÷10Q_m$	$f=2÷10$	UES ⁺ i EQO/EQS	tak	tak (?)
Francja	$3Q_p$	$4÷6Q_m$	–	UES ⁺ i EQO/EQS ⁻	tak	tak (?)
Niemcy	–	$7Q_m^*$	$V=10÷40$	UES	tak	nie
Grecja	–	$3÷6Q_m$	–	UES ⁺	nie	nie
Irlandia	–	$6Q_m$	–	UES ⁺	nie (?)	nie
Włochy	–	$3÷5Q_m$	–	UES	nie	nie
Luksemburg	$3Q_p^*$	$4÷6Q_m$	$V=10÷40$	UES	nie	nie
Holandia	–	$7Q_m$	$f=3÷10; V=70$	UES ⁺ i EQO/EQS ⁻	nie (?)	nie
Portugalia	–	$6Q_m$	–	UES	nie	nie
Hiszpania	–	$3÷5Q_m$	–	UES	nie	nie
Wielka Brytania	–	$6,5÷9Q_m^{**}$	–	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 – ujednoczone normy emisji (uniform emission standards)

UES⁺ – ujednoczone 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

Liczba przelewów burzowych w Polsce wynosi 337 [22]. Ponieważ budowę systemów odprowadzania ścieków w naszym kraju rozpoczęto później niż w większości państw europejskich, dlatego udział sieci ogólnospławnych w całym systemie kanalizacji jest stosunkowo mały. Wymagania dotyczące funkcjonowania przelewów burzowych w Polsce reguluje rozporządzenie Ministra Środowiska [12], które podaje, że ich średnia roczna częstość działania nie powinna być większa niż 10 zdarzeń, a jej wartość ustala się na podstawie danych obejmujących wyniki obserwacji opadów atmosferycznych prowadzonych co najmniej przez 10 lat lub wyniki obserwacji działania przelewów burzowych przez co najmniej 2 lata. Rozporządzenie to wymaga, aby średnia roczna częstość odprowadzania ścieków przez przelewy burzowe w aglomeracji o równoważnej liczbie mieszkańców większej lub równej 100 tys. była ustalana na podstawie modeli symulacyjnych. Monitoring i modelowanie są niezbędne, szczególnie w przypadku analizy funkcjonowania systemu przelewów obsługujących większe zlewnie, czyli w przypadku ruchu niestabilnego ścieków i nakładania się fal spływu wód deszczowych. Rozporządzenie [12] przewiduje także możliwość zmniejszenia dopuszczalnej liczby działania przelewów burzowych w roku. Jeżeli na podstawie wyników analiz jakości wód, do których odprowadzane są ścieki z przelewów okaże się, że ścieki te powodują zmianę jakości wód odbiornika, uniemożliwiającą korzystanie z nich zgodnie z ich przeznaczeniem, wówczas należy zmniejszyć średnią roczną krotność działania przelewów.

Prawodawstwo polskie bardzo nieprecyzyjnie podaje wymagania dotyczące funkcjonowania przelewów burzowych. Nawet w sytuacji opomiarowania przelewu, niejasny jest sposób liczenia poszczególnych zjawisk – czy krotność działania dotyczy poszczególnego zjawiska czy całej doby? Na przykład, jeżeli w danym dniu nastąpiło zadziałanie przelewu w godzinach przedpołudniowych, a po kilkugodzinnej przerwie ponownie przelew zadziałał, to miało miejsce jedno czy dwa wzbudzenia? Niejasne jest również, jak należy zakwalifikować zjawisko, które rozpoczęło się przed północą i trwało do godzin porannych następnego dnia. Osobną kwestią jest naliczanie kar za zbyt częste działanie przelewów – nie ma jasnych wytycznych,

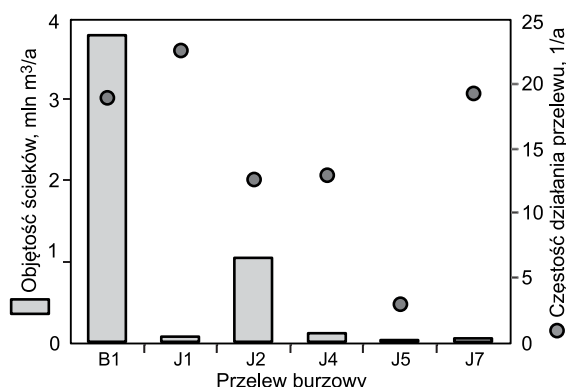
które zjawiska powinny być podstawą do naliczania kar. Jeżeli w roku kalendarzowym po wystąpieniu pierwszych 10 zdarzeń za następne będą naliczane kary, to z reguły kary te będą dotyczyły dużych zjawisk w okresie letnim, co z jednej strony wydaje się słuszne. Należy jednak pamiętać, że jeżeli w zlewni zostaną podjęte działania zmierzające do ograniczenia krotności działania przelewów (mniejszy stopień uszczelnienia terenu, zbiorniki retencyjne, system RTC (real time control) lokalne urządzenia infiltracyjne itp.), to spowodują one eliminację najmniejszych zdarzeń, które stanowią najmniejsze zagrożenie jakości wód odbiornika, natomiast zjawiska, w czasie których odprowadzane są największe objętości ścieków i największy ładunek zanieczyszczeń będą występowały nadal, zagrażając jakości wód odbiornika. Widać to wyraźnie na przykładzie danych zestawionych w tabeli 3, w której zebrano wyniki analiz funkcjonowania w latach 2012–2014 dwóch łódzkich przelewów burzowych (J7 o powierzchni zlewni 360 ha i stopniu uszczelnienia równym 0,32 oraz J1 o powierzchni zlewni 211 ha i stopniu uszczelnienia równym 0,33). Analizę przeprowadzono z wykorzystaniem skalibrowanych modeli EPA SWMM, na podstawie danych pomiarowych uzyskanych z lokalnych deszczomierzy. Statystykę działania przelewów przedstawiono w dwóch wariantach – przy zliczaniu liczby zdarzeń oddzielonych od siebie przerwą minimum 6h oraz 24h. Jak widać, liczba zdarzeń w obu wariantach znacznie się od siebie różniła. Istotne były też różnice objętości ścieków podczas 10 zdarzeń, które mogłyby być uznane jako dopuszczalne. Bardzo istotny był także brak zależności między liczbą zdarzeń a objętością nieoczyszczonych ścieków odprowadzanych przez przelewy, co wykazały analizy przeprowadzone na przykładzie kanalizacji w Łodzi (rys. 1).

Przelew burzowy B1 działał średnio w roku 19-krotnie i odprowadził do środowiska wodnego 3811859 m³ ścieków, a przelew J1 w tym samym czasie działał 25-krotnie i odprowadził tylko 75032 m³ ścieków. Dane te wyraźnie wskazują, że dopuszczalna liczba 10 aktywacji tych obiektów w ciągu roku nie przekłada się na ograniczenie ilości ścieków przedostających się tą drogą do odbiornika, a co za tym idzie – na ograniczenie ładunku odprowadzanych zanieczyszczeń.

Tabela 3. Wyniki symulacji działania przelewów burzowych J7 i J1 w latach 2012–2014
Table 3. Simulation results of J7 and J1 combined sewer overflows operation in the period of 2012–2014

Przelew	Rok	Liczba zdarzeń	Objętość odprowadzonych ścieków, m ³ /a					
			zakres wartości	wartość średnia	odchylenie standardowe	suma objętości	suma 10 największych objętości	suma pierwszych 10 objętości
J7	2012	a: 29	109+19658	2364	3692	68486	53296	11255
		b:27	141+19658	2539	3789		53543	12629
	2013	a: 36	105+30802	4405	7090	158367	121458	68636
		b:28	106+30923	5664	8514		132490	93456
	2014	a: 46	117+18903	2389	3516	109737	72452	9718
		b: 31	117+25070	3546	5399		88356	13577
J1	2012	a: 20	186+13717	1900	3366	37872	33980	20815
		b: 19	186+13717	2000	3436		34563	20815
	2013	a: 20	113+11199	3174	3332	63463	57303	38220
		b: 17	113+14932	3734	4803		61382	43256
	2014	a: 21	135+17342	2094	4313	43846	39923	27708
		b: 16	175+17887	2748	5033		41931	30042

a – liczba zdarzeń oddzielonych od siebie przerwą minimum 6h, b – liczba zdarzeń oddzielonych od siebie przerwą minimum 24h



Rys. 1. Objętość ścieków odprowadzonych przez wybrane przelewy burzowe w Łodzi oraz częstość ich działania w latach 2012–2014

Fig. 1. Discharge volume and operation frequency of selected combined sewer overflows in Lodz in the period of 2012–2014

Odprowadzanie ścieków deszczowych

W Polsce jedynie sześć miast ma kanalizację ogólnospławną, pozostałe są wyposażone w systemy rozdzielcze (236) lub mieszane (217) [6]. Oznacza to, że w zdecydowanej większości miast wody deszczowe spływające z powierzchni uszczelnionych są odprowadzane wprost do odbiornika, najczęściej bez oczyszczania, co skutkuje wprowadzaniem do wód znacznego ładunku zanieczyszczeń. Ścieki deszczowe są nośnikiem bardzo wielu zanieczyszczeń. Trafiają one do nich na etapie powstawania opadu w atmosferze (I faza), podczas spływu wód deszczowych z powierzchni zlewni (II faza), wreszcie mogą być wypłukiwane z osadów zgromadzonych w przewodach kanalizacyjnych. Ramowa dyrektywa wodna [8] podaje jedynie 33 substancje priorytetowe w dziedzinie polityki wodnej i dodatkowo 8 dołączonych w 2008 r., przy czym w ściekach deszczowych zidentyfikowano już ponad 650 substancji organicznych oraz 30 metali śladowych i związków nieorganicznych [23]. Wiele z nich stanowi poważne zagrożenie jakości wód odbiornika. Ilości, w jakich występują, są bardzo zróżnicowane i zależą między innymi od rodzaju powierzchni odwadniającej, jej lokalizacji względem źródeł zanieczyszczeń i sposobu jej utrzymania, a także parametrów deszczu i czasu trwania pogody suchej przed jego wystąpieniem [24–26]. Zmiany jakościowe występują także w trakcie spływu wód deszczowych w postaci tak zwanej pierwszej fali, a niekiedy ostatniej fali, podczas których odprowadzana jest w krótkim czasie większość ładunku zanieczyszczeń.

Ścieki deszczowe zawierają przede wszystkim znaczne ilości zawiesin. Badania przeprowadzone w Paryżu wykazały [27], że podczas trwania jednego deszczu z powierzchni uszczelnionej spływały zawiesiny w ilości od 2,0 kg/ha do 24,6 kg/ha, co w przypadku badanych wylotów odpowiadało masie zawiesin od 116±41 kg do 1331±469 kg. Wraz z zawiesinami z powierzchni uszczelnionych spływają także inne zanieczyszczenia, między innymi metale śladowe i substancje organiczne, głównie pochodzące z dróg o dużym natężeniu ruchu. W tabelach 4 i 5 przedstawiono dane dotyczące ilości i ładunków zanieczyszczeń odprowadzanych z powierzchni zurbanizowanych. Dane te pochodzą z badań prowadzonych w różnych zlewniach i w różnym czasie, jednak jednoznacznie wskazują, że odprowadzanie ścieków deszczowych do odbiorników wiąże się z emisją znacznych ilości zanieczyszczeń. W pracy [28]

Tabela 4. Charakterystyka jakości ścieków deszczowych
Table 4. Stormwater quality characteristic

Wskaźnik, jednostka	Źródło danych			
	Łódź	[28]	[26]	[29]
Zawiesiny og., g/m ³	64÷794	50÷348	11÷430	2÷3093
ChZT, gO ₂ /m ³	81÷620	12÷59	14÷320	5,7÷551
Azot ogólny, gN/m ³	–	1,7÷1,8	<2÷16	0,03÷11,6
Fosfor ogólny, gP/m ³	–	0,09÷1,01	0,3÷3,57	0,65÷8,82
Cynk, mgZn/m ³	41÷1057	41,6÷261	130÷520	1÷3563
Miedź, mgCu/m ³	23÷320	11÷59	30÷220	3÷1800
Ołów, mgPb/m ³	10÷126	1,1÷33,4	10÷129	0,2÷2745

Tabela 5. Jednostkowe ładunki zanieczyszczeń odprowadzanych kanalizacją deszczową
Table 5. Pollutant unit loads discharged by the stormwater systems

Ładunek, jednostka*	Źródło danych		
	Łódź (śr.)	[28]	[30]
Zawiesiny og., kg/(a·ha)	1730	45÷2100	200÷600
ChZT, kgO ₂ /(a·ha)	1410	10÷800	50÷300
Azot ogólny, kgN/(a·ha)	–	1,6÷10,3	1÷7
Fosfor ogólny, kgP/(a·ha)	–	0,08÷6,07	0,3÷30
Cynk, kgZn/(a·ha)	2,20	0,01÷0,89	0,2÷20
Miedź, kgCu/(a·ha)	0,69	0,04÷2,10	0,03÷5
Ołów, kgPb/(a·ha)	0,27	0,001÷1,71	0,007÷20

*w odniesieniu do powierzchni zredukowanej

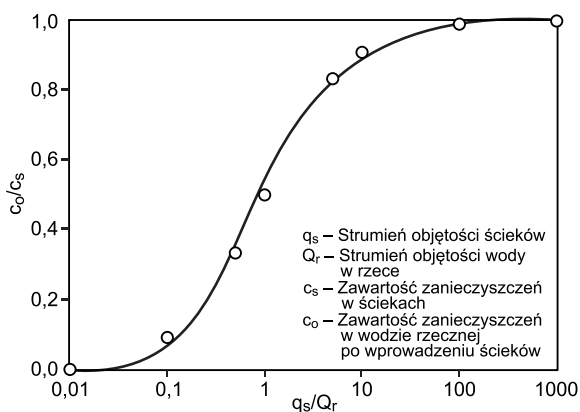
podkreślono wprawdzie, że badania prowadzone w ostatnich latach wskazują na mniejsze zanieczyszczenie ścieków deszczowych niż wynikało to z wcześniejszych doniesień literaturowych, jednak nie można uznać, że sytuacja uległa wyraźniej poprawie. Wskazuje się raczej na konieczność stosowania odpowiednich metod określania zanieczyszczeń odprowadzanych do odbiorników z konkretnych zlewni, gdyż obserwowany wzrost występowania intensywnych opadów sprzyja nasileniu chwilowego obciążenia odbiorników ładunkiem zanieczyszczeń, naruszając ich równowagę ekologiczną.

Polskie uregulowania prawne [12] stanowią, że wody deszczowe lub roztopowe, pochodzące z zanieczyszczonej powierzchni szczelnej, ujęte w otwarte lub zamknięte systemy kanalizacyjne, mogą być wprowadzane do wód lub do ziemi, o ile nie zawierają zanieczyszczeń w postaci zawiesin ogólnych w ilościach przekraczających 100 g/m³ oraz węglowodorów ropopochodnych w ilościach ponad 15 g/m³. Wody deszczowe lub roztopowe, pochodzące z innych powierzchni, mogą być wprowadzane do wód lub do ziemi bez oczyszczania. Obowiązujące w innych krajach regulacje prawne, dotyczące tego problemu, określają między innymi [4, 30, 31]:

- odsetek ścieków deszczowych kierowanych w czasie opadów atmosferycznych do oczyszczalni komunalnych,
- wysokość opadów atmosferycznych, przy których ścieki deszczowe powinny być oczyszczane,
- wymagany stopień ograniczenia rocznego ładunku zanieczyszczeń w odniesieniu do głównych wskaźników fizyczno-chemicznych,
- minimalną pojemność zbiorników retencyjnych.

Wpływ ścieków deszczowych na odbiornik

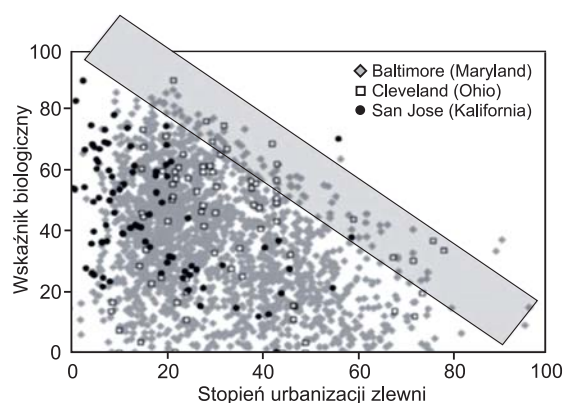
Nieoczyszczone ścieki deszczowe kierowane do odbiornika wpływają na jego charakterystykę hydrologiczną oraz warunki fizyczno-chemiczne i biologiczne ekosystemu wodnego [32]. Zanieczyszczenia wprowadzane do rzek mogą wykazywać działania krótkoterminowe, opóźnione oraz długoterminowe, analizowane w aspektach hydraulicznym, chemicznym, fizycznym, sanitarnym, biochemicznym, a także estetycznym. Jest to szczególnie istotne w przypadku małych (wrażliwych) odbiorników, które powinny spełniać wymaganą przez przepisy Unii Europejskiej dobrą jakość ekologiczną. Znaczenie wielkości odbiornika w aspekcie możliwości utrzymania jego stanu chemicznego, w zależności od ilości odprowadzanych do niego ścieków deszczowych, przedstawia rysunek 2, który został opracowany na podstawie bilansu ładunków zanieczyszczeń, przy założeniu małej zawartości zanieczyszczeń w rzece w stosunku do odprowadzanych do niej ścieków deszczowych.



Rys. 2. Wpływ ilości odprowadzanych ścieków w stosunku do wielkości odbiornika na zmiany jakości wody w rzece
Fig. 2. Impact of discharge volume relative to the receiver size on changes in water quality parameters

Nadmierny ładunek związków biogennych zawarty w odprowadzanych ściekach deszczowych powoduje w odbiorniku przyspieszoną eutrofizację i potęguje deficyt tlenu, co doprowadza do wyniszczenia wielu wrażliwych gatunków organizmów żyjących w środowisku tlenowym, które ustępują miejsca gatunkom o mniejszych wymaganiach. Obserwuje się wyraźną zależność między stopniem urbanizacji zlewni (urban gradient), wyrażającym się stopniem jej zagospodarowania, gęstością dróg i gęstością zaludnienia, a spadkiem liczebności organizmów wodnych w rzekach miejskich (rys. 3).

Jednym z czynników wpływających szybko i bezpośrednio na życie biologiczne w wodach powierzchniowych jest azot amonowy. Jego zawartość jest zmienna w zależności od pory roku [33], ale na ogół nie przekracza 1 gN/m^3 , podczas gdy w ściekach odprowadzanych przez przelew burzowy może być kilkunastokrotnie większa [34].



Rys. 3. Zależność między stopniem urbanizacji zlewni a jakością biologiczną wody w odbiorniku [35]

Fig. 3. Relationship between catchment urbanization level and biological index of water in the receiver [35]

Dopuszczalna zawartość azotu amonowego w odbiorniku nie powinna przekraczać $2,5 \div 5 \text{ gN/m}^3$, w zależności od gatunku ryb, które w nim żyją [36].

Znaczny ładunek związków organicznych, wprowadzany głównie przez przelewy burzowe, powoduje nagły wzrost zapotrzebowania wody na tlen [37], przy czym jego gwałtowny spadek może spowodować między innymi śnięcie ryb. Minimalna zawartość tlenu w wodzie odbiornika powinna wynosić $2 \text{ gO}_2/\text{m}^3$ przez czas nie dłuższy niż 30 min. Deficyt tlenu w odbiorniku, powodowany odprowadzaniem ścieków ogólnospławnych, może utrzymywać się nawet przez jedną dobę [38, 39], a odkładające się na dnie rzeki osady mogą jeszcze pogłębić to niekorzystne zjawisko [40]. Nadmierne ilości zawieszin wprowadzanych z sieci kanalizacyjnej do środowiska wodnego są przyczyną wzrostu mętności wody, co także niekorzystnie wpływa na organizmy wodne, a szczególnie ryby, zakłócając ich procesy życiowe. Dodatkowo na cząstkach stałych adsorbowane są inne zanieczyszczenia, między innymi metale śladowe i substancje priorytetowe, które łącznie z nimi kumulują się w odbiorniku [41–45].

Działanie przelewów burzowych przyczynia się również do pogorszenia stanu sanitarnego odbiorników [46–49], co zostało zauważone między innymi w rzekach poniżej dużych miast, na przykład w Sekwanie poniżej Paryża [50] oraz Tamizie poniżej Londynu [51]. Ponieważ rzeki spełniają często rolę rekreacyjną, dlatego patogeny występujące w nieoczyszczonych ściekach deszczowych mogą być przyczyną różnych chorób. Oddrębny złożony problem stanowi ocena wpływu ścieków deszczowych odprowadzanych z terenów zurbanizowanych na stan biologiczny odbiorników, ze względu na skomplikowany i niekiedy długotrwały przebieg procesów biologicznych, które w nim zachodzą [52]. Należy pamiętać, że zgodnie z obowiązującym stanem prawnym o stanie ekologicznym odbiornika decydują elementy biologiczne, hydromorfologiczne oraz fizyczno-chemiczne. Aby osiągnąć dobrą jakość ekologiczną odbiornika, autorzy pracy [37] proponują ograniczyć wartości jednego lub więcej parametrów, takich jak wzrost strumienia objętości ścieków, zawartości zanieczyszczeń (szczególnie związków organicznych i nieorganicznych, azotu amonowego) oraz ładunku związków biogennych, metali śladowych i innych mikrozanieczyszczeń liczonego w czasie całego roku. W Austrii przyjęto zasadę, że w odbiorniku poniżej miejsca odprowadzania ścieków deszczowych zawartość tlenu nie może być mniejsza niż $5 \text{ gO}_2/\text{m}^3$ i nie mogą występować w nim strefy beztlenowe [36].

Obciążenie odbiornika ściekami deszczowymi na przykładzie Łodzi

Ustalenie źródeł i rozmiaru emisji zanieczyszczeń z obszaru zurbanizowanego do odbiornika wodnego, a także ich wpływu na ten odbiornik, wymaga prowadzenia wieloletnich badań w ramach szerokiego monitoringu ilościowego i jakościowego, którym powinny być objęte – oprócz oczyszczalni ścieków – przelewy burzowe i główne wyloty kanalizacji deszczowej. Wyniki takich badań przeprowadzonych w Łodzi przedstawiono w tabeli 6 w odniesieniu do objętości ścieków oraz w tabeli 7 w odniesieniu do ładunków zawiesin i zanieczyszczeń mierzonych wartością ChZT. W Łodzi funkcjonuje mieszany system kanalizacji – dzielnice centralne wyposażone są w system ogólnospławny, wyposażony w 18 przelewów burzowych, zaś dzielnice poza centrum miasta mają system rozdzielczy. Głównym odbiornikiem ścieków jest Ner i jego dopływy. Przedstawione w tabelach dane mają charakter orientacyjny, przy

czym w zakresie przepływów prezentowane dane są dość precyzyjne (z racji opomiarowania wszystkich przelewów, oczyszczalni i monitorowania opadów), lecz ilości zanieczyszczeń w ściekach z przelewów burzowych i wylotów kanalizacji deszczowej przyjęto na podstawie analiz wybranych obiektów i zjawisk. Z przedstawionych danych wynika wyraźnie, że w skali całego roku to oczyszczalnia jest głównym źródłem ścieków wprowadzanych do odbiornika (90% objętości ścieków odprowadzanych do rzeki), lecz z uwagi na wysoką skuteczność oczyszczania udział w ładunku odprowadzanych zanieczyszczeń jest znacznie mniejszy (36% zawiesin i 71% ChZT). Sytuacja jest zupełnie inna podczas występowania opadów atmosferycznych. W tabelach 6 i 7 przedstawiono dane podczas długotrwałego i krótkiego opadu, lecz o dużym natężeniu – w obu przypadkach w oczyszczalni część ścieków po mechanicznym oczyszczeniu kierowana była do odbiornika z ominięciem oczyszczania biologicznego. W tym czasie ładunek zanieczyszczeń odprowadzanych z oczyszczalni był stosunkowo

Tabela 6. Objętości ścieków odprowadzonych z obszaru Łodzi do Neru w 2012 r.
Table 6. Volume of wastewater discharged from Lodz to the Ner river in 2012

Źródło ścieków	Deszcze w 2012 r. H=415,3 mm		Deszcz 14-06-2012 H=35,1 mm, t=570 min, $i_{maks}=50,4$ mm/h		Deszcz 19-07-2012 H=3,2 mm, t=20 min, $i_{maks}=56,8$ mm/h	
	m ³	%	m ³	%	m ³	%
GOS* – ścieki oczyszczone biologicznie	61918 000	87	247 000	14	184 130	64
GOS* – ścieki oczyszczone mechanicznie	2215 000	3	221 000	13	7 848	3
GOS* ogółem	64 133 000	90	468 700	27	191 978	67
Przelewy burzowe	2037 000	3	398 000	23	16 400	6
Wyloty kanalizacji deszczowej	5034 000	7	860 000	50	78 500	27
Łącznie	71 204 000	100	1 726 700	100	286 878	100
Ścieki deszczowe dopływające do GOS*	6 396 000	–	291 000	–	47 000	–

* Grupa Oczyszczalnia Ścieków w Łodzi Spółka z o.o.

Tabela 7. Ilości i ładunki zanieczyszczeń odprowadzonych z obszaru Łodzi do Neru w 2012 r.
Table 7. Pollutant load discharged from Lodz to the Ner river in 2012

Źródło ścieków wskaźnik zanieczyszczeń		Deszcze w 2012 r. (H=415,3 mm)			Deszcz 14-06-2012 (H=35,1 mm, t=570 min, $i_{maks}=50,4$ mm/h)			Deszcz 19-07-2012 (H=3,2 mm, t=20 min, $i_{maks}=56,8$ mm/h)		
		ilość, g/m ³	ładunek		ilość, g/m ³	ładunek		ilość, g/m ³	ładunek	
			kg/a	%		kg/a	%		kg/a	%
GOS* – ścieki oczyszczone biologicznie	zawiesiny	14	867 000	27	14	3 458	1	14	2 578	10
	ChZT (O ₂)	45	2 786 000	56	45	11 115	3	45	8 286	31
GOS* – ścieki oczyszczone mechanicznie	zawiesiny	133	295 000	9	133	29 486	6	133	1 044	4
	ChZT (O ₂)	335	742 000	15	335	74 269	21	335	2 629	10
GOS* ogółem	zawiesiny	–	1 162 000	36	–	32 944	7	–	3 522	14
	ChZT (O ₂)	–	3 528 000	71	–	85 384	24	–	10 915	41
Przelewy burzowe	zawiesiny	380	774 000	25	340	135 320	26	600	9 840	39
	ChZT (O ₂)	390	794 000	16	300	119 400	33	600	9 840	37
Wyloty kanalizacji deszczowej	zawiesiny	250	1 258 000	39	400	344 000	67	150	11 775	47
	ChZT (O ₂)	125	629 000	13	180	154 800	43	75	5 888	22
Łącznie	zawiesiny	–	3 194 000	100	–	512 264	100	–	25 237	100
	ChZT (O ₂)	–	4 951 000	100	–	359 584	100	–	26 643	100

niewielki. Wyraźnie dominującym źródłem zanieczyszczeń były wówczas wyloty kanałów deszczowych, zwłaszcza w przypadku zawiesin, przy czym – w zależności od charakterystyki danego opadu atmosferycznego – przez przelewy burzowe była odprowadzana porównywalna lub mniejsza ilość zanieczyszczeń do odbiornika.

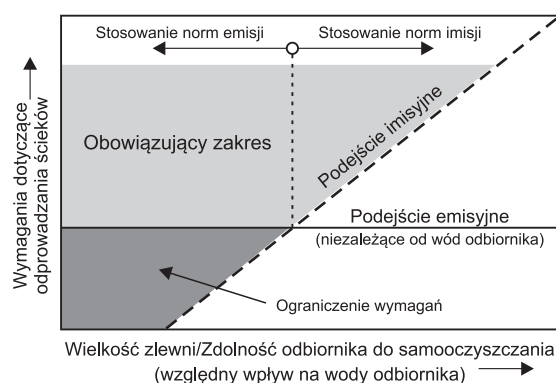
Aby w pełni ocenić wpływ zanieczyszczeń odprowadzanych z poszczególnych źródeł do odbiornika, niezbędne jest prowadzenie bardziej dokładnych analiz jakościowych, ponieważ na jego stan ma wpływ także frakcja zanieczyszczeń. Mimo tej samej wartości, na przykład ChZT, struktura zanieczyszczeń w rozbiciu na frakcje będzie różna, w zależności od źródła ścieków. Na przykład w nieoczyszczonych ściekach odprowadzanych przez przelewy burzowe występuje znaczny udział procentowy frakcji łatwo rozkładalnej biologicznie. W zależności od charakteru opadu atmosferycznego, czasu trwania suchej pogody poprzedzającej opad oraz wielu innych czynników, procentowy udział tej frakcji w ogólnej wartości ChZT waha się w zakresie 6,5÷56%, natomiast w przypadku ścieków odprowadzanych z oczyszczalni biologicznych frakcja ta jest całkowicie usunięta i do odbiornika trafiają ścieki z dużą zawartością frakcji inertnych, których udział w ogólnym ChZT w przypadku Łodzi sięgał 95%. Biodegradowalność ścieków jest czynnikiem, który znacząco wpływa na procesy zachodzące w odbiorniku. Analiza ścieków opuszczających badane przelewy burzowe wykazała, że były one przede wszystkim wolno i średnio biodegradowalne. Wartość stosunku $[BZT_5]/[ChZT]$ zmieniała się w próbkach chwilowych w trakcie spływu ścieków deszczowych w zakresie 0,12÷0,5. Zauważono jednak, że w niektórych przypadkach działania przelewów burzowych wartość tego stosunku w ściekach była większa od 0,5 (w próbkach chwilowych nawet do 0,7), co świadczyło już o ich biodegradowalności.

Dyskusja

Sformułowanie w ramowej dyrektywie wodnej [8] wymagań dotyczących ochrony odbiorników, uwzględniających zanieczyszczenia ze źródeł punktowych i rozproszonych, było ważnym krokiem na drodze do poprawy stanu ekologicznego wód będących odbiornikami ścieków [4]. Zdaniem wielu autorów [53] istnieje jednak poważna luka między wymaganiami tej dyrektywy oraz dyrektywy ściekowej, przejawiająca się głównie w nieuwzględnieniu wielkości odbiornika, a zwłaszcza jego chłonności w stosunku do ładunku odprowadzanych zanieczyszczeń, co powoduje między innymi niewłaściwe wykorzystanie środków przeznaczonych na ochronę wód.

Formułowanie wymagań dotyczących skutecznej ochrony wód może być dokonywane na podstawie podejścia emisyjnego, przy którym wielkości ograniczające emisję zanieczyszczeń wzrastają wraz z wielkością zlewni, lecz nie są uwzględniane parametry odbiornika i jego zdolność do samooczyszczania, jak to ma miejsce w podejściu imisyjnym. Na rysunku 4 przedstawiono schematycznie wymagania w stosunku do systemu odprowadzania ścieków w zależności od wzrostu oddziaływania tego systemu na wody odbiornika wynikającego z jego wielkości.

Obowiązujące w Polsce regulacje formalnoprawne, dotyczące odprowadzania ścieków z terenów zurbanizowanych, oparte są na podejściu emisyjnym i wyznaczają jedynie dopuszczalne wartości wskaźników zanieczyszczeń kierowanych do odbiornika lub częstości dopuszczalnych



Rys. 4. Schemat wymagań w stosunku do systemów odprowadzania ścieków z uwzględnieniem standardów emisyjnych i imisyjnych [4]

Fig. 4. Diagram of wastewater system requirements considering the emission and immission standards [4]

przekroczeń, jak to ma miejsce w przypadku funkcjonowania przelewów burzowych. Wielkość i chłonność odbiornika nie są uwzględniane, jedynie w przypadku ścieków odprowadzanych z oczyszczalni komunalnych dopuszczalna zawartość zanieczyszczeń jest zależna od jej wielkości. Na świecie tak uproszczone podejście do zagadnienia ochrony jakości wód powierzchniowych jest stosowane rzadko, głównie w przypadku mniejszych zlewni, gdy ładunek odprowadzanych zanieczyszczeń jest niewielki w stosunku do chłonności wód odbiornika na zanieczyszczenia.

W przypadku ustalania dopuszczalnych wartości emisji zanieczyszczeń z przelewów burzowych mogą być brane pod uwagę różne rozwiązania uwzględniające wpływ ścieków deszczowych na odbiornik. Poszukuje się preferencyjnych i nieskomplikowanych metod opartych na monitoringu i modelowaniu przelewów burzowych [54] oraz zbadaniu, czy możliwe jest opisanie wpływu emisji zanieczyszczeń z tych obiektów na odbiornik przez wybrane wskaźniki. Przykładowo w Austrii, niezależnie od spełnienia wymagań opartych na emisji zanieczyszczeń opisanych w ÖWAV-RB [55], zdefiniowano kryteria dotyczące odbiornika, mieszczące w sobie wpływ wprowadzanych zanieczyszczeń na jego wody w podziale na sześć podstawowych grup – wpływ hydrauliczny, ostre zanieczyszczenie azotem amonowym, deficyt zawartości tlenu, zanieczyszczenie zawiesinami, znaczenie higieniczne oraz estetyczne. Oznacza to bardzo kompleksowe podejście do zagadnienia projektowania i funkcjonowania przelewów burzowych w tym kraju. Stosowane w Polsce kryterium częstości działania przelewów burzowych nie daje żadnych konkretnych podstaw do oceny wpływu działania przelewów na jakość wód odbiornika – co najwyższej może mieć znaczenie w pewnym zakresie do oceny ostrych i nagłych skutków. Objętość odprowadzanych ścieków wydaje się być reprezentatywna w odniesieniu do obciążenia odbiornika ładunkiem zanieczyszczeń, jednak bardziej celowe wydaje się zastosowanie jednego z dwóch zapisów normy PN-EN 752:2008 (Zewnętrzne systemy kanalizacyjne) [56]. Pierwszy z nich mówi, że działanie przelewu powinno rozpocząć się dopiero po przekroczeniu tak zwanego splukującego natężenia deszczu z przedziału 10÷30 dm³/(s·ha), zaś drugi, że działanie przelewu może nastąpić dopiero po przekroczeniu 5÷8-krotnego rozcieńczenia ścieków bytowo-gospodarczych ściekami deszczowymi.

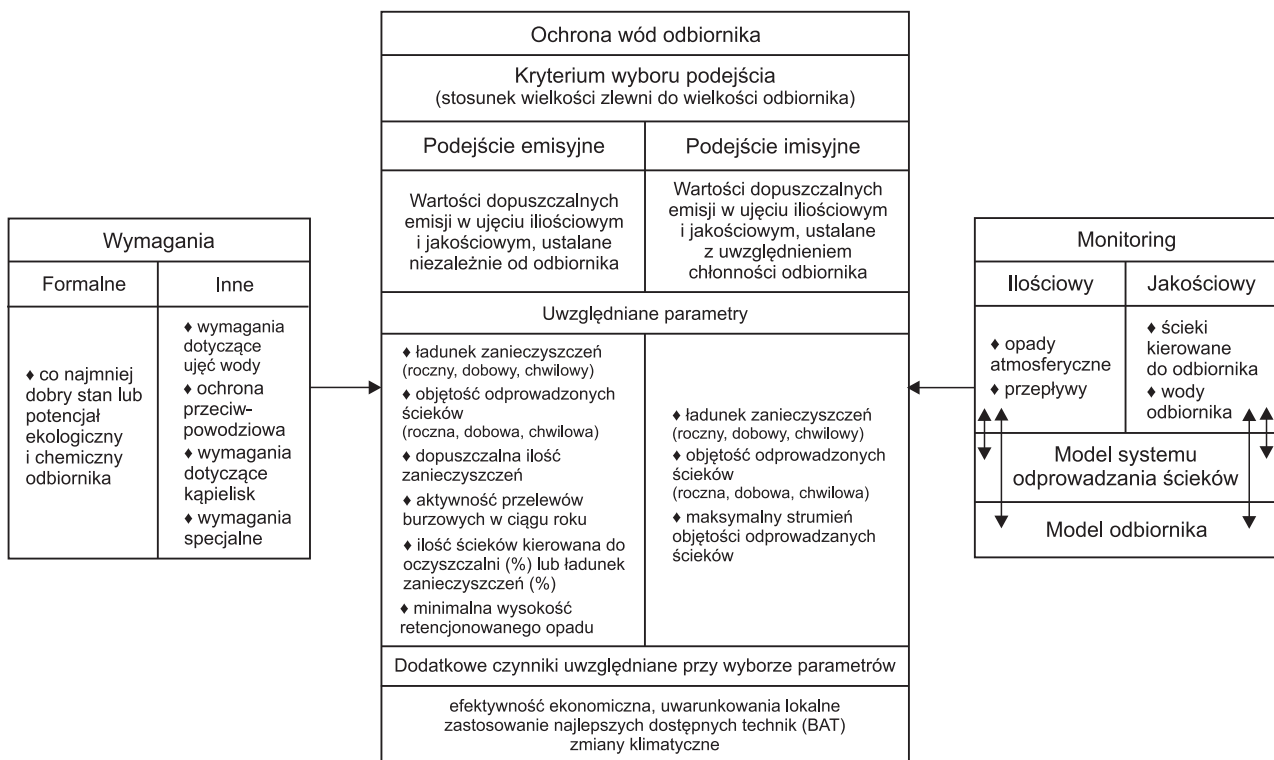
Należy jednak pamiętać, że oddziaływanie ścieków odprowadzanych przez przelewy burzowe na odbiornik nie może być traktowane w oderwaniu od całego systemu

odprowadzania ścieków, a właściwą ocenę obciążenia odbiornika ładunkiem zanieczyszczeń umożliwiają jedynie modele zintegrowane [57,58]. Ponadto wprowadzenie RTC (np. w celu ograniczenia działania przelewów burzowych) może powodować nawet pogorszenie działania jednego z elementów systemu, ale poprawę skuteczności ochrony odbiornika, zaś podniesienie krawędzi przelewów burzowych może skutkować przeciążeniem oczyszczalni i w efekcie pogorszeniem ochrony odbiornika. Autorzy pracy [18] stwierdzili, że wprowadzenie w systemie kanalizacji ogólnospławnej retencji ograniczającej krotkość działania przelewów burzowych poprawia takie wskaźniki jakości wody w rzece, jak zawartość tlenu i azotu amonowego oraz BZT₅, lecz tylko do pewnej granicznej objętości retencyjnej, powyżej której nie obserwowano poprawy wskaźników tlenowych wody w odbiorniku, a nawet wystąpiło zwiększenie zawartości azotu amonowego, co było spowodowane długotrwałym przeciążeniem oczyszczalni ścieków i zmniejszeniem sprawności nitrifikacji.

Skuteczna ochrona odbiornika, realizowana przez ustanowienie formalnoprawnych wymagań w zakresie emisji zanieczyszczeń z obszarów zurbanizowanych, a następnie przyjęcie odpowiednich rozwiązań technicznych, powinna być oparta na ustaleniu zagrożeń, jakie stwarza funkcjonowanie systemów kanalizacyjnych. Rzeczywisty ładunek zanieczyszczeń odprowadzanych do odbiornika może być określony jedynie w przypadku pełnego monitoringu jakościowego i ilościowego wszystkich źródeł emisji. Zakres monitoringu może być znacząco ograniczony dzięki zastosowaniu modeli zlewni, odpowiednio skalibrowanych i weryfikowanych. Norma PN-EN 752:2008 [56] zaleca stosowanie modeli symulacyjnych przy prowadzeniu badań i analiz dotyczących funkcjonowania systemów kanalizacyjnych oraz określaniu potrzeb modernizacyjnych, przy czym nie jest to zalecenie obligatoryjne.

W przypadku większych systemów, a także wtedy, gdy ryzyko zagrożenia zdrowia publicznego i środowiska jest znaczne, wymagane są zmienne w czasie charakterystyki deszczu nawalnego i komputerowe modele symulacyjne przepływu z oceną częstości wylań ścieków z kanalizacji. Obecnie są dostępne odpowiednie narzędzia do realizacji tych celów (np. pluwiometry, przepływomierze, sondy do jakościowych pomiarów ciągłych, oprogramowanie do modelowania systemów kanalizacyjnych). Nie są one jednak często stosowane i przede wszystkim z tego powodu wynikają problemy z pozyskiwaniem odpowiednich danych do oceny rzeczywistego stanu obciążenia odbiorników zanieczyszczeniami.

Z tych wszystkich względów skuteczna ochrona odbiorników ścieków na obszarach zurbanizowanych wymaga zmian i podejścia zindywidualizowanego (rys. 5). Pierwszym krokiem powinno być wprowadzenie monitoringu zlewni i odbiornika, następnie utworzenie ich modelu, co dopiero umożliwi ustalenie sprawnych narzędzi, opartych na wyborze parametrów ograniczających zanieczyszczenie wód. Wybór podejścia (kryterium emisyjne czy imisyjne) powinien być dokonany indywidualnie, przede wszystkim w zależności od wielkości zlewni i odbiornika. W przypadku małych rzek miejskich, które są odbiornikami ścieków z dużych zlewni zurbanizowanych konieczne jest stosowanie podejścia imisyjnego, przy którym należy uwzględnić możliwość zachowania dobrego stanu odbiornika. Parametrem ograniczającym powinien być w takich przypadkach przede wszystkim ładunek odprowadzanych zanieczyszczeń, który może być zastąpiony objętością odprowadzanych ścieków z racji istotnych wzajemnych korelacji. Ważne jest jednak również ograniczenie maksymalnego strumienia objętości odprowadzanych ścieków w stosunku do przepływu naturalnego rzeki, którego przekroczenie może stanowić zagrożenie ekosystemu wodnego [59].



Rys. 5. Schemat systemu ustalania wymagań skutecznej ochrony odbiornika przed zanieczyszczeniami odprowadzanymi z obszarów zurbanizowanych

Fig. 5. Diagram of a system setting requirements for effective receiver protection against pollution from urban areas

Podsumowanie

Mimo w pełni obecnie dostosowanych polskich regulacji prawnych do wymagań unijnych, nadal nie można uznać, że wody powierzchniowe, będące odbiornikami ścieków na obszarach zurbanizowanych, są w pełni chronione, zwłaszcza przed zanieczyszczeniami odprowadzanymi przez przelewy burzowe i kanalizację deszczową. Podane przykłady świadczą o tym, że na obszarach zurbanizowanych podczas opadów atmosferycznych ścieki odprowadzane z przelewów burzowych i wylotów kanalizacji deszczowej mają wyraźnie dominujący udział w ładunku zanieczyszczeń odprowadzanych do odbiornika. Z tego względu istotne jest wypracowanie sprawnych narzędzi ochrony wód przed tymi zanieczyszczeniami. Obowiązujące na obszarze całego kraju jednolite i raczej ograniczone wymagania nie uwzględniają lokalnej specyfiki, a zwłaszcza wielkości odbiorników ścieków oraz wielkości i charakterystyki zlewni, co uniemożliwia skuteczną i ekonomicznie uzasadnioną ochronę wód.

Skuteczne wdrażanie polityki ochrony wód powierzchniowych przed zanieczyszczeniami odprowadzanymi z obszarów zurbanizowanych napotyka na wiele trudności. Powodowane jest to nie tylko brakiem środków na te cele, lecz również między innymi brakiem kompleksowego monitoringu, sporadycznym stosowaniem modeli symulacyjnych, co powinno być regułą w przypadku zjawisk typu opad-odpływ, a także niejednoznacznością przepisów prawnych, zwłaszcza w przypadku oceny działania przelewów burzowych na odbiornik. Niezbędne jest zatem podejmowanie kompleksowych działań zarówno w zakresie prowadzenia badań dotyczących emisji zanieczyszczeń i ich wpływu na odbiornik, jak i sposobu wykorzystania wyników tych badań. Umożliwiłyby to bardziej powszechne stosowanie modelowania systemów odprowadzania ścieków z obszarów zurbanizowanych, co w efekcie pozwoliłoby na wiarygodną ocenę ich oddziaływania na odbiornik i podejmowanie właściwych decyzji dotyczących ich modernizacji. Konieczna jest także analiza i modyfikacja obowiązujących przepisów, które powinny uwzględniać możliwości dostosowania wymagań w zakresie odprowadzania ścieków do warunków lokalnych, a w szczególności wymagań odbiornika. Wszystkie te działania są warunkiem zrównoważonego gospodarowania ściekami deszczowymi na obszarach zurbanizowanych.

LITERATURA

1. Rocznik Statystyczny Rzeczypospolitej Polskiej 2016. Główny Urząd Statystyczny, Warszawa 2016.
2. L. BENEDETTI, J. LANGEVELD, A. COMEAU, L. COROMINAS, G. DAIGGER, C. MARTIN, P. S. MIKKELSEN, L. VEZZARO, W. WEIJERS, A. VANROLLEGHEM: Modelling and monitoring of integrated urban wastewater systems: Review of status and perspectives. *Water Science and Technology* 2013, Vol. 68, No. 6, ss. 1203–1215.
3. I. KEUPERS, P. WILLEMS: Impact of urban WWTP and CSO fluxes on river peak flow extremes under current and future climate conditions. *Water Science and Technology* 2013, Vol. 67, No. 12, pp. 2670–2676.
4. S. ACHLEITNER, S. de TOFFOL, C. ENGELHARD, W. RAUCH: The European Water Framework Directive: Water quality classification and implications to engineering planning. *Environmental Management* 2005, Vol. 35, No. 4, pp. 517–525.
5. M. FÜRHACKER: The Water Framework Directive – can we reach the target? *Water Science and Technology* 2008, Vol. 57, No. 1, pp. 9–17.
6. P. BŁASZCZYK, A. SZEWCZUK-KROWICKA: Wpływ wymagań Unii Europejskiej na kształtowanie, rozwój i funkcjonowanie systemów kanalizacyjnych na terenach zurbanizowanych w Polsce. Instytut Ochrony Środowiska – Państwowy Instytut Badawczy, Warszawa 2014.
7. E. NEVEROVA-DZIOPAK, M. PREISNER: Analiza metod ustalania warunków wprowadzania ścieków komunalnych do odbiorników w wybranych państwach (Analysis of methods for determination of conditions of municipal wastewater discharge into recipients in selected countries). *Ochrona Środowiska* 2015, vol. 37, nr 1, ss. 3–9.
8. Dyrektywa 2000/60/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z 23 października 2000 r. ustanawiająca ramy wspólnotowego działania w dziedzinie polityki wodnej. *Dziennik Urzędowy Wspólnot Europejskich* 2000, L 327/1.
9. Dyrektywa Rady z 21 maja 1991 r. dotycząca oczyszczania ścieków komunalnych (91/271/EWG). *Dziennik Urzędowy Wspólnot Europejskich* 1991, L 135/40.
10. Ustawa z 18 lipca 2001 r. Prawo wodne. *Dziennik Ustaw* 2015, poz. 469 (wraz ze zmianami).
11. Ustawa z 27 kwietnia 2001 r. Prawo ochrony środowiska. *Dziennik Ustaw* 2013, poz. 1232 (wraz ze zmianami).
12. Rozporządzenie Ministra Środowiska z 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. *Dziennik Ustaw RP* 2014, poz. 1800.
13. Rozporządzenie Ministra Środowiska z 21 lipca 2016 r. w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych. *Dziennik Ustaw RP* 2016, poz. 1187.
14. W. J. KIM, S. MANAGAKI, H. FURUMAI, F. NAKAJIMA: Diurnal fluctuation of indicator microorganisms and intestinal viruses in combined sewer system. *Water Science and Technology* 2009, Vol. 60, No. 11, pp. 2791–2801.
15. J. PASSERANT, N. K. OUATTARA, J. M. MOUCHEL, V. ROCHER, P. SERVAIS: Impact of an intense combined sewer overflow event on the microbiological water quality of the Seine River. *Water Research* 2011, Vol. 45, No. 2, pp. 893–903.
16. D. T. MCCARTHY, J. M. HATHAWAY, W. F. HUNT, A. DELETIC: Intra-event variability of *Escherichia coli* and total suspended solids in urban stormwater runoff. *Water Research* 2012, Vol. 46, No. 20, pp. 6661–6670.
17. A. CASADIO, M. MAGLIONICO, A. BOLOGNESI, S. ARTINA: Toxicity and pollutant impact analysis in an urban river due to combined sewer overflows loads. *Water Science and Technology* 2010, Vol. 61, No. 1, pp. 2008–2014.
18. J. LAU, D. BUTLER, M. SCHÜTZE: Is combined overflow spill frequency/volume a good indicator of receiving water quality impact? *Urban Water* 2002, No. 4, pp. 181–178.
19. W. DĄBROWSKI: Oddziaływanie sieci kanalizacyjnych na środowisko. Wydawnictwo Politechniki Krakowskiej, Kraków 2004.
20. G. DIRCKX, C. THOEYE, G. de GUELDRE, B. van de STEENE: CSO management from an operator's perspective: A step-wise action plan. *Water Science and Technology* 2011, Vol. 63, No. 5, pp. 1044–1052.
21. R. M. HARRISON: Pollution: causes, effects and control. The Royal Society of Chemistry, 4th edition, 2001.
22. Z. DYMACZEWSKI, M. M. SOZAŃSKI: Wodociągi i kanalizacja w Polsce: tradycja i współczesność. Polska Fundacja Ochrony Zasobów Wodnych, Poznań–Bydgoszcz 2002.
23. E. ERIKSSON, A. BAUN, L. SCHOLES, A. LEDIN, S. AHLMAN, M. REVITT, C. NOUTSOPOULOS, P. S. MIKKELSEN: Selected stormwater priority pollutants – a European perspective. *Science of the Total Environment* 2007, Vol. 383, No. 1–3, pp. 41–51.

24. P. GÖBEL, C. DIERKES, W.G. COLDEWEY: Stormwater runoff concentration matrix for urban areas. *Journal of Contaminant Hydrology* 2007, Vol. 91, No. 1–2, pp. 26–42.
25. J. GASPERI, S. ZGHEIB, M. CLADIÈRE, V. ROCHER, R. MOILLERON, G. CHEBBO: Priority pollutants in urban stormwater: Part 2 – Case of combined sewers. *Water Research* 2012, Vol. 46, No. 20, pp. 6693–6703.
26. S. ZGHEIB, R. MOILLERON, G. CHEBBO: Priority pollutants in urban stormwater: Part 1 – Case of separate storm sewers. *Water Research* 2012, Vol. 46, No. 20, pp. 6683–6692.
27. C. BECOUZE-LAREURE, A. DEMBÉLÉ, M. COQUERY, C. CREN-OLIVÉ, B. BARILLON, J.-L. BERTRAND-KRAJEWSKI: Source characterization and loads of metals and pesticides in urban wet weather discharges. *Urban Water Journal* 2015, Vol. 13, No. 6, pp. 600–617.
28. J. JÄRVELÄINEN, N. SILLANPÄÄ, H. KOIVUSALO: Land-use based stormwater pollutant load estimation and monitoring system design. *Urban Water Journal* 2015, Vol. 14, No. 3, pp. 223–236.
29. H. BROMBACH, S. FUCHS: Datenpool gemessener Verschmutzungskonzentrationen von Trocken- und Regenwetterabflüssen in Misch- und Trennkanalisationen, Abschlussbericht, Langfassung; gefördert durch ATV-DVMK-Forschungsfonds 2001, Projekt: 1-01, Hennef 2002.
30. Summary of State Stormwater Standards. EPA, Office of Water, Office of Wastewater Management, 2011.
31. E. DALY, P. BACH, A. DELETIC: Stormwater pollutant runoff: A stochastic approach. *Advances in Water Resources* 2014, Vol. 74, pp. 148–155.
32. L. W. STEARMAN, D. T. LYNCH: Patterns of assemblage change in prairie stream fishes in relation to urban stormwater impoundments. *Hydrobiologia* 2013, Vol. 718, No. 1, pp. 221–235.
33. W. ZYMON: Uzuwanie niskich stężeń azotu amonowego z wody. *Gaz, Woda i Technika Sanitarna* 2007, nr 9, ss. 32–36.
34. P. SOONTHORNNONDA, E. R. CHRISTENSEN: Source apportionment of pollutants and flows of combined sewer wastewater. *Water Research* 2008, Vol. 42, No. 8–9, pp. 1989–1998.
35. M. J. PAUL, D. W. BRESSLER, A. H. PURCELL, R. T. BARBOUR, E. P. RANKIN, V. H. RESH: Assessment tools for urban catchments: Defining observable biological potential. *Journal of the American Water Resources Association* 2009, Vol. 45, No. 2, pp. 320–333.
36. M. KLEIDORFER, W. RAUCH: An application of Austrian legal requirements for CSO emissions. *Water Science and Technology* 2011, Vol. 64, No. 5, pp. 1081–1088.
37. S. EVEN, M. POULIN, J.-M. MOUCHEL, M. SEIDL, P. SERVAIS: Modelling oxygen deficits in the Seine River downstream of combined sewer overflows. *Ecological Modelling* 2004, Vol. 173, No. 2–3, pp. 177–196.
38. J. SUÁREZ, A. ASCORBE, A. LIAÑO, J. A. SÁINZ, J. TEMPRANO, I. TEJERO: Dynamic simulation of water quality in rivers. WASP5 application to the River Nalón (Spain). *Transactions on Ecology and the Environment* 1995, Vol. 7, pp. 179–188.
39. H. M. LE, D. PETROVIC, M. A. VERBANCK: The semi-sewer river: Hydraulic backwater effects and combined sewer overflow reverse flows in Central Brussels reduce deoxygenation impact further downstream. *Water Science and Technology* 2014, Vol. 69, No. 4, pp. 903–908.
40. J. B. ELLIS, T. HVITVED-JACOBSEN: Urban drainage impacts on receiving waters. *Journal of Hydraulic Research* 1996, Vol. 34, No. 6, pp. 771–783.
41. M. T. K. TSUI, L. M. CHU: Aquatic toxicity of glyphosate-based formulations: Comparison between different organisms and the effects of environmental factors. *Chemosphere* 2003, Vol. 52, No. 7, pp. 1189–1197.
42. L. ROSSI, R. FANKHAUSER, N. CHÈVRE: Water quality criteria for total suspended solids (TSS) in urban wet-weather discharges. *Water Science and Technology* 2006, Vol. 54, No. 6–7, pp. 355–362.
43. C. PARENT-RAOULT, J. C. BOISSON: Impacts of urban wet weather flows (UWWF) on aquatic environments: State of knowledge. *Journal of Water Science* 2007, Vol. 20, No. 2, pp. 229–239.
44. S. ZGHEIB, R. MOILLERON, M. SAAD, G. CHEBBO: Partition of pollution between dissolved and particulate phases: What about emerging substances in urban stormwater catchments? *Water Research* 2011, Vol. 45, No. 2, pp. 913–925.
45. R. ANGERVILLE, Y. PERRODIN, C. BAZIN, E. EMMANUEL: Evaluation of ecotoxicological risks related to the discharge of combined sewer overflows (CSOs) in a periurban river. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 2013, Vol. 10, No. 7, pp. 2670–2687.
46. G. SCHMIDT: Identifizierung gewässerökologischer Schäden durch Mischwassereinleitungen – Beispiele aus dem südhessischen Raum. *Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall* 2000, Vol. 47, No. 6, pp. 882–889.
47. A. RECHENBURG, C. KOCH, T. CLASSEN, T. KISTEMANN: Impact of sewage treatment plants and combined sewer overflow basins on the microbiological quality of surface water. *Water Science and Technology* 2006, Vol. 54, No. 3, pp. 95–99.
48. J. PASSERAT, K. N. OUATTARA, J. M. MOUCHEL, V. ROCHER, P. SERVAIS: Impact of an intense combined sewer overflow event on the microbiological water quality of the Seine River. *Water Research* 2011, Vol. 45, No. 2, pp. 893–903.
49. A. S. MADOUX-HUMERY, S. DORNER, S. SAUVÉ, K. ABOULFAD, M. GALARNEAU, P. SERVAIS, M. PRÉVOST: Temporal variability of combined sewer overflow contaminants: Evaluation of wastewater micropollutants as tracers of fecal contamination. *Water Research* 2013, Vol. 47, No. 13, pp. 4370–4382.
50. P. SERVAIS, T. GARCIA-ARMISEN, I. GEORGE, G. BILLEN: Fecal bacteria in the rivers of the Seine drainage network (France): Sources, fate and modelling. *Science of the Total Environment* 2007, 375, No. 1–3, pp. 152–167.
51. I. TRYLAND, S. SURMAN, J. D. BERG: Monitoring fecal contamination of the Thames estuary using semi-automated early warning system. *Water Science and Technology* 2002, Vol. 46, No. 3, pp. 25–31.
52. E. G. BI, F. MONETTE, J. GASPERI: Assessment of the ecotoxicological risk of combined sewer overflows from an aquatic system using a coupled ‘substance and bioassay’ approach. *Environmental Science and Pollution Research* 2015, Vol. 22, No. 6, pp. 4460–4474.
53. L. COROMINAS, V. ACUÑA, A. GINEBREDA, M. POCH: Integration of freshwater environmental polices and wastewater treatment plant management. *Science of the Total Environment* 2013, Vol. 445–446, pp. 185–191.
54. C. ENGELHARD, S. de TOFFOL, W. RAUCH: Suitability of CSO performance indicators for compliance with ambient water quality targets. *Urban Water Journal* 2008, Vol. 5, No. 1, pp. 41–47.
55. ÖWAV-RB 19: Richtlinie für die Bemessung von Mischwasserentlastungen. Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband, Wien 2007.
56. PN-EN 752:2008: Zewnętrzne systemy kanalizacyjne. Polski Komitet Normalizacyjny, Warszawa 2008.
57. D. BUTLER, M. SCHÜTZE: Integrating simulation models with a view to optimal control of urban wastewater systems. *Environmental Modelling and Software* 2005, Vol. 20, No. 4, pp. 415–426.
58. M. ZAWILSKI, M. SCHÜTZE: Modelowanie zintegrowane jako narzędzie optymalizacji miejskich systemów kanalizacyjnych. *Monografie Komitetu Inżynierii Środowiska PAN* 2005, vol. 32, ss. 589–598.
59. T. D. FLETCHER, H. ANDRIEU, P. HAMEL: Understanding, management and modelling of urban hydrology and its consequences for receiving waters: A state of the art. *Advances in Water Resources* 2013, Vol. 51, pp. 261–279.

Sakson, G., Brzezinska, A., Zawilski, M. Prospects for Reduction of the Impact of Wastewater Discharge From Urban Areas on Surface Water Quality in View of Legal Regulations. *Ochrona Srodowiska* 2017, Vol. 39, No. 2, pp. 27–38.

Abstract: Despite full adoption of EU requirements into current legal regulations in Poland, surface waters as sewage receivers in urban areas still cannot be considered fully protected, especially against contamination from sewer overflows and storm water systems. The examples discussed demonstrate that urban wastewater discharged from sewer overflows and storm water systems during rainfalls has a clearly dominant share in the load of pollutants emitted to the receiver. It is therefore important to develop efficient tools of water protection against these contaminants. Uniform but rather limited provisions applicable throughout the country do not take account of specific local conditions, especially size of wastewater receivers and size and characteristics of the catchment area, preventing therefore effective and economically viable water protection. The results

of this research, carried out in Lodz, examining pollution loads discharged from the urban catchment area, illustrate that current approach to surface water protection issues requires a revision. Feasibility of regulatory changes in the area of setting requirements for effective receiver protection against pollutants discharged from urban areas was presented, considering the impact of untreated wastewater on the receiving water. It is also necessary to take comprehensive measures both in terms of research on pollutant emissions and their impact on the receiver and the method to utilize the results of such studies. This would enable more widespread use of urban wastewater discharge system modeling, which in turn would enable a reliable assessment of their impact on the receiver and taking appropriate modernization decisions. All of these activities are preconditions for sustainable rainwater management in urban areas.

Keywords: Urban wastewater system, combined sewer overflows, stormwater system, emission of pollutants, surface water protection, legal regulations, modeling.