

WPŁYW OPADU ATMOSFERYCZNEGO NA STAN JAKOŚCIOWY RZEKI MIEJSKIEJ NA PRZYKŁADZIE POTOKU ORUŃSKIEGO

Łukasz Pietruszyński¹, Roman Cieśliński¹

¹ Katedra Hydrologii, Uniwersytet Gdański, Bażyńskiego 4, 80-952 Gdańsk, e-mail: pietruszynski@gmail.com, georc@univ.gda.pl

STRESZCZENIE

Celem pracy było zbadanie wpływu opadu atmosferycznego na stan jakościowy i ilościowy wód w zlewni ciekłu miejskiego. Obszar badań obejmował potok Oruński położony w Polsce północnej, na terenie miasta Gdańsk. Okres badania z wykorzystaniem materiałów kartograficznych obejmował lata 1908–2000, zaś badania terenowe okres od maja 2009 do kwietnia 2010. Dodatkowo, wykonane zostały pomiary doświadczalne, podczas których obserwowano dynamikę zmian zachodzących w rzece podczas opadów atmosferycznych. Opady rzędu 1,3 mm spowodowały jedenastokrotny wzrost przepływu, dwukrotny wzrost poziomu wody i czterokrotne zwiększenie prędkości cząsteczek wody. Również spowodował wzrost stężeń wybranych wskaźników fizyczno-chemicznych, często nawet czterokrotnie. Stwierdzono, że maksymalne natężenie przepływu jest ważną zmienną przy ocenie potencjalnych zagrożeń.

Słowa kluczowe: warunki pogodowe, opady atmosferyczne, jakość wody, transport rzeczny, urbanizacja

THE INFLUENCE OF PRECIPITATION ON THE STATE OF URBAN RIVER QUALITY ON EXAMPLE ORUNKI CREEK

ABSTRACT

One of the objectives of this work was to study the catchment and watercourse response to precipitation. The study area covered the Potok Oruński, located in northern Poland, in the city of Gdansk. The study period using cartographic materials took years 1908–2000, and field research covered the period from May 2009 to April 2010. Additionally, experimental measurements were conducted to observe the dynamics of changes occurring in the brook during rainfall. The rainfall of 1.3 mm caused an eleven fold increase of the flow, a twofold increase of the water level and a fourfold increase in the velocity of the water molecules. It turns out, that the maximum flow rates is an important variable when assessing the potential risks.

Keywords: weather conditions, precipitation, water quality, river transportation, urbanization

WSTĘP

Wpływ intensywnej urbanizacji na środowisko przyrodnicze stanowi jeden z ważniejszych problemów współczesnej cywilizacji. Obszary zurbanizowane w znaczący sposób modyfikują cykl hydrologiczny oraz wpływają na ilość i jakość wody. Zmiany jakości wody, prowadzące do ograniczenia jej użyteczności, stały się problemem dla wielu obszarów, szczególnie wysoko uprzemysłowionych i zurbanizowanych [Paul, Meyer 2003; Jekatierynczuk-Rudczyk, Zieliński 2007]. Jest to szczególnie dobrze widoczne w do-

bie zmian klimatycznych pociągających za sobą zmiany wielkości i intensywności opadów, a co za tym idzie zmiany warunków biologicznych, geograficznych, a przede wszystkim hydrologicznych [Arheimer i in. 2005]. Potrzeba sprawnego zarządzania zasobami wody na terenach miejskich jest obecnie pilniejsza niż kiedykolwiek, biorąc pod uwagę wzrost liczby ludności i zwiększone wymagania niezawodności, w warunkach zmian klimatu [Kanakoudis, Tsitsifli 2010].

Rozwój obszarów miejskich przynosi znaczące zmiany właściwości fizycznych powierzchni ziemi oraz coraz częściej silniejszą integrację ob-

szarów rolniczych z miejskimi [Niemczynowicz, 1999]. Miasta, stanowiące centra antropogenicznych przekształceń środowiska przyrodniczego, silnie oddziałują na ilość i jakość wody krążącej w ich granicach [Smullen i in. 1999]. Decydującą rolę ma tu negatywnie oddziałujący wpływ powierzchniowy, który splukuje zanieczyszczenia z powierzchni terenów miejskich, które systemem kanalizacji deszczowej szybko i łatwo docierają do rzek [Shao i in. 2006]. Wpływ miasta zaznacza się również w osadach rzecznych poprzez częściową akumulację w nich zanieczyszczeń transportowanych spływem powierzchniowym. Cieki „miejskie” są skanalizowane i często ujęte w zamknięte systemy, skutkiem czego ich zdolność do samooczyszczania wód jest bardzo ograniczona [Namdeo i in. 1999]. Efektem tego jest szybka eutrofizacja wód powierzchniowych i pogorszenie ich stanu jakości [Carpenter i in. 1998; Chmiel i in. 2007]. Potwierdzeniem tego są badania Smullen i in. (1999), którzy wykonali badania stanu jakościowego wód odpływających z obszarów miejskich Stanów Zjednoczonych dla dłuższego okresu czasu (20 lat). Wynika z nich, że wzrost zanieczyszczeń spływających z terenów miejskich jest wyższy o 20–30% niż na obszarach niezurbanizowanych.

Cieki terenów miejskich charakteryzują się na ogół silnym przekształceniem cech hydromorficznych koryta oraz cech fizycznych, chemicznych i biologicznych wody. Odpływ w zlewni miejskiej jest kształtowany odmiennie niż w zlewni naturalnej. Odpływ w sztucznej infrastrukturze hydrotechnicznej z wymuszoną siecią drenażu jest bowiem w dużym stopniu zależny od ekstremalnych warunków atmosferycznych [Kowalik, 2008]. Cechą charakterystyczną odpływu w takiej zlewni jest gwałtowne osiągnięcie maksymalnego przepływu, będące niemal natychmiastową odpowiedzią na opad [Old i in. 2003], czy roztopy [Sharratt i in. 2000]. W obszarach miejskich przepływy w czasie wezbrań wywołane opadami często powodują lokalne podtopienia, a nawet groźne w skutkach powodzie, co dobrze obrazuje powódź jaka wystąpiła w 2001 roku w Gdańsku. W wyniku ulewnych opadów w lipcu 2001 roku Kanał Raduni nie mógł przejąć wód spływających ze wzgórz morenowych, nastąpiło jego przerwanie i zostały zalane dzielnice miasta na prawo od niego [Majewski, 2006a]. W efekcie tych opadów również wezbraniowe wody Potoku Siedleckiego zalały dworzec kolejowy i główne ulice miasta [Wo-

łoszyn, 2003]. Wskutek przepełnienia zbiornika Srebrzysko została przerwana jego zaporą czołowa i została zalana jedna z głównych arterii komunikacyjnych Gdańska, łącząca miasto z lotniskiem [Cyberski 2003; Majewski, 2006b]. Ważne zatem jest, aby w chwili obecnej stosować zasady zrównoważonego rozwoju miasta tak, aby postęp cywilizacyjny i urbanistyczny nie dominował nad potrzebami środowiska przyrodniczego miasta [Hellström i in. 2000]. W konsekwencji należy dążyć aby nie zakłócić warunków środowiska abiotycznego, które mogłyby spowodować katastrofy ekologiczne i wystąpienie zjawisk ekstremalnych.

W pracy postawiono hipotezę, że miasta, będące obszarami charakteryzującymi się wysokim stopniem antropogenicznych przekształceń środowiska, silnie oddziałują na ilość i jakość wody krążącej w ich granicach.

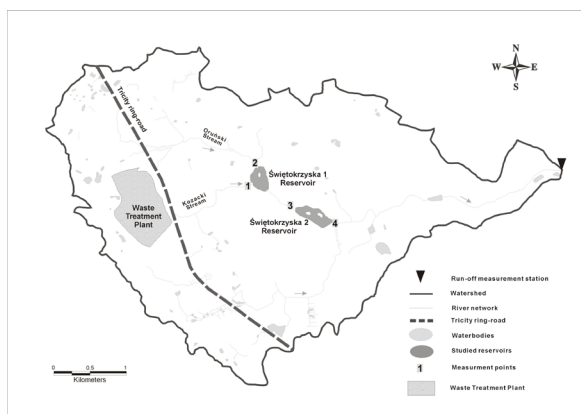
Sieć hydrograficzna zlewni Potoku Oruńskiego odwadnia wschodnią krawędź Pojezierza Kaszubskiego i jest częścią większej jednostki hydrograficznej jaką jest zlewnia Kanału Raduni. Zlewnia Potoku Oruńskiego zajmuje 16,52 km² powierzchni i zlokalizowana jest na terenie dzielnicy urbanistycznej Południe, jednej z najprężniej rozwijających się dzielnic Gdańska, o największym potencjale przestrzennym pod nową zabudowę. W ostatnim dziesięcioleciu zauważyć można silnie postępującą presję rozbudowującego się miasta oraz bardzo szybkie powstawanie nowych osiedli mieszkaniowych i dużych firm usługowo-handlowych.

Potok Oruński jest największym dopływem Kanału Raduni. Wraz z dopływami tworzy on sieć drenażu powierzchniowego odprowadzając wody z wysoczyzny w kierunku wschodnim. Sieć rzeczna systemu Potoku Oruńskiego jest asymetryczna i stosunkowo słabo rozwinięta (gęstość sieci rzecznej wynosi 1,58 km/km²). Zdecydowanie dominują prawobrzeżne dopływy. Długość Potoku Oruńskiego wynosi 7,03 km (ryc. 1).

Prawie 67% powierzchni zlewni Potoku Oruńskiego aktywnie uczestniczy w zasilaniu cieków, pozostałą część stanowią obszary bezodpływowe nie włączone do powierzchniowego systemu odwadniania. Są to przede wszystkim obszary bezodpływowe ewapotranspiracyjne (3,57 km²), które zajmują 21,6% powierzchni zlewni, jednocześnie stanowią prawie 65% wszystkich obszarów bezodpływowych. Natomiast obszary bezodpływowe chłonne (1,93 km²) stanowią 11,7% powierzchni analizowanej zlewni, a 35% wszystkich obszarów bezodpływowych.

Po powodzi w Gdańsku, która miała miejsce 9 lipca 2001, przeprowadzono modernizację hydrauliczną i korektę zabudowy brzegów koryta Potoku Oruńskiego w celu polepszenia i ujednolicenia spływu wody, na łącznej długości 1420 metrów z zastosowaniem faszyny zabezpieczającej skarpy cieką, materacy kamiennych do zabezpieczenia skarp przy przepustach oraz kamiennych stopni wodnych. Ujście zbiorników retencyjnych ze względu na duże ryzyko erozji zabezpieczono umocnieniem ciężkim, złożonym z wegetacyjnych walców kamiennych. Przy wylocie wód ze zbiornika retencyjnego Świętokrzyska 2 koryto zostało wybetonowane i wyłożone matą kokosową oraz materacem kamiennym (ryc. 1).

Gdańsk jest miastem dynamicznie rozwijającym się. W 1999 roku miasto zostało podzielone na sześć dzielnic urbanistycznych (Śródmieście, Wrzeszcz, Oliwa, Południe, Zachód i Port). W każdej z tych dzielnic wyróżniono dodatkowe, mniejsze jednostki urbanizacyjne (łącznie 28) według kryteriów funkcjonalno-przestrzennych i historycznych. Jedną z szybko rozbudowujących się dzielnic Gdańska jest Gdańsk-Południe. Dzielnicą ta ma największy potencjał przestrzenny pod nową zabudowę. Zajmuje ona 39,4km² powierzchni (14,8% powierzchni Gdańska) i zamieszkuje ją 67 tysięcy osób. Tereny zainwestowania miejskiego zajmują 36,3% powierzchni dzielnicy, tereny użytkowane rolniczo 8,6%, lasy 6,3%. W granicach dzielnicy wody powierzchniowe zajmują 2% powierzchni, a liczba występujących tu zbiorników różnej genezy wynosi 92. Główny naturalny system drenażu powierzchniowego dzielnicy stanowi Potok Oruński.

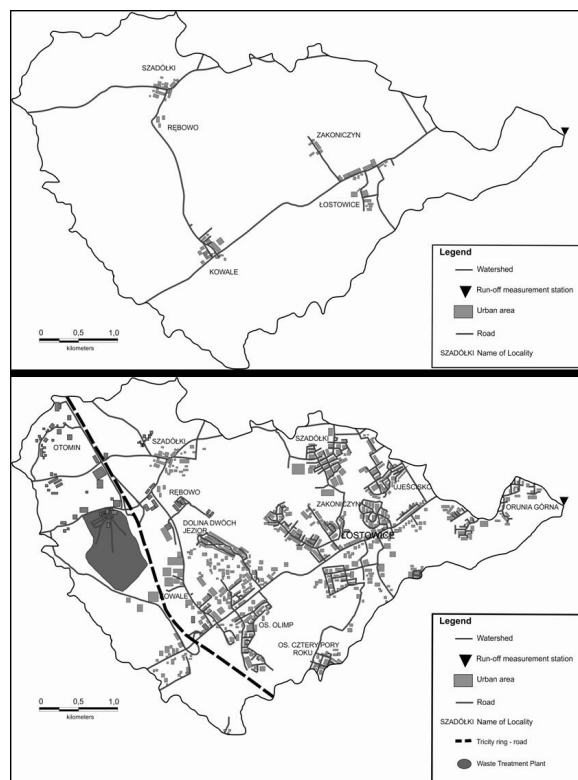


Rys. 1. Hydrografia oraz lokalizacja profili pomiarowych w zlewni Potoku Oruńskiego
Fig. 1. Hydrography and location of gauging stations in the catchment of the Orunski Creek

Celem zobrazowania zmian czasowych jakie zachodzą na terenie Gdańska, porównano stan zlewni Potoku Oruńskiego w roku 1908 oraz w roku 2000. Początek stulecia to niewielka sieć osadnicza na tym terenie w postaci kilku niewielkich wsi oraz nieznaczna długość sieci dróg o nawierzchni utwardzonej. Kolejne lata to niewielkie zmiany sieci osadniczej i jej znikomy wpływ na środowisko. Ważniejszymi wydarzeniami na badanym terenie były: budowa zakładu utylizacji odpadów, jak również przekształcenia sieci hydrograficznej związane z tym przedsięwzięciem oraz budowa obwodnicy Trójmiasta przecinająca teren zlewni. Od roku 2000 zauważyć można silnie postępującą presję rozbudowującego się miasta Gdańska od strony północno-wschodniej oraz bardzo szybkie powstawanie nowych osiedli mieszkaniowych, oraz dużych firm usługowo-przemysłowych (ryc. 2).

METODY

Analiza materiału pomiarowego była podstawą do oceny wpływu oddziaływań urbanizacyj-



Rys. 2. Stan antropopresji w zlewni Potoku Oruńskiego w 1908 oraz 2000 roku
Fig. 2. Anthropopressure in the catchment of the Orunski Creek in 1908 and 2000

nych (składowisko, obwodnica, kolektory deszczowe) na jakość wód Potoku Oruńskiego w różnych sezonach hydrologicznych, a także oceny jak zlewnia tego potoku reaguje na ekstremalne warunki zasilania tj. czy po intensywnych opadach uwalniana jest większa ilość zanieczyszczeń i substancji biogenych do ciek, czy nie.

Zmiany jakości wody określono na podstawie serii pomiarów parametrów fizyczno-chemicznych wody badanych cieków. Próby wody do analiz pobierano raz w miesiącu w okresie od maja 2009 do kwietnia 2010 roku. Prócz systematycznych, comiesięcznych pomiarów właściwości fizyczno-chemicznych wody, dokonano również dwóch dodatkowych wyjazdów w teren, w celu zbadania reakcji zlewni i ciek na zjawiska opadowe. Pierwszy wyjazd miał miejsce 12 czerwca 2009 r. Poprzedzony był dwoma dniami ulewnych opadów. Kolejny wyjazd miał miejsce 31 maja 2010 roku. W tym przypadku były to doświadczalne pomiary, mające na celu obserwację dynamiki zmian zachodzących w cieku podczas opadów atmosferycznych.

Jednocześnie wykonywano pomiary natężenia przepływu Potoku Oruńskiego i jego dopływów oraz *in situ* pomiary takich właściwości wody jak: temperatura, przewodność właściwa, odczyn oraz nasycenie wody tlenem.

Pomiary odczynu pH wykonywano za pomocą miernika wieloparametrowego HQ30D firmy HatchLange mającego żelową elektrodę pH a pomiar przewodności elektrolitycznej właściwej oraz nasycenie wody tlenem wykonywano miernikiem wieloparametrowym HQ40D firmy HatchLange z zainstalowanym naczyniem konduktometrycznym oraz elektrodą tlenową LDO.

Analizy chemiczne pobranych próbek wody w terenie wykonano w laboratorium hydrochemicznym Katedry Hydrologii Instytutu Geografii Uniwersytetu Gdańskiego. Lokalizację punktów pomiarowych przedstawiono na rycinie 1.

Wielkości stężeń azotu ogólnego, azotanów, azotynów oraz siarczanów oznaczono techniką kolorymetryczną przy użyciu spektrofotometru PhotoLab Spektra firmy WTW. Pomiar barwy wykonano przy użyciu kolorimetru PFXi 195 firmy Tintometer Lovibond.

W trakcie wyjazdu w dniu 31 maja 2010 roku na obszarze opracowania zamontowano przenośną stację meteorologiczną Vantage Pro 2 firmy DAVIS, która dokonywała pomiaru wielkości opadów atmosferycznych. W cieku zamontowano zestaw do rejestracji zjawisk ekstremalnych

firmy Teledyne, który rejestrował następujące parametry: poziom wody (stan), prędkość z jaką poruszają się cząsteczki wody oraz natężenie przepływu. Dodatkowo mierzona była temperatura wody. Podczas pomiarów dodatkowym miernikiem wieloparametrowym – YSI Professional Plus, mierzone były również podstawowe parametry wody, takie jak: zawartość tlenu rozpuszczonego, przewodność elektrolityczna właściwa, zasolenie, odczyn oraz temperatura wody.

Dane meteorologiczne uzyskano ze stacji automatycznej Fundacji Armaag zlokalizowanej na terenie zlewni Potoku Oruńskiego.

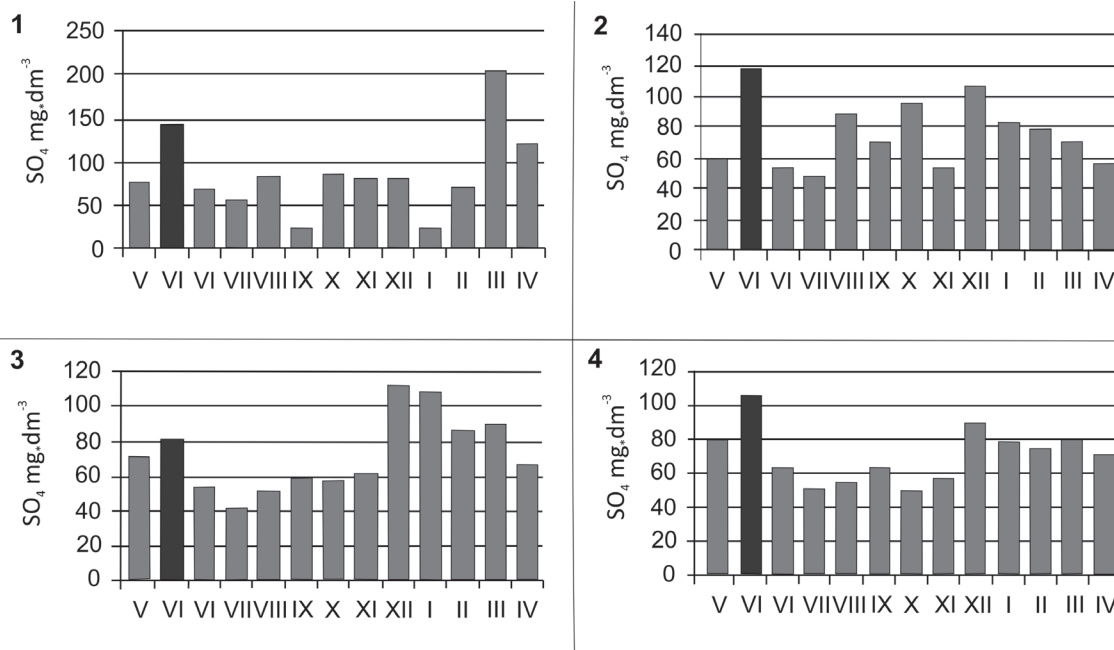
W pracy wykorzystano także materiał kartograficzny w postaci mapy archiwalnej z 1918 roku oraz współczesnej mapy topograficznej z 2000 roku.

WYNIKI

Pierwszy wyjazd, który miał miejsce 12 czerwca 2009r. jak już wcześniej wspomniano poprzedzony był dwoma dniami ulewnych opadów. Dnia 10 czerwca, średnia dobową sumą opadu atmosferycznego wyniosła 11,2 mm, natomiast dnia 11 czerwca, dobową sumą opadów wyniosła 18,6 mm. Dodatkowe badanie miało na celu zbadanie ewentualnych zmian chemicznych w wodzie. Wcześniejszy pomiar analizy chemicznej próbek wody odbył się 30.05.2010 r.

Wyniki laboratoryjne wykazały znaczny wzrost stężeń siarczanów w wodzie we wszystkich profilach pomiarowych (ryc. 3). Siarczany uważane są za substancje o charakterze antropogenicznym, dostają się do wody wraz z wymywaniem skał osadowych, wylugowania gleby lub w procesie utleniania siarczków i siarki, stanowiących produkty rozkładu białka pochodzącego ze ścieków [Lara i in. 2001]. Wody opadowe mogą być również znacznym źródłem siarczanów.

W przypadku dopływów do zbiornika retencyjnego Świętokrzyska 1 (profil 1 oraz 2), podwyższenie wartości stężeń siarczków jest znaczne, odpowiednio z wartości 79 do 146 mg·dm⁻³ w profilu 1, oraz z wartości 60 do 119 mg·dm⁻³ w profilu 2. W profilu pomiarowym 3 wzrost w stosunku do pomiaru z dnia 30 maja jest niewielki, z wartości 72 do 81 mg·dm⁻³, natomiast w profilu pomiarowym 4 wzrost nastąpił z wartości 80 do 106 mg·dm⁻³. W profilu 3 oraz 4 mogło nastąpić akumulowanie stężeń w zbiornikach retencyjnych, przez które przepływały cieki.

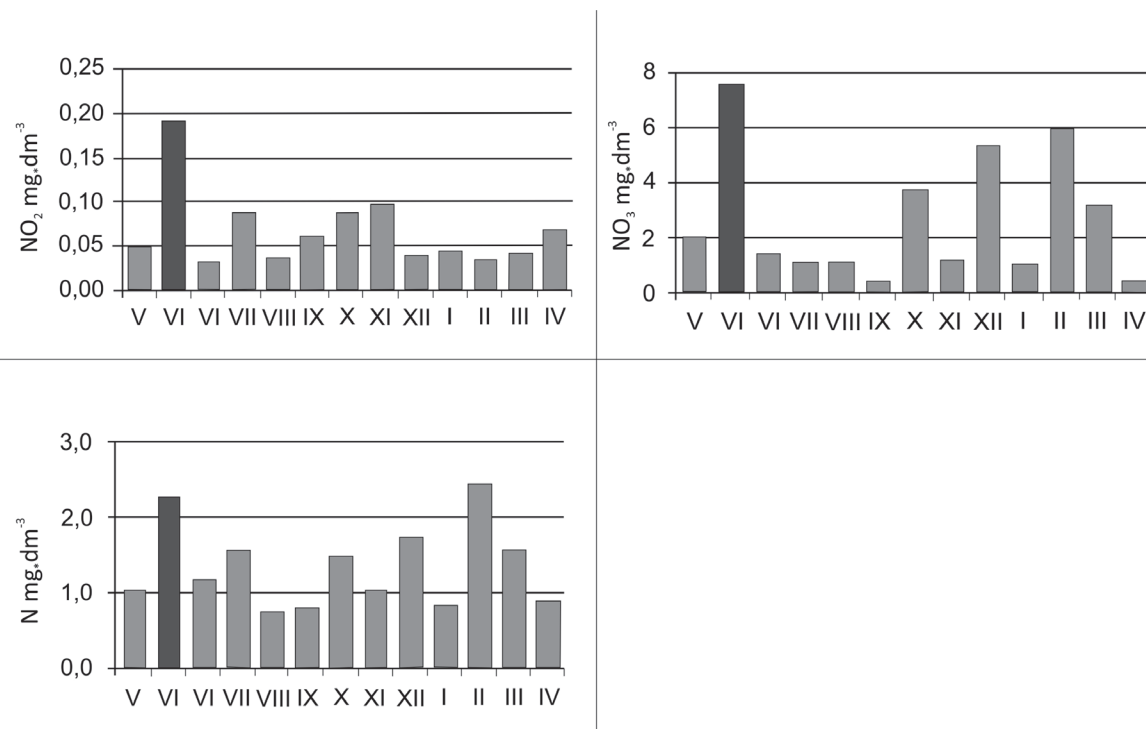


Rys. 3. Sezonowe zmiany wielkości stężeń siarczanów w poszczególnych punktach pomiarowo-kontrolnych po ulewnych opadach
Fig. 3. Seasonal changes in the concentrations of sulphates in the individual measurement and control stations after heavy rainfall

Po znacznych opadach zaznaczył się także wzrost związków azotu: azotynów, azotanów i azotu ogólnego (ryc. 4). Wzrost stężeń azotynów i azotanów zwykle świadczy o zanieczyszczeniu wody. Może być to spowodowane dopły-

wem ścieków zawierających duże ilości związków azotowych [Schmidt i in. 2003].

Największy wzrost stężeń wybranych form azotu, po opadach atmosferycznych, zanotowano w profilu drugim. Stężenia azotynów, po okresie



Rys. 4. Sezonowe zmiany wielkości stężeń związków azotu w profilu 2 po ulewnych opadach
Fig. 4. Seasonal changes in the concentrations of nitrogen compounds at the station 2 after heavy rainfall

opadowym, wzrosły z 0,049 do 0,191 mg·dm⁻³ (390%), jest to jednocześnie najwyższe zanotowane stężenie azotanów w całym okresie badawczym. Zanotowano również bardzo znaczący wzrost stężeń azotanów w tym profilu, skok z wartości 2,1 do 7,8 mg·dm⁻³ (371%). Jest to również najwyższa zanotowana wartość w ciągu całego okresu badawczego. Stężenie azotu ogólnego wzrosło ponad dwukrotnie (218%) z wartości 1.06 do 2.31 mg·dm⁻³.

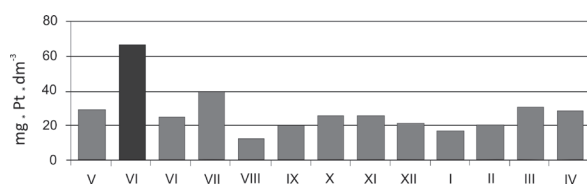
Intensywne opady deszczu splukujące zanieczyszczenia z powierzchni terenu (stałe, mineralne czy też organiczne), które dostają się do cieków, powodują zmianę barwy wody. Dopływ nieczystości lub odpadów organicznych (liście, drewno, oraz produkty pochodzące z ich rozkładu) przyczynia się do pogorszenia właściwości organoleptycznych wody (ryc. 5). Parametr barwy wody wzrósł ponad dwukrotnie (224%) z wartości 29,9 do 67 mg Pt·dm⁻³.

Kolejny wyjazd miał miejsce 31 maja 2010 roku. W tym przypadku były to doświadczalne pomiary, mające na celu obserwację dynamiki zmian zachodzących w cieku podczas opadów atmosferycznych.

Jako poligon badawczy wybrano Potok Kozacki (główny dopływ Potoku Oruńskiego), profil pomiarowy zlokalizowano przy ujściowym odcinku ciek do zbiornika retencyjnego Świętokrzyska 1. Pomiar parametrów rozpoczęto jeszcze przed opadami, kontynuowano w ich trakcie i po zakończeniu opadów.

Długość Potoku Kozackiego wynosi 1,49 km, zlewnia bezpośrednia ciek ma powierzchnię zaledwie 1,03 km². Na podstawie zebranych danych oraz wykresów, przedstawiających zmienność natężenia danego parametru, wyciągnięto następujące wnioski:

Reakcja cieków na opad atmosferyczny była natychmiastowa. Interwały pomiarowe ustawione były co 5 min. W tym samym interwale, w którym nastąpił początek ciągu opadów, również zaszła



Rys. 5. Sezonowe zmiany barwy wody w profilu 2 po ulewnych opadach

Fig. 5. Seasonal changes in water colour at the measurement station 2 after torrential rain

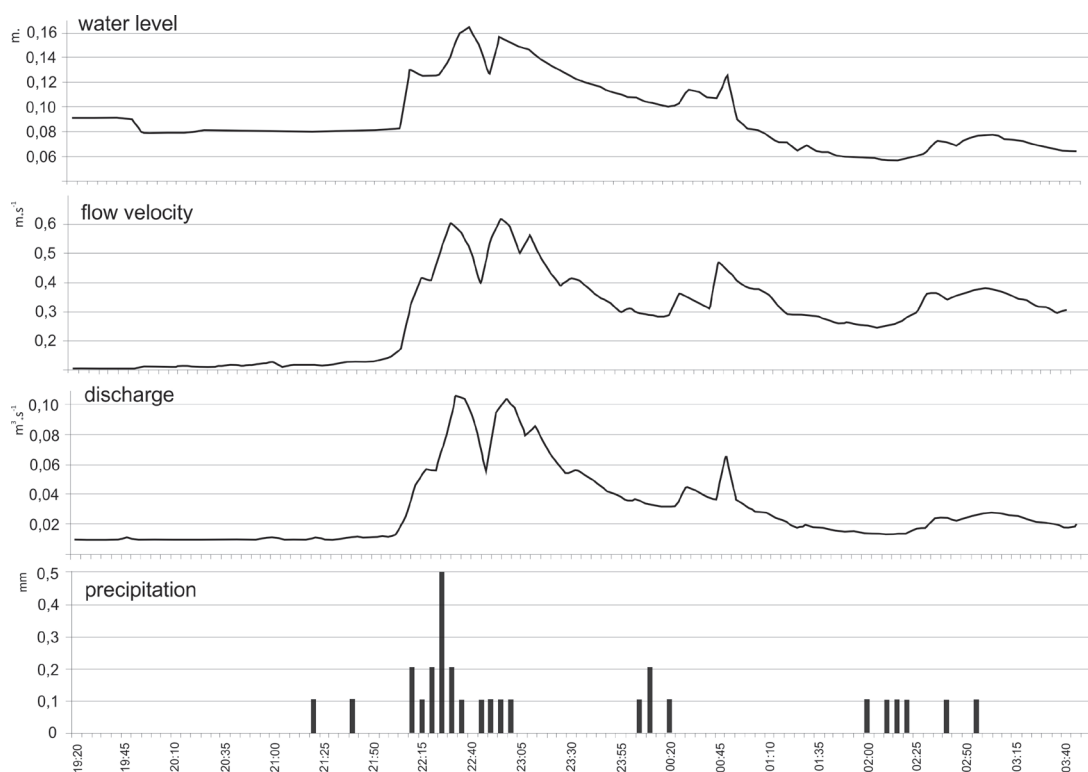
gwałtowna reakcja innych mierzonych parametrów. Zauważyć można korelację między wszystkimi mierzonymi parametrami hydrologicznymi.

Za początek reakcji badanych wskaźników można uznać godzinę 22:10, wtedy to zaczyna się gwałtowny wzrost mierzonych parametrów, w tym samym czasie zanotowano początek opadów (0,2 mm). Zauważono 5-minutowe opóźnienie w stosunku maksymalnego opadu, a maksymalnego zanotowanego: stanu, natężenia przepływu oraz prędkości wody.

Pierwsza fala opadów rzędu 1,3 mm wywołała dwukrotny wzrost stanu wody (z początkowego stanu przed opadem – 8,5 cm, do 16,5 cm w czasie kulminacji opadów atmosferycznych), a co bardziej istotne, aż blisko 11-krotnie zwiększyło się natężenie przepływu, z początkowej wielkości 0,01 m³·s⁻¹ przed opadem do 0,106 m³·s⁻¹ zaraz po kulminacji opadów. Również prędkość wody znacznie się zwiększyła. Przed opadem wartości prędkości wahały się między 0,1 – 0,17 m·s⁻¹, a w kulminacyjnym momencie opadu zwiększyła się do wartości 0,604 m·s⁻¹, co daje ok. 4-krotny wzrost prędkości wody.

Doświadczalny pomiar pokazał jak szybko reaguje zlewnia na opad atmosferyczny, dlatego w przyszłości należałoby zagęścić próbkowanie do co najmniej 1 minuty, co dokładniej zobrazuje gwałtowne zmiany. Wysoce interesującym okazał się również fakt, iż mimo tak małej zlewni bezpośredniej, jaką posiada Potok Kozacki, jednocześnie przy stosunkowo niedużym opadzie atmosferycznym, intensywność i rozmiar zmian, które zanotowano były bardzo duże. Zmienność w czasie pomiarów stężeń poszczególnych parametrów przedstawiono na rycinie 6.

Analizując wyniki przedstawiające zmienność badanych własności fizycznych i chemicznych wody, zauważyć można również korelację między opadem atmosferycznym a innymi parametrami. W przypadku tych własności, reakcja na opad była natychmiastowa. Interwał próbkowania ustawiony był co 3 minuty. Po pierwszej fali opadu zanotowano gwałtowny wzrost przewodności elektrolitycznej właściwej. Przed opadami przewodność wody wahała się między 427 a 436 μS·cm⁻¹. Natychmiast po opadach zanotowano dwukrotny skok przewodności elektrolitycznej do 891 μS·cm⁻¹ w momencie kulminacyjnym. Tak gwałtowny skok przewodnictwa wywołany był najprawdopodobniej dostaniem się do cieków zanieczyszczeń mineralnych, które zostały splukane z powierzchni terenu wraz



Rys. 6. Czasowa zmienność natężenia parametrów hydrologicznych, wywołanych krótkotrwałymi opadami deszczu

Fig. 6. Temporal variability of hydrological parameters intensity caused by short-term rainfall

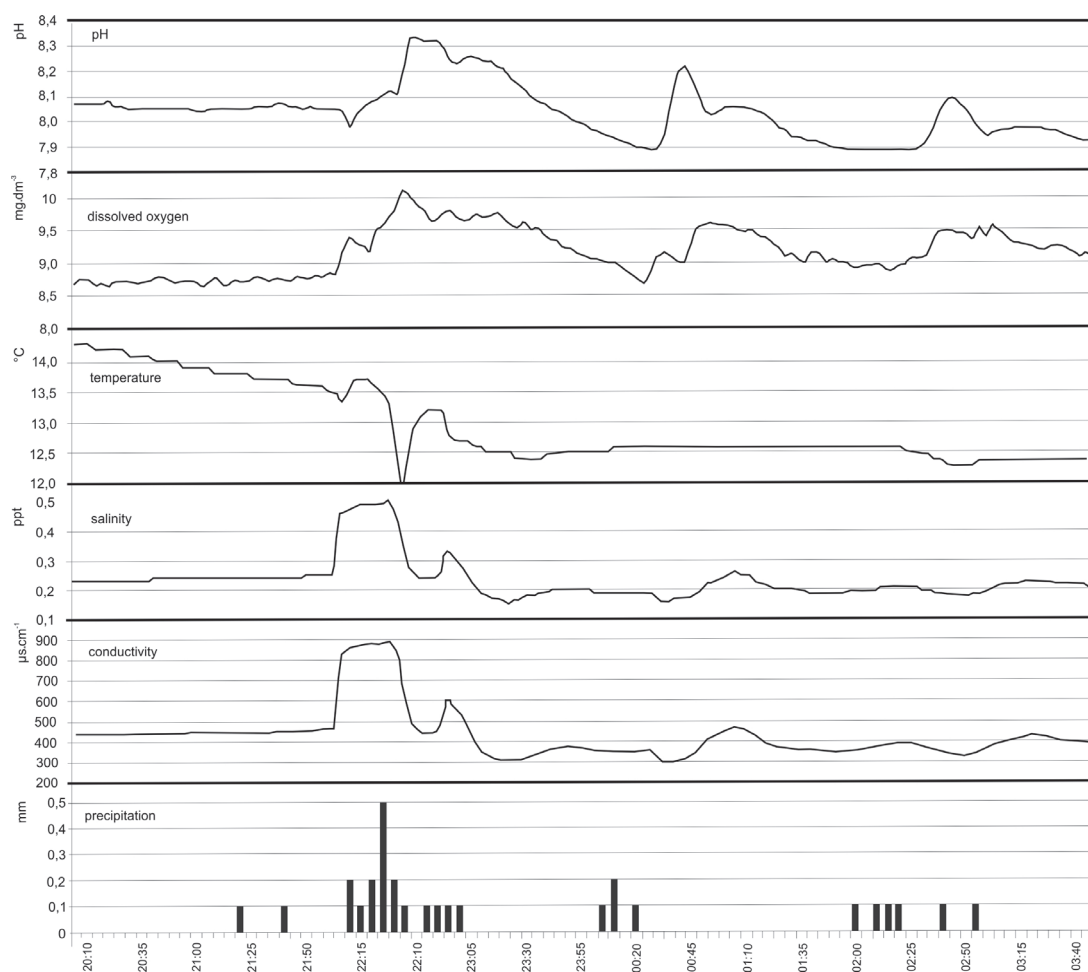
z opadem atmosferycznym. W późniejszym etapie można zauważyć zmniejszenie się przewodności elektrolitycznej do wartości niższej niż w początkowej fazie badań (przed opadem). Jest to wynikiem rozcieńczenia wody przez opady atmosferyczne. Identycznie zmieniała się wartość zasolenia wody. Zanotowano dwukrotny wzrost zasolenia natychmiast po opadach. W początkowej fazie, przed opadem, wartość zasolenia wahała się między 0,23–0,25 ppt, natychmiast po opadach wzrosła do wartości 0,5 ppt. Podobnie jak w przypadku przewodności elektrolitycznej, w dalszym etapie zmniejszyła się wartość do poziomu niższego, niż w początkowej fazie badań (przed opadem). Opady atmosferyczne przyczyniły się również do wzrostu zawartości tlenu w wodzie. Ciekawie prezentuje się wykres temperatury wody. Wraz z początkiem opadów, temperatura wody nieznacznie się podniosła, by chwilę potem gwałtownie zmaleć o 1,8°C. Początkowy wzrost temperatury wywołany był najprawdopodobniej niewielkim podgrzaniem wody atmosferycznej poprzez kontakt z nagrzanym podłożem. Dalej nastąpiło wychłodzenie podłoża i do ciekłu docierały już tylko chłodniejsze wody z opadów atmosferycznych. Dostawa opadu atmosferycznego do ciekłu w początkowym momencie spo-

wodowała również nieznaczne obniżenie odczynu wody. Opady atmosferyczne mają zazwyczaj $\text{pH} = 5,7$, a to za sprawą obecności kwasu węglowego, powstającego w wyniku reakcji H_2O z CO_2 znajdującym się w powietrzu atmosferycznym.

Dokładny rozkład badanych parametrów w czasie badania, prezentuje rycina 7.

DYSKUSJA

Obserwowane współcześnie zmiany klimatyczne pociągają za sobą spadek wielkości opadów atmosferycznych czego dowodem są badania Pielke i in. (1999), przy jednoczesnym wzroście jego zanieczyszczenia, szczególnie dobrze obserwowanym na obszarach zurbanizowanych [Arnfield 2003], w tym na obszarze opracowania, a także wzroście dynamiki przebiegu zjawisk m.in. opadów atmosferycznych, które coraz częściej są zjawiskami ekstremalnymi [Easterling i in. 2000]. Przewidywane w przyszłości zmiany temperatury powietrza i opadów deszczu mogą mieć wpływ na wielkość natężenia przepływów rzek, a tym samym wpływ na mobilność i rozcieńczenie zanieczyszczeń. Z kolei wzrost temperatury wody może wpłynąć na kinetykę reakcji



Rys. 7. Czasowa zmienność natężenia parametrów fizyczno-chemicznych, wywołanych krótkotrwałymi opadami deszczu

Fig. 7. Time variation of the intensity of physico-chemical parameters caused by short-term rainfall

chemicznych oraz w połączeniu ze słabym stanem jakościowym wód na ich stan ekologiczny. Liczne scenariusze zmian klimatycznych sugerują wzrost występowania susz w okresach letnich oraz wzrost szybkich powodzi miejskich (flash-flood), co prowadzi może do niekontrolowanych zrzutów zanieczyszczeń z obszarów miejskich i do odbioru tych zanieczyszczeń przez cieki tam płynące. Burze stanowiące formę zjawiska ekstremalnego, które kończą okresy susz będą powodować odpływ składników odżywczych z obszarów miejskich oraz generować impulsy zakwaszenia wód powierzchniowych [Whitehead i in. 2009].

Cieki miejskie stanowią pewnego rodzaju system hydrauliczny, który ma słabą jakość i szybko reaguje na czynniki zewnętrzne np. opad atmosferyczny, przez co czyni je potencjalnymi zagrożeniami. Przykładem potwierdzającym to zagrożenie mogą być badania Old i in. (2003), którzy wykonali badania w całej zlewni silnie zurbani-

zowanego Bradford w hrabstwie West Yorkshire (NE Anglia). Intensywne opady deszczu które nastąpiły nad centrum Bradford w czerwcu 2001 roku, spowodowały gwałtowny wzrost przepływu. W ciągu zaledwie 15 minut, przepływ wzrósł z $0,45$ do $34,6 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, zaś wielkość materiału zawieszonego wzrosła z 14 do $1360 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$. Spowodowało to również pogorszenie stanu jakościowego rzeki oraz zagrożenia powodziowe. Dobrym przykładem wzrostu zanieczyszczeń na obszarach zurbanizowanych są badania Ahn i in. (2005). Według autorów wzrost zanieczyszczeń wód na terenach miejskich może stanowić wielokrotność w stosunku do stanu jakościowego wód naturalnych. Badania polowe przeprowadzone dla rzeki Santa Ana która drekuje duży przełom miejski znajdujący się w południowej Kalifornii, potwierdziły wzrost zanieczyszczenia wód miejskich w stosunku do naturalnych, które mogą być wyższe nawet o 500%. Na tym tle specyficznymi obszarami miejskimi są te zlokalizowane w stre-

fie oddziaływania morza. Specyfika ta polega na występowaniu stałego wiatru od morza (bryza), który powoduje większą dynamikę cyrkulacji powietrza oraz wzrost wilgotności. W konsekwencji prowadzi to do możliwego wzrostu dni z opadami, w tym opadami ekstremalnymi, a przez to do wzrostu wymywania zanieczyszczeń z obszarów miejskich [Lo i in. 2007]. Jest to o tyle ważne, gdyż analizowana rzeka (Potok Oruński) znajduje się w strefie bezpośredniego oddziaływania akwenu morskiego, jakim jest Morze Bałtyckie. Również istotne znaczenie na wzrost zanieczyszczeń w rzece mogą mieć zdeponowane w osadach związki chemiczne, które uwalniane są w sytuacjach zmian pogody, a które z kolei powodują pojawianie się zwiększonych strumieni przepływów [Jeppsen i in. 2009]. Nie należy zapominać tu także o występowaniu zjawiska resuspensji, które związane jest z warunkami wiatrowymi [Namdeo i in. 1999]. Co ważne niektóre rzeki przepływają przez zbiorniki retencyjne, w których widoczna jest ich rola akumulacyjna zanieczyszczeń. Przykładem mogą być badania Pietruszyńskiego i in. (2012) dla Potoku Oruńskiego, którzy stwierdzili, że możliwe są okresowe akumulacje i depozycje związków biogenicznych na poziomie od kilku do ponad 300% wartości ładunku dostarczanego do tych zbiorników. Konsekwencją tego typu akumulacji możliwe jest w sytuacjach odpowiednich warunków hydrometeorologicznych (np. w czasie zjawisk ekstremalnych) gwałtowne odprowadzanie do rzeki zdeponowanych zanieczyszczeń, a przez to chwilowe pogorszenie stanu jakościowego. W efekcie poza wzrostem stężeń określonych związków chemicznych np. biogenów, pojawia się także silne zmętnienie wody. Jest ono szczególnie dobrze widoczne w sytuacjach ekstremalnych, chociażby podczas deszczy nawalnych i burz [Lawler i in. 2006].

Jednym z głównych uwarunkowania decydujących o wzroście zanieczyszczeń dopływających do odbiornika, jakim jest rzeka, jest użytkowanie terenu zlewni i grunty tam występujące [Shepherd, Burian 2003]. Właśnie grunty orne oraz nieużytki i zabudowa antropogeniczna poprzez wymywanie z nich związków chemicznych są głównymi źródłami zanieczyszczeń rzeki. Nasila się ono w trakcie występowania opadów atmosferycznych, niezależnie od intensywności tego opadu. Dowodem na to stwierdzenie mogą być badania Dwight i in. (2002), którzy stwierdzili, że największe wzrosty zanieczyszczeń w rzece notowane są w okresach chłodnych (zima),

w dniach z największą ilością opadów. Odmienne zdanie mają Wilby i in. (2006), którzy uważają, że najgorszy stan jakościowy jest w okresach ciepłych (letnich), gdzie bardzo często pojawiają się opady ekstremalne (nawalne). Jednocześnie zwracają uwagę na dużą niepewność w scenariuszach zmian klimatu i warunków hydrograficznych, które decydować mogą o stanie jakościowym wód powierzchniowych. Wzrost ilości wymywanych zanieczyszczeń o których mówili powyżej cytowani autorzy widoczny jest dobrze w analizowanej zlewni, gdyż już przy opadach rzędu kilku mm widoczne są wzrosty stężeń wybranych wskaźników chemicznych o co najmniej kilkadziesiąt procent w stosunku do sytuacji bezdeszczowych. W sytuacjach większych opadów wzrosty te są dwukrotne, a nawet większe. Jedną z przyczyn tak istotnych wzrostów może być dominacja w zlewni gruntów ornych i nieużytków oraz obszarów zabudowanych. Według Mallin i in. (2000) wielkość zanieczyszczeń w zlewni rzeki istotnie skorelowana jest nie tylko z odsetkiem gruntów zabudowanych w zlewni, ale przede wszystkim z nieprzepuszczalnością powierzchni, na które składają się m.in. budynki mieszkalne, drogi, chodniki, czy parkingi. Powierzchnie te służą do koncentracji i przekazywania zanieczyszczeń do wód przyjmujących niższego szczebla. Jedną z form maksymalizacji funkcji pasywnego uzdatniania wody opadowej i spływającej z powierzchni terenu mogą być obecnie obszary podmokłe oraz tereny zielone. Według Vaze i Chiew (2002) zrozumienie cech zanieczyszczeń na powierzchniach nieprzepuszczalnych jest niezbędna do oszacowania właściwości zanieczyszczenia odpływu z miasta. Dane ich badań wskazują, że nagromadzone w okresach suchych na ulicach miast zanieczyszczenia szybko są uwalniane w okresach występowania opadu atmosferycznego i odprowadzane do odbiornika wód powierzchniowych, by po kilku dniach ulec spowolnieniu, a następnie redystrybucji. Zanieczyszczenie powierzchni zależy od charakterystyki opadów i spływu. Wykazali oni, że zjawiska ekstremalne (burze) usuwają tylko niewielką część całkowitego ładunku zanieczyszczeń powierzchniowych. Dane pokazują również, że zamiatane ulice mogą mieć niekorzystny wpływ na zanieczyszczenia, gdyż proces ten pozostawia drobny materiał, który następnie w okresie deszczowym jest wypłukiwany.

W przypadku przepuszczalności gruntów najistotniejsze wydają się zatem opady ekstremal-

ne, gdzie w niewielkim odstępie czasu następuje znaczny napływ wód opadowych. Niewielkie możliwości drenowania wód opadowych przez grunt powodują z kolei zdecydowane pogorszenie stanu ekologicznego tychże wód, które następnie odprowadzane są do głównego recypienta, jakim jest z reguły rzeka lub jezioro [Ellis, Hvitved-Jacobsen, 1996]. To pogorszenie jakości wynika z bardzo dużej dynamiki zjawiska oraz dostarczania w krótkim okresie czasu w wyniku spływu powierzchniowego znacznych ilości zanieczyszczeń. Jednocześnie rzeki miejskie są degradowane przez kumulowane skutki zmian przepływu oraz liczne zanieczyszczenia występujące w samym korycie rzeki [LeBlanc i in. 1997]. Ważny jest także system kanalizacyjny i drenażowy miasta. Analiza niepewności w zintegrowanym modelowaniu potwierdza, że drenaż miejski ma coraz większe znaczenie w zakresie jakości wody [Freni i in. 2008]. Potwierdzają to badania Coombes i in. (2000), którzy stwierdzili, że przy odpowiednim systemie drenażowym i infiltracyjnym możliwe jest uzyskanie odpowiedniego stanu jakościowego wód. Jednocześnie w analizowanym przez nich przypadku możliwe było niemal całkowite zatrzymanie odpływu. Jest to o tyle istotne, gdyż, dla stanu jakościowego wód na obszarach miejskich ważny jest rozwój i wydajność systemów zagospodarowania wody deszczowej [Hermann, Schmida 2000].

PODSUMOWANIE

Wyniki badań zmian chemicznych wody, wykonanych w dniu poprzedzonym dwoma dniami intensywnych opadów wykazały wyraźny wzrost siarczanów oraz związków azotu. Dodatkowo splukane zanieczyszczenia z terenu zlewni przyczyniły się do znacznego pogorszenia barwy wody. Opad atmosferyczny rzędu 1,3 mm spowodował 11-krotne zwiększenie natężenia przepływu, dwukrotny skok poziomu wody oraz 4-krotny wzrost prędkości cząsteczek wody. Podczas opadu atmosferycznego zanotowano również ponad dwukrotny wzrost zasolenia oraz przewodności elektrolitycznej właściwej wody. Okazało się, iż natężenia przepływów maksymalnych jest istotną zmienną w niewielkiej zlewni miejskiej w wyniku wezbrania. Nawet niewielki opad atmosferyczny znacząco wpływa na zmianę jakości fizyczno-chemicznej badanej wody.

LITERATURA

1. Ahn J.H., Grant S.B., Surbeck S.Q., DiGiacomo P.M., Nezhin N.P., Jiang S. 2005. Coastal Water Quality Impact of Stormwater Runoff from an Urban Watershed in Southern California. *Environ. Sci. Technol.* 39 (16), 5940–5953.
2. Arheimer B., Andréasson J., Fogelberg S., Johnsson H., Pers Ch.B., Persson K. 2005. Climate Change Impact on Water Quality: Model Results from Southern Sweden. *AMBIO: A Journal of the Human Environment* 34 (7), 559–566.
3. Arnfield A.J. 2003. Two decades of urban climate research: a review of turbulence, exchanges of energy and water, and the urban heat island. *International Journal of Climatology* 23 (1), 1–26.
4. Carpenter S.R., Caraco N.F., Correll D.L., Howarth R.W., Sharpley A.N., Smith V.H. 1998. Non-point pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications* 8, 559–568.
5. Chmiel S., Michalczyk Z., Słomska A. 2007. Ocena stężenia wskaźników fizykochemicznych wód spływających kanalizacją deszczową z miasta Świdnika, [w]: Michalczyk Z. [red.], *Obieg wody w środowisku naturalnym i przekształconym*. Wyd. UMCS, Lublin.
6. Coombes P.J., Argue J.R., Kuczera G. 2000. Fig-tree Place: a case study in water sensitive urban development (WSUD). *Urban Water* 1 (4), 335–343.
7. Cyberski J. [red.] 2003. Powódź w Gdańsku 2001. *Gdańskie Towarzystwo Naukowe*, Gdańsk
8. Dwight R.H., Semenza, J.C., Baker D.B., Olson B.H. 2002. Association of Urban Runoff with Coastal Water Quality in Orange County, California. *Water Environment Research* 74 (1), 82–90.
9. Easterling D.R., Evans J.L., Groisman P. Y., Karl T.R., Kunkel K.E., Ambenje P. 2000. Observed Variability and Trends in Extreme Climate Events: A Brief Review. *Bull. Amer. Meteor. Soc.* 81, 417–425.
10. Ellis J.B., Hvitved-Jacobsen T. 1996. Urban drainage impacts on receiving waters. *Journal of Hydraulic Research* 34 (6), 771–783.
11. Freni G., Mannina G., Viviani G. 2008. Uncertainty in urban stormwater quality modelling: The effect of acceptability threshold in the GLUE methodology. *Water Research* 42 (8–9), 2061–2072.
12. Hellström D., Jeppsson U., Kärrman E. 2000. A framework for systems analysis of sustainable urban water management. *Environmental Impact Assessment Review* 20 (3), 311–321.
13. Herrmann T., Schmida U. 2000. Rainwater utilisation in Germany: efficiency, dimensioning, hydraulic and environmental aspects. *Urban Water* 1 (4), 307–316.
14. Jekatierynczuk-Rudczyk E., Zieliński P. 2007. Charakterystyka jakości wody małej rzeki miejskiej, [w]: Michalczyk Z. [red.], *Obieg wody w środowisku naturalnym i przekształconym*. Wyd. UMCS, Lublin.

15. Jeppesen E., Kronvang B., Meerhoff M., Søndergaard M., Hansen K.M., Andersen H.E., Lauridsen T.L., Liboriussen L., Beklioglu M., Özen A., Olesen J.E. 2009. Climate Change Effects on Runoff, Catchment Phosphorus Loading and Lake Ecological State, and Potential Adaptations. *Journal of Environmental Quality* 38 (5), 1930–1941.
16. Kanakoudis V., Tsitsifli S. 2010. Results of an urban water distribution network performance evaluation attempt in Greece. *Urban Water Journal* 7 (5), 267–285.
17. Kowalik P. 2008. Flood control in the Vistula river delta (Poland). *Environmental Biotechnology* 4 (1), 1–6.
18. Lara L.B.L.S., Artaxo P., Martinelli L.A., Victoria R.L., Camargo P.B., Krusche A., Ayers G.P., Ferraz E.S.B., Ballester M.V. 2001. Chemical composition of rainwater and anthropogenic influences in the Piracicaba River Basin, Southeast Brazil. *Atmospheric Environment* 35 (29), 4937–4945
19. Lawler D.M., Petts G.E., Foster I.D.L., Harper S. 2006. Turbidity dynamics during spring storm events in an urban headwater river system: The Upper Tame, West Midlands, UK. *Science of The Total Environment* 360 (1–3), 109–126.
20. LeBlanc R.T., Brown R.D., FitzGibbon J.E. 1997. Modeling the Effects of Land Use Change on the Water Temperature in Unregulated Urban Streams, *Journal of Environmental Management* 49 (4), 445–469.
21. Lo J.C.F., Lau A.K.H., Chen F., Fung J.C.H., Leung K.K.M. 2007. Urban Modification in a Mesoscale Model and the Effects on the Local Circulation in the Pearl River Delta Region. *J. Appl. Meteor. Climatol.* 46, 457–476.
22. Majewski W. 2006a. Measures and solutions for flood management. A local case: flash flood 2001 in Gdańsk, Poland. *Irrigation and Drainage* 55 (1), 101–111.
23. Majewski W. 2006b. Urban flash flood in Gdańsk – 2001; solutions and measures for city flood management. *International Journal of River Basin Management* 6 (4), 357–367.
24. Mallin M.A., Williams K.E., Esham E.C., Lowe R.P. 2000. Effect of human development on bacteriological water quality in coastal watersheds, *Ecological Applications* 10, 1047–1056.
25. Niemczynowicz J. 1999. Urban hydrology and water management – present and future challenges. *Urban Water* 1 (1), 1–14.
26. Paul M.J., Meyer J.L. 2001. Streams in the Urban Landscape. *Annual Review of Ecology and Systematics* 32, 333–365.
27. Pietruszyński Ł., Olszewska A., Bogdanowicz R. 2012. The assessment of the impact of retention reservoirs on the water quality of streams in urban areas (Oruński Stream catchment case). *Limnological Review* 12 (2), 87–92.
28. Namdeo A.K., Colls J.J., Baker C.J. 1999. Dispersion and re-suspension of fine and coarse particulates in an urban street canyon. *Science of The Total Environment* 235 (1–3), 3–13.
29. Nancarrow B.E., Porter N.B., Leviston Z. 2010. Predicting community acceptability of alternative urban water supply systems: A decision making model. *Urban Water Journal* 7 (3), 197–210.
30. Old G.H., Leeks G.J.L., Packman J.C., Smith B.P.G., Lewis S., Hewitt E.J., Holmes M., Young E. 2003. The impact of a convectional summer rainfall event on river flow and fine sediment transport in a highly urbanised catchment: Bradford, West Yorkshire. *Science of The Total Environment* 314–316, 495–512.
31. Pielke R. A., Walko R. L., Steyaert L. T., Vidale P. L., Liston G. E., Lyons W. A., Chase T. N. 1999. The Influence of Anthropogenic Landscape Changes on Weather in South Florida. *Mon. Wea. Rev.* 127, 1663–1673.
32. Schmidt I., Sliemers O., Schmid M., Bock E., Fuerst J., Kuenen J.G., Jetten M.S.M., Strous M. 2003. New concepts of microbial treatment processes for the nitrogen removal in wastewater. *FEMS Microbiology Reviews* 27 (4), 481–492.
33. Shao M., Tang X., Zhang Y., Li W. 2006. City clusters in China: air and surface water pollution. *Frontiers in Ecology and the Environment* 4, 353–361
34. Shepherd J.M., Burian S.J. 2003. Detection of Urban-Induced Rainfall Anomalies in a Major Coastal City. *Earth Interact.* 7, 1–17.
35. Sharratt B.S., Lindstrom M.J., Benoit G.R., Young R.A., Wilts A. 2000. Runoff and Soil Erosion during Spring Thaw in the Northern U.S. Corn Belt. *Journal of Soil and Water Conservation* 55 (4), 487–494.
36. Smullen J.T., Shallcross A.L., Cave K.A. 1999. Updating the U.S. Nationwide urban runoff quality data base. *Water Science and Technology* 39 (12), 9–16.
37. Topographische Karte (Meßtischblatt), 1918, skala 1:25 000, arkusz: 1677 Danzig, stan na 1908, Königlich-Preussische Landesaufnahme.
38. Vaze J., Chiew F.H.S. 2002. Experimental study of pollutant accumulation on an urban road surface. *Urban Water* 4 (4), 379–389.
39. 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.
40. Wilby R.L., Whitehead P.G., Wade A.J., Butterfield D., Davis R.J., Watts G. 2006. Integrated modelling of climate change impacts on water resources and quality in a lowland catchment: River Kennet, UK. *Journal of Hydrology* 330 (1–2), 204–220.
41. Woloszyn E. 2003. The Catastrophic Flood in Gdansk on July 2001. *Urban Water Management: Science Technology and Service Delivery NATO Science Series* 25, 115–124.