UNIWERSYTET ŁÓDZKI
Wydział Biologii i Ochrony Środowiska

Kierunek: ochrona środowiska

Magdalena Podawca
Numer albumu: 270853

Zastosowanie ekohydrologii dla redukcji zagrożenia zanieczyszczeniami wód burzowych w aglomeracjach miejskich na przykładzie zbiorników Arturówek

Application of Ecohydrology to reduce stormwater pollution in urban areas in an exemplary Arturówek reservoirs

Praca magisterska
wykonana
w Katedrze Ekologii Stosowanej
pod kierunkiem dr. Tomasza Jurczaka

Łódź 2012

Serdecznie dziękuję

Panu dr. Tomaszowi Jurczakowi
za opiekę, cenne wskazówki merytoryczne,
wyrozumiałość, poświęcony czas i pomoc.

Panu prof. dr. hab. Maciejowi Zalewskiemu
za umożliwienie mi zrealizowania pracy magisterskiej.

Panu dr. Zbigniewowi Kaczkowskiemu
za ogromną pomoc w przeprowadzeniu badań terenowych.

Pani dr Magdalenie Urbaniak
za pomoc w analizie metali ciężkich i dioksyn
oraz cenne wskazówki merytoryczne.

Pani dr Małgorzacie Stolarskiej
za pomoc w analizie parametrów hydrologicznych rzeki Bzury.

Pani mgr Ilonie Gągale
za pomoc w analizie form jonowych azotu i fosforu.

Pracę magisterską wykonano w ramach realizacji projektu LIFE+
pt.: „Ekohydrologiczna rekultywacja zbiorników rekreacyjnych „Arturówek” (Łódź)
jako modelowe podejście do rekultywacji zbiorników miejskich”
(EH-REK) LIFE08 ENV/PL/000517.
Projekt finansowany z Unii Europejskiej
i Narodowego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej.

Spis treści

I. **Wstęp** 7

I.1. Problemy obszarów zurbanizowanych 7

I.2. Znaczenie zbiorników wodnych w mieście 10

I.3. Zanieczyszczenia wód deszczowych w terenach zurbanizowanych i ich wpływ na zbiorniki wodne 12

I.4. Ekohydrologia jako narzędzie służące zapobieganiu negatywnemu wpływowi zanieczyszczeń wód burzowych na ekosystemy wodne 18

I.5. Cel pracy 20

II. Teren badań 21

II.1. Charakterystyka rzeki Bzury 22

II.2. Charakterystyka zbiorników „Arturówek” 23

II.3. Charakterystyka zlewni terenu badań 24

III. Materiały i metody 29

III.1. Pobór próbek 29

III.2. Warunki meteorologiczne 30

III.3. Analiza parametrów fizycznych wody 30

III.4. Analiza parametrów chemicznych wody 30

III.5. Analiza parametrów hydrologicznych rzeki Bzury 31

III.6. Analiza osadów dennych 34

IV. **Wyniki** 35

IV.1. Warunki meteorologiczne w trakcie sezonu badawczego 35

IV.2. Parametry fizyczne rzeki Bzury oraz kaskady zbiorników 38

IV.3. Wpływ właściwości fizycznych wód opadowych i roztopowych na jakość wód rzeki Bzury 40

IV.4. Parametry chemiczne rzeki Bzury oraz kaskady zbiorników 42

IV.5. Wpływ właściwości chemicznych wód opadowych i roztopowych na jakość wód rzeki Bzury 44

IV.6. Warunki hydrologiczne rzeki Bzury 46

IV.7. Jakość osadów dennych na stanowiskach badawczych 48

IV.8. Zastosowanie rozwiązań z zakresu biotechnologii ekohydrologicznych.....52

V. **Dyskusja** 57

VI. **Wnioski**.....70

Wykaz skrótów

BN: rzeka Bzura poniżej zbiornika Arturówek dolny,

AD: zbiornik Arturówek dolny,

AŚ: zbiornik Arturówek środkowy,

AG: zbiornik Arturówek górny,

BP: rzeka Bzura powyżej zbiornika Arturówek górny,

BW: rzeka Bzura poniżej ulicy Wycieczkowej,

RW: rura odprowadzająca wody w przepuście pod ulicą Wycieczkową,

SW: staw poniżej ulicy Wycieczkowej,

BPW: rzeka Bzura powyżej ulicy Wycieczkowej,

LM: staw Lasy Miejskie,

UŁ: zbiornik Uniwersytetu Łódzkiego,

TZO: Trwałe Zanieczyszczenia Organiczne (na potrzeby pracy magisterskiej skrótem TZO określono trzy badane grupy: PCDD, PCDF i dl-PCB)

TN: azot całkowity

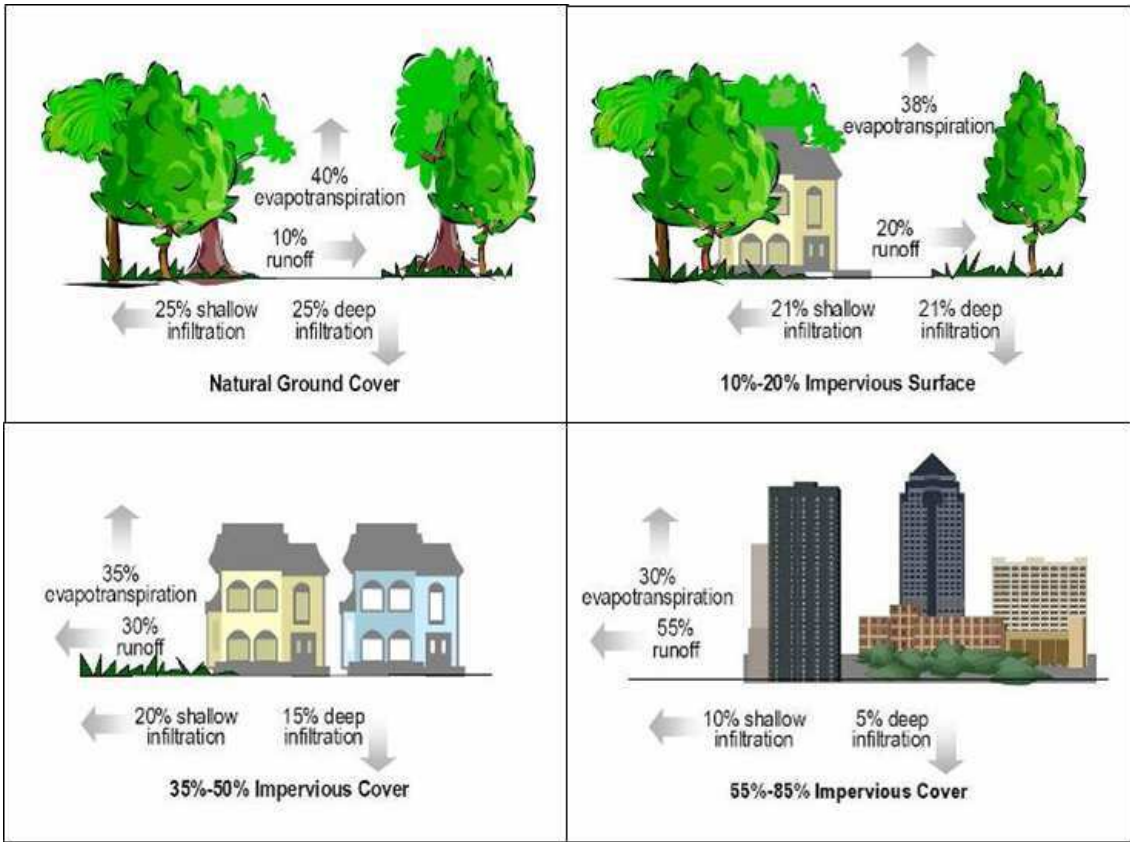
TP: fosfor całkowity

I. Wstęp

I.1. Problemy obszarów zurbanizowanych

Ponad 54% światowej populacji (około 6,5 miliarda) żyje obecnie w miastach. Ilość ta wciąż się zwiększa, szczególnie w krajach rozwijających się. Oszacowano, że każdego dnia liczba ludności miejskiej na świecie może wzrastać nawet o 180 tysięcy osób (Breil i in. 2008).

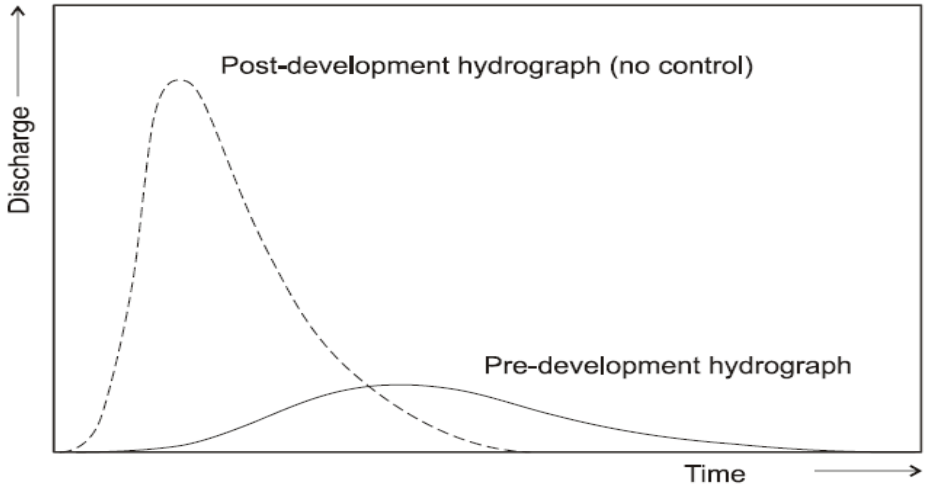
Demograficzny i przestrzenny rozwój miast niesie za sobą postępującą degradację środowiska. Najbardziej zauważalną konsekwencją urbanizacji jest wzrost udziału powierzchni nieprzepuszczalnych, co powoduje zaburzenie cyklu wodnego (Marsalek i in. 2006). Na obszarach miejskich naturalne proporcje między procesami hydrologicznymi mogą się nawet odwrócić, co przedstawia rycina 1.



Ryc. 1. Degradacja cyklu wodnego wraz ze stopniem uszczelnienia terenu. (źródło: Wagner i Zalewski 2009)

Wody deszczowe na zurbanizowanych terenach nie mogą infiltrować swobodnie do gruntu. Skutkiem jest znaczne nasilenie spływu powierzchniowego (Bogacz-Rygas 2008,

Welty 2009). Również zdolności retencyjne zagospodarowanych obszarów są niewielkie, co łącznie z intensywnym spływem powierzchniowym prowadzi do przeciążenia odbiorników wód burzowych oraz lokalnych powodzi. W ciekach na terenach zurbanizowanych po intensywnych opadach następuje znaczny wzrost maksymalnych natężeń przepływów oraz ich szybsze pojawianie się. Fala powodziowa posiada wyraźne maksimum i krótki czas koncentracji. Podczas okresów bezdeszczowych przepływy są wyraźnie zmniejszone (Osmulska-Mróz 1992, Kozłowska 2008, Marsalek i in. 2008). Zmiany te przedstawione są na rycinie 2.



Ryc. 2. Hydrograf przepływu przed i po urbanizacji.
(źródło: Marsalek i in. 2006)

Wymienione zjawiska dodatkowo nasilają się z powodu większej ilości opadów na terenach zurbanizowanych. Opady w miastach są nawet o ok. 25% większe niż poza nimi. Spowodowane jest to większą ilością jąder kondensacji oraz występowaniem tzw. „miejskiej wyspy ciepła". Średnie temperatury w mieście są wyższe, a wilgotność powietrza mniejsza niż na terenach podmiejskich. Chłodne i wilgotne powietrze napływające spoza miasta zostaje wyniesione do góry, gdzie tworzą się chmury burzowe (Chełmicki, za: Kozłowska 2008). Przyczyną wzrostu występowania intensywnych opadów są również nasilające się zmiany klimatu Ziemi (Wagner i Zalewski 2009).

Skutkiem uszczelnienia terenów jest także pogorszenie jakości wód. Duże ilości wody spływając przez nieprzepuszczalne obszary, zbierają po drodze zanieczyszczenia i docierając do odbiorników, silnie je zanieczyszczają. Wówczas następuje degradacja miejskich siedlisk wodnych (ang. urban aquatic habitats – UAH), które w największym

stopniu reagują na intensywną działalność człowieka (Breil i in. 2008) oraz ekosystemów znajdujących się wokół nich.

Szczelna zabudowa, wzrost zapotrzebowania na wodę oraz rozwój sanitacji prowadzi do obniżania się poziomu wód gruntowych. Opady nie są w stanie uzupełnić ich zasobów, ze względu na niewielką przepuszczalność terenów. Obniżenie poziomu wód może z kolei spowodować degradację gleb w wyniku przesuszenia oraz osiadanie ziemi, które w niektórych przypadkach może dotrzeć do kilku metrów i wpływać na stabilność budynków (Marsalek i in. 2006). Innym efektem obniżenia poziomu wód gruntowych jest zubożenie szaty roślinnej oraz różnorodności gatunkowej fauny (Kozłowska 2008).

Istotną kwestią związaną z wodami burzowymi na obszarach zurbanizowanych jest nieodpowiednie zarządzanie nimi. Według tradycyjnego systemu zarządzania wodą deszczową, stosowanego w większości miast, wody burzowe traktowane są jako problem, który należy rozwiązać przez jak najszybsze ujęcie spływu powierzchniowego do sieci kanalizacyjnej i odprowadzenie go do wód powierzchniowych lub oczyszczalni ścieków (Wagner i Zalewski 2009). Przy intensywnych opadach, jakie występują podczas burz, kanalizacja nie jest w stanie odprowadzić napływającej w szybkim tempie wody i powstają rozlewiska powodujące paraliż komunikacyjny (Zawilski i Turkowski 2008).

Ryc. 3. Wpływ urbanizacji na zasoby wodne.
(źródło: Marsalek i in. 2006)

Poza skutkami ekologicznymi związanymi z urbanizacją, które zbiorczo przedstawia rycina 3, warto również wspomnieć o problemach społecznych i ekonomicznych. Suche miejskie powietrze oraz wyższe temperatury powodują pogorszenie mikroklimatu miast. Na skutek tego na obszarach zurbanizowanych obserwuje się większy odsetek osób, u których występują alergie, choroby układu oddechowego i krążenia, co z kolei generuje dodatkowe koszty związane z leczeniem chorób. Dodatkowo budżet miast obciążają wydatki związane z rozwiązywaniem problemu podtopień, poprawą efektywności oczyszczalni ścieków czy rozbudową systemów kanalizacyjnych (Wagner i Zalewski 2009).

I.2. Znaczenie zbiorników wodnych w mieście

Ekosystemy wodne, jakimi są zbiorniki w miastach, pełnią wiele bardzo istotnych funkcji. Można je podzielić na dwie grupy: przyrodnicze oraz społeczno-gospodarcze. Jeden akwen może pełnić jedno lub wiele zadań jednocześnie. Z tego powodu trudno jest ustalić ich hierarchię (Czerwińska 2004).

Główną rolą stawów oraz jezior sztucznych, zaliczaną do funkcji przyrodniczych, jest poprawa bilansu wodnego, czyli zrównoważenie proporcji pomiędzy wodą docierającą do zlewni w postaci opadu, a rozchodami (Baścik i Pociask-Karteczka 2006). Retencja wody w zbiornikach zmniejsza odpływ, co przyczynia się do poprawy stosunków wodnych na danym obszarze, a także wydłuża cykl obiegu wody. Z tą funkcją wiąże się również ochrona przeciwpowodziowa, gdyż gromadząc wodę w czasie wezbrań, akweny mogą ją magazynować do czasu, kiedy jej ilość będzie niedostateczna.

Zbiorniki wodne niewątpliwie przyczyniają się do wzrostu różnorodności biologicznej. Na terenach zurbanizowanych, gdzie często liczba gatunków fauny i flory jest mniejsza niż poza nimi, akweny powodują zróżnicowanie warunków środowiskowych. Sprzyja to powstawaniu heterogenicznych siedlisk zamieszkałych przez wiele organizmów (Kajak 1998a).

Do funkcji przyrodniczych pełnionych przez stawy i jeziora można także zaliczyć poprawę mikroklimatu. Obecność zbiornika wodnego zmienia warunki termiczne i wilgotnościowe obszaru, na którym on się znajduje. Zmniejszeniu ulega amplituda rocznych oraz dobowych temperatur powietrza i tym samym łagodzone są zjawiska ekstremalne. Obecność akwenu powoduje wzrost temperatury w jego sąsiedztwie zimą. Masy powietrza przemieszczające się wtedy nad powierzchnią wody, która akumulowała

energię cieplną w miesiącach letnich, zwiększają swoją wilgotność i stają się cieplejsze. Ma to miejsce aż do momentu pokrycia zbiorników lodem. W porze letniej temperatury są relatywnie niższe, gdyż zbiornik wolno ulega nagrzewaniu ze względu na dużą pojemność cieplną. Podobne zjawisko można odnotować w cyklu dobowym – za dnia temperatury nad wodą są niższe niż na terenach oddalonych, nocą natomiast akwen oddaje ciepło pochłonięte w ciągu dnia (Małecki 2009). W otoczeniu zbiorników maleje także kontynentalizm i wzrasta wilgotność powietrza (Głodek 1985).

Akweny wodne pełnią jeszcze jedną bardzo istotną funkcję przyrodniczą – powodują podniesienie poziomu wód gruntowych, których zwierciadło na terenach miejskich uległo obniżeniu.

Wraz z postępującą urbanizacją i zmianą stylu życia mieszkańców zaczęły nabierać znaczenia miejsca charakteryzujące się dużymi walorami krajobrazowymi oraz dostępem do wody. Zbiorniki miejskie bardzo często pełnią funkcję rekreacyjną, którą można zaliczyć do drugiej grupy opisywanych tutaj funkcji – społeczno-gospodarczych. Obecność akwenów wodnych na terenach parków miejskich sprawia, że ludność może wypoczywać na łonie natury w czasie wolnym od pracy, co umożliwia im regenerację psychofizyczną. Wypoczynek nad wodą często przybiera różne formy takie jak kąpiele, uprawianie sportów wodnych, a także połowy ryb (Czerwińska 2004, Wagner i Zalewski 2008).

Duże zbiorniki wodne mogą także stanowić źródło wody pitnej. Przykładem może być tutaj Jezioro Zegrzyńskie na Narwi. Jednak, aby akwen mógł pełnić taką rolę niezbędna jest ciągła i skrupulatna kontrola jakości wody.

Stawy i jeziora często są wykorzystywane gospodarczo. Dzięki budowie elektrowni wodnej mogą służyć do produkcji energii, a odpowiednie ich zagospodarowanie pozwala wykorzystywać je do hodowli ryb.

Zbiorniki często spełniają także funkcję techniczną. Stawy usytuowane na ciekach wodnych pełnią rolę osadników oczyszczających odprowadzane do rzek wody burzowe z niesionych zanieczyszczeń (głównie zawiesin oraz rumowiska) (Czerwińska 2004).

To jak ważna jest obecność zbiorników wodnych w mieście pokazują projekty renaturyzacji dolin rzecznych. Większość z nich uwzględnia utworzenie jednego lub kilku zbiorników wodnych na cieku (Czerwińska 2004).

I.3. Zanieczyszczenia wód deszczowych na terenach miejskich i ich wpływ na zbiorniki wodne

W wyniku urbanizacji i intensywnej działalności człowieka dochodzi do zanieczyszczenia powietrza atmosferycznego oraz powierzchni miejskich. Na skutek tego wody burzowe zawierają duże ilości substancji chemicznych i docierając do odbiorników, powodują pogorszenie jakości wód powierzchniowych.

Wody deszczowe, jeszcze zanim dotrą do powierzchni miasta, ulegają zanieczyszczeniu poprzez kontakt z powietrzem atmosferycznym (Ziułkiewicz 2002, Słyś 2008). W ciągu roku do zbiornika o powierzchni 100 ha wraz z opadem trafiającym bezpośrednio na powierzchnię wody dociera 1 426 kg azotu ogólnego, 37 kg fosforu ogólnego, 2 187 kg siarczanów, a także 2,08 kg ołowiu i 0,3 kg kadmu (Twarowski i in. 2006).

Po dotarciu opadu na powierzchnię ziemi formuje się spływ powierzchniowy zbierający substancje chemiczne z nieprzepuszczalnych terenów miejskich i w dalszym ciągu ulegając zanieczyszczeniu, zamienia się w „ścieki opadowe" (Osmulska-Mróz 1992). Z 1 hektara powierzchni zurbanizowanej rocznie spływa nawet 655 kg zawiesiny, 630 kg ChZT, 90 kg BZT_5, 15 kg węglowodorów, 1 kg ołowiu (Dąbrowski, za: Helman-Grubba i Szulczewski 2006). Parametry jakościowe spływu powierzchniowego zależą głównie od zagospodarowania zlewni (Fidala-Szope 1997). Najbardziej niebezpieczne są zrzuty z kanalizacji deszczowej lub przelewy burzowe kanalizacji ogólnospławnej zbierającej wody napływające z terenów przemysłowych oraz infrastruktury komunikacyjnej. Także wielkość zlewni ma duże znaczenie. W miastach można zauważyć niekorzystne zjawisko powiększania zlewni cieków. Jest to wynik rozbudowy kanalizacji, która może odwadniać tereny należące do zlewni jednego cieku i wprowadzać je do innego.

Na stężenie zanieczyszczeń w spływie powierzchniowym mają wpływ również intensywność i czas trwania deszczu oraz okres pogody bezdeszczowej poprzedzającej opad (Helman-Grubba i Szulczewski 2006).

Lista zanieczyszczeń zidentyfikowanych w spływach burzowych przekracza 600 związków chemicznych i cały czas się powiększa. Głównie są to zawiesiny, substancje odżywcze (takie jak związki azotu i fosforu), metale ciężkie, węglowodory i bakterie (Marsalek i in. 2006). Najistotniejsze zanieczyszczenia wód burzowych wraz ze średnimi stężeniami otrzymanymi w wyniku badań przedstawia tabela 1.

Tab. 1. Zanieczyszczenia w miejskich spływach burzowych

rodzaj zanieczyszczenia	jednostka	spływ burzowy na terenie miasta	
		średnia uzyskana w badaniach Duncana (1999)	mediana wartości zmierzonych w projektach NURP - U.S. EPA (1983)
zawiesina	mg/l	150	100
TP	mg/l	0,35	0,33
TN	mg/l	2,6	-
ChZT	mg/l	80	65
BZT_5	mg/l	14	9
oleje i smary	mg/l	8,7	-
Pb	mg/l	0,140	0,144
Zn	mg/l	0,240	0,160
Cu	mg/l	0,050	0,034
bakterie coli	jtk/100ml	8,000	-

(źródło: Marsalek i in. 2006)

Największe stężenia zanieczyszczeń odprowadzanych wraz z wodami opadowymi notuje się w okresach roztopów. Nagromadzone przez okres zimy związki chemiczne zostają w szybkim tempie uwolnione i przez kanalizację deszczową oraz bezpośrednie zrzuty trafiają do wód (Viklander, za: Marsalek i in. 2006). Warto zauważyć, że oprócz związków chemicznych deponowanych na powierzchni miast w ciągu całego roku, w okresie zimowym dodatkowe zanieczyszczenie stanowią substancje używane do likwidacji oblodzenia dróg (Eyles i Meriano 2010).

Skład chemiczny ścieków opadowych jest również zmienny w czasie. Największe stężenie zanieczyszczeń występuje na początku trwania opadu (Osmulska-Mróz 1992). Takie zjawisko jest nazywane efektem „first flush".

Zanieczyszczeniem dominującym w spływach deszczowych są zawiesiny. W czasie opadu ładunek zawiesin jest wyższy nawet o 188% od ładunku w ściekach komunalnych. Same w sobie nie stanowią one wyjątkowo dużego problemu dla ekosystemów wodnych, jednak gromadzą one na swojej powierzchni inne zanieczyszczenia, znacznie bardziej niebezpieczne. Są to substancje takie jak: węglowodory, metale ciężkie czy ortofosforany (Osmulska-Mróz 1992).

Związki chemiczne, jakie są doprowadzane do zbiorników wodnych, silnie wpływają na ich ekosystem. Dopływ związków fosforu i azotu do wód powoduje wzrost ich żyzności, czyli eutrofizację (Kajak 1998a, 1998b). Pierwiastki te do środowiska wodnego dostają się głównie w wyniku spływów powierzchniowych z terenów zagospodarowanych przez człowieka. Intensywna produkcja i użytkowanie środków czystości oraz innych

substancji chemicznych, a następnie spływy opadowe i zrzuty ścieków deszczowych z terenów zurbanizowanych prowadzą do zwiększania zawartości azotu i fosforu w wodach powierzchniowych. Wymienione pierwiastki są również uwalniane z osadów dennych, gdzie wcześniej dostały się wraz z zawiesiną i szczątkami organizmów w wyniku procesów sedymentacyjnych. W warunkach beztlenowych, jakie często występują przy dnie głębokich lub silnie zamulonych zbiorników, jony fosforu tworzą związki łatwo rozpuszczalne, które są wydzielane do wody. Także w wyniku resuspensji osadów duże ilości pierwiastków biogenicznych są wprowadzane do toni wodnej (Kajak 1998a, 1998b). W wyniku opisanych mechanizmów naturalny proces, jakim jest eutrofizacja, przebiega znacznie szybciej na terenach zagospodarowanych przez człowieka niż w środowisku naturalnym (Lampert i Sommer 1996).

Konsekwencją stałego wzrostu puli soli pokarmowych jest masowy rozwój glonów określany mianem „zakwitów". Nie zawsze jest on widoczny gołym okiem. Wartością graniczną jest tu stężenie chlorofilu *a* $\geq$ 20 mg/l lub biomasa fitoplanktonu $\geq$ 3 g/l (Nebaeus 1984).

Jednak, aby powstał zakwit, muszą być także spełnione dodatkowe warunki:

1. wysokie naświetlenie zbiornika,
2. średnia dobowa temperatura wody w granicach 15-30^{o}C,
3. brak wiatru,
4. optymalna wartość pH wody wynosząca od 6 do 9 (sinice wysoce tolerują jednak także niższe wartości pH wody),
5. stężenia azotu w zakresie 20-80 mg/l oraz niski stosunek azotu całkowitego do fosforu całkowitego,
6. optymalne stężenie soli metali takich jak Fe i Zn (Kawecka i Eloranta 1994, Tarczyńska i in. 1997, Kabziński 2005).

Na skutek zwiększenia udziału sinic, na powierzchni wody może pojawić się kożuch powodujący pogorszenie warunków świetlnych, w wyniku czego zahamowany zostaje rozwój roślinności makrofitowej. Dodatkowo rozkładająca się materia organiczna glonów powoduje zmniejszenie zawartości tlenu w wodzie, a w warunkach beztlenowych jej dekompozycja prowadzi do wzrostu stężenia toksycznego siarkowodoru i metanu. W słabo natlenionej wodzie znacznie zwiększa się śmiertelność organizmów, pogarszają się warunki rozrodu ryb oraz następuje przebudowa ich struktury gatunkowej. Ustępują ryby łososiowate, a zaczyna wzrastać liczebność karpiowatych (Kajak 1998a). Najbardziej niebezpieczne są zakwity sinic, które przyżyciowo oraz po rozkładzie komórek wydzielają

niebezpieczne dla innych organizmów toksyny. Ich wpływ na zdrowie ludzkie jest różnorodny – wystąpić może zapalenie żołądka i jelit, nudności, wymioty, gorączka, objawy grypopodobne, ból gardła, wysypka, bóle mięśni, bóle brzucha, uszkodzenia nerek i wątroby. Spożycie wody zawierającej toksyny sinicowe może doprowadzić nawet do śmierci (Tuhkanen 2008).

Wraz z wodami burzowymi do zbiorników wodnych dostają się substancje, których efekty działania w ekosystemie są szkodliwe, nawet jeśli występują one w małych ilościach. Należą do nich metale ciężkie. Ich obecność jest powodem do niepokoju w związku z potencjalną toksycznością. Cechą wyróżniającą metale ciężkie od innych zanieczyszczeń jest to, iż nie ulegają one biodegradacji. Są jedynie biotransformowane (Wojtkowska i in. 2005). Pozostają więc w ekosystemie przez długi czas (Aryal 2010). W spływach opadowych z terenów miejskich najbardziej rozpowszechnionymi metalami są ołów, cynk i miedź (Engstrom 2004). Na obszarach zurbanizowanych metale ciężkie mogą pochodzić z różnych źródeł. Depozycja atmosferyczna przyczynia się do obecności kadmu, miedzi i ołowiu w odpływie wód deszczowych (Garnaud i in. 1999, Revitt i in., za: Engstrom 2004). Ruch samochodowy powoduje wzrost stężenia prawie wszystkich metali ciężkich, a szczególnie ołowiu pochodzącego z emisji spalin, cynku, którego obecność wynika z zużycia opon i miedzi znajdującej się na powierzchniach ulic w efekcie użytkowania klocków hamulcowych. Niektóre z nich (np. cynk) mogą też pochodzić ze spływu wód z pokryć dachowych (Engstrom 2004, Hill 2009, Aryal 2010). Metale ciężkie obecne w wodzie wykazują toksyczny wpływ na organizmy, łącząc się z cząsteczkami związków organicznych takich jak białka (wiązanie się metali z grupą tiolową -SH), przez co blokują ich działanie. Innym mechanizmem toksycznego działania jest zastąpienie innego metalu przyłączonego do cząsteczki organicznej. Może to doprowadzić do inaktywacji niektórych enzymów (Walstad 2007).

Najbardziej szkodliwe dla ekosystemu są metale ciężkie w formie rozpuszczonej. Frakcja związana jest stabilna, a zatem mniej toksyczna (Hall i Anderson, za: Engstrom 2004). Na toksyczność ma również wpływ pH wody. Niższe wartości pH prowadzą do wzrostu zawartości formy rozpuszczonej i tym samym wzrostu reaktywności i mobilności metali. Wyższa wartość pH powoduje powstawanie nierozpuszczalnych wodorotlenków i tlenków, które są mniej aktywne (Dempsey i in., za: Engstrom 2004). Liczne doświadczenia wykazały, że również twardość wody ma znaczący wpływ na toksyczność metali ciężkich, która obniża się istotnie w wodzie z większą zawartością jonów wapnia. Dla potwierdzenia tej tezy badawczej przytoczyć można przykład, że śmiertelność pstrąga

w wodzie zawierającej glin w stężeniu 1,5 ppm była aż o 35% większa w wodzie miękkiej (wynosiła 45%). Spadek toksyczności w wodzie twardej jest wynikiem konkurencji jonów wapnia z jonami metali podczas pobierania tych kationów przez organizmy (Walstad 2007).

Z ruchem samochodowym i przemysłem związane są zanieczyszczenia węglowodorami. Mogą one występować w różnych formach – w postaci rozpuszczonej, w zawiesinie, a także jako emulsja (Królikowski 2008). Powstałe w wyniku produkcji przemysłowej, utylizacji odpadów (spalarnie), niekompletnego spalania paliw, ścierania opon i asfaltu wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA), polichlorowane bifenyle (PCB) oraz polichlorowane dibenzo-*para*dioksyny (PCDD) i polichlorowane dibenzofurany (PCDF) są jednymi z najgroźniejszych zanieczyszczeń dostających się do wód z terenów zurbanizowanych.

WWA to grupa związków chemicznych o budowie pierścieniowej. Charakteryzują się one na ogół słabą rozpuszczalnością w wodzie, niską zdolnością do rozkładu i tworzeniem w środowisku mieszanin wieloskładnikowych. W zbiornikach wodnych deponowane są głównie w osadach dennych (Wielopierścieniowe węglowodory… 2007). Wpływ intensywnych opadów na ich stężenie w wodach jest znaczący. Podczas okresów bezdeszczowych stężenie WWA w ściekach miejskich wynosi średnio 0,8 µg/l, a w czasie burz może dochodzić nawet do 87 µg/l (Kaleta 2007). Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne o liczbie pierścieni powyżej trzech mają działanie rakotwórcze lub mutagenne (Kalata 2007, Aryal 2010). Kumulowane w organizmach zwierząt wodnych doprowadzają do zmian w strukturze DNA, mutacji w komórkach somatycznych i silnie wpływają na procesy enzymatyczne (Kalata 2007).

Polichlorowane bifenyle (PCB) oraz polichlorowane dibenzodioksyny (PCDD) i polichlorowane dibenzofurany (PCDF) to grupy halogenowanych węglowodorów aromatycznych. Należą one do Trwałych Zanieczyszczeń Organicznych – TZO (*ang*. POPs – Persistent Organic Pollutants). Oznacza to, że są stabilne chemicznie, odporne na procesy rozkładu oraz na wysoką temperaturę i długo utrzymują się w środowisku. PCB ze względu na swoje właściwości (niska łatwopalność i słabe przewodnictwo elektryczne) były wytwarzane celowo i powszechnie stosowane w przemyśle do lat 70-tych XX wieku, co pozwoliło im się rozprzestrzenić. PCDD i PCDF natomiast powstawały głównie jako skutek uboczny produkcji chlorowanych związków chemicznych (np. pestycydów) i tworzyw sztucznych oraz w wyniku procesów spalania (Urbaniak 2009). Globalna cyrkulacja umożliwia TZO przemieszczanie się na znaczne odległości od miejsca

wytworzenia i zanieczyszczenie ekosystemów położonych nawet w dziewiczych rejonach Ziemi, takich jak Arktyka (Wang i in. 2005). Lipofilowe i hydrofobowe właściwości tych związków powodują, że gromadzą się one głównie na materii organicznej i w tkance tłuszczowej organizmów (Jones i Voogt 1999). W związku z tym największe ilości TZO występują w glebach, osadach dennych, a także ulegają biomagnifikacji w łańcuchach troficznych. PCDD, PCDF oraz PCB łatwo przemieszczają się pomiędzy różnymi rodzajami ekosystemów. Owady, których stadia larwalne żyją w zanieczyszczonych osadach dennych ekosystemów wodnych, stają się później pożywieniem dla organizmów żyjących na lądzie. Niestety są one również źródłem toksycznych substancji, które zostały w nich zakumulowane (Urbaniak 2007, 2009). U organizmów występujących na końcu łańcucha troficznego, u których występuje największa kumulacja TZO w tkankach, obserwuje się obniżenie liczebności populacji w wyniku zaburzeń hormonalnych, upośledzenia płodności, a także uszkodzenia układu odpornościowego (Jones i Voogt 1999). Istotny jest również fakt, iż niekorzystne zmiany ujawnić się mogą dopiero w kolejnych pokoleniach organizmów (Makles, za: Urbaniak 2009). Po zatruciu PCDD, PCDF i PCB często dochodzi także do spadku masy mięśniowej i zaniku tkanki tłuszczowej. W dodatku posiadają one właściwości kancerogenne (mogą wywołać nowotwór wątroby, skóry i krwi), mutagenne, teratogenne, neurotoksyczne i hepatotoksyczne (Makles, za: Urbaniak 2009). Należy jednak zaznaczyć, że nie wszystkie kongenery opisywanych związków są w równym stopniu szkodliwe. Różnice wynikają z ułożenia atomów chloru w cząsteczce i stopnia schlorowania (Urbaniak 2009).

Na zakończenie należałoby również wspomnieć o tym, że poza zanieczyszczeniami chemicznymi wody burzowe docierające do odbiorników powodują również zanieczyszczenie termiczne. W okresie letnim ścieki deszczowe spływające z ulic oraz innych uszczelnionych terenów na obszarach miejskich są najczęściej cieplejsze od wód zbiornika wodnego lub cieku, do którego uchodzą. W ten sposób mogą wpływać na warunki bytowania organizmów żyjących w niewielkich ekosystemach wodnych. Pod wpływem zanieczyszczenia termicznego może dojść nawet do śmierci niektórych organizmów ze względu na synergizm (Sylvester 1972). Wzrost temperatury wody wpływa na wzrost toksyczności wielu substancji, takich jak metale ciężkie czy pestycydy (Kajak 1998a).

I.4. Ekohydrologia jako narzędzie służące zapobieganiu negatywnemu wpływowi zanieczyszczeń wód burzowych na ekosystemy wodne

Ilościowe i jakościowe poznanie stanu zanieczyszczenia środowiska szkodliwymi związkami oraz dynamika ich występowania jest tylko jednym z elementów podejścia systemowego. Nie rozwiązuje ono istniejących problemów, zwraca jedynie uwagę na to, że istnieją. Do rozwiązania problemu dotyczącego jakości wód niezbędna jest wiedza z wielu dziedzin nauki. Posiadając wiedzę interdyscyplinarną, można podjąć się próby charakterystyki procesów, które determinują podwyższone zakresy spotykanych stężeń związków chemicznych w ekosystemach oraz zaproponować rozwiązania poprawiające stan istniejący oraz zapobiegające dalszemu pogarszaniu.

Postęp, jaki miał miejsce w naukach ekologicznych pod koniec XX wieku, spowodował istotny wzrost zrozumienia zjawisk zachodzących w przyrodzie oraz umożliwił integrację nauk ekologicznych z bardziej rozwiniętymi dziedzinami nauk: fizyką, chemią, hydrologią, a nawet klimatologią. Dało to podstawy do rozwoju ekohydrologii, która jest subdyscypliną hydrologii skupiającą się na procesach ekologicznych w ramach cyklu hydrologicznego i dążącą do wykorzystania tych procesów dla wzmocnienia równowagi środowiska (Zalewski i in. 1997). Wykorzystuje ona wzajemną regulację (*„dual regulation”*) procesów hydrologicznych i biologicznych w celu poprawy jakości wody i podniesienia pojemności środowiska dla absorbowania nasilającego się stresu antropogenicznego. Skupia się również na restytucji cyklu hydrologicznego, ewolucyjnie wykształconych procesów krążenia substancji biogenicznych, a także przepływu energii (Wagner i Zalewski 2008, Zalewski i in. 2008). Ekohydrologia łączy ze sobą wiele elementów z różnych dziedzin i pozwala otrzymać właściwe rozwiązanie.

Modyfikacja ekosystemów wodnych przez człowieka sięgnęła poziomu, który nie może być już kontrolowany przez naturalne procesy środowiskowe. Również „techniczne” sposoby rozwiązania problemu, które koncentrują się głównie na usuwaniu skutków a nie przyczyn, nie przynoszą pożądanego efektu. Najlepsze rezultaty daje połączenie tradycyjnych rozwiązań inżynierskich z rozwiązaniami wykorzystującymi procesy naturalne. Takie podejście proponuje właśnie ekohydrologia. Sugerowane przez nią działania w kwestii problemów związanych z wodami burzowymi odnoszą się do zmian w systemie zarządzania nimi. Należy zaprzestać szybkiego odprowadzania nadmiaru wody z terenów zurbanizowanych na rzecz jej miejscowego zagospodarowania. Pozwoli to

zmniejszyć ładunki zanieczyszczeń docierających do ekosystemów wodnych wraz ze ściekami burzowymi oraz ograniczyć degradację siedlisk. Oczekiwane efekty może przynieść wykorzystanie naturalnych i sztucznych struktur biotycznych. Prawidłowo dobrane mają duży potencjał do kontroli obiegu wody oraz asymilacji zanieczyszczeń. W dodatku stosując zróżnicowaną roślinność, umożliwia się zatrzymanie wody w naziemnej fazie cyklu hydrologicznego (Zalewski i Wagner 2008). W oparciu o nowe rozwiązania w ekohydrologii należy podjąć się również restytucji terenów zielonych i ekosystemów wodnych w miastach. Łącząc je ze sobą, można stworzyć cały system gospodarowania wodą opadową. Tak utworzona „zielona infrastruktura" odbiera spływy deszczowe z okolicznych powierzchni utwardzonych i pozwala na ich retencję oraz infiltrację (Buranen 2010). Parki i skwery w całym systemie pełnią rolę buforów zatrzymujących zanieczyszczenia niesione do cieków lub zbiorników wodnych (Day i in. 2008). Takie rozwiązanie jest realizowane w Łodzi pod nazwą „Błękitno-Zielona Sieć". Poza główną funkcją tego projektu, czyli podtrzymaniem procesów ekologicznych, ma on jeszcze jedną zaletę – znacznie poprawia estetykę miasta oraz mikroklimat, co ma szczególne znaczenie dla jego mieszkańców.

Wykorzystanie retencji, redukcja terenów nieprzepuszczalnych zwiększająca infiltrację wód deszczowych oraz tworzenie powierzchni chłonnych, które umożliwiają wsiąkanie wody, a następnie wykorzystanie jej przez roślinność dodatkowo wspomaga działanie rozwiązań ekohydrologicznych. Spowalniają one spływ powierzchniowy w czasie deszczu, redukują szczytowe przepływy oraz zmniejszają ryzyko wystąpienia podtopień. Aby ograniczyć dopływ zanieczyszczeń do zbiorników i cieków wodnych, można zmniejszyć ich ładunki w ściekach opadowych już u źródła. Przepływ wody przez trawę lub grunt wspomaga sedymentację zawiesiny, na której zgromadzone są szkodliwe związki chemiczne. Bardziej wydajnym systemem jest wzorowana na ekosystemie bagiennym oczyszczalnia hydrofitowa, która oparta jest na zdolnościach roślinności i mikroorganizmów heterotroficznych do degradacji oraz akumulacji zanieczyszczeń zawartych w wodzie deszczowej doprowadzonej do konstrukcji. Innym rozwiązaniem jest utworzenie systemu biofiltracyjnego u wylotu kanalizacji deszczowej do odbiornika. Szczegółowy jego opis znajdzie się w dalszej części pracy.

Przedstawione rozwiązania oparte na naturalnych procesach charakteryzują się niewielką interwencją w obieg wody, a także urozmaicają krajobraz miejski. W dodatku przy znakomitych efektach działania generują one niewielkie koszty inwestycyjne (Wagner i Zalewski 2008).

I.5. Cel pracy

Główną rolą większości miejskich zbiorników wodnych, w tym kompleksu zbiorników Arturówek, jest funkcja rekreacyjna. Jednak akweny te pełnią także rolę zbiorników retencyjnych dla spływów burzowych odprowadzanych do rzek z terenów zurbanizowanych. Wiąże się z tym wzrost stężenia zanieczyszczeń i pogorszenie jakości wody w stawach. Skutkiem tego często są toksyczne zakwity sinic, których obecność powoduje wyłączenie zbiorników miejskich z użytkowania rekreacyjnego (Dyrektywa 2006/7/WE).

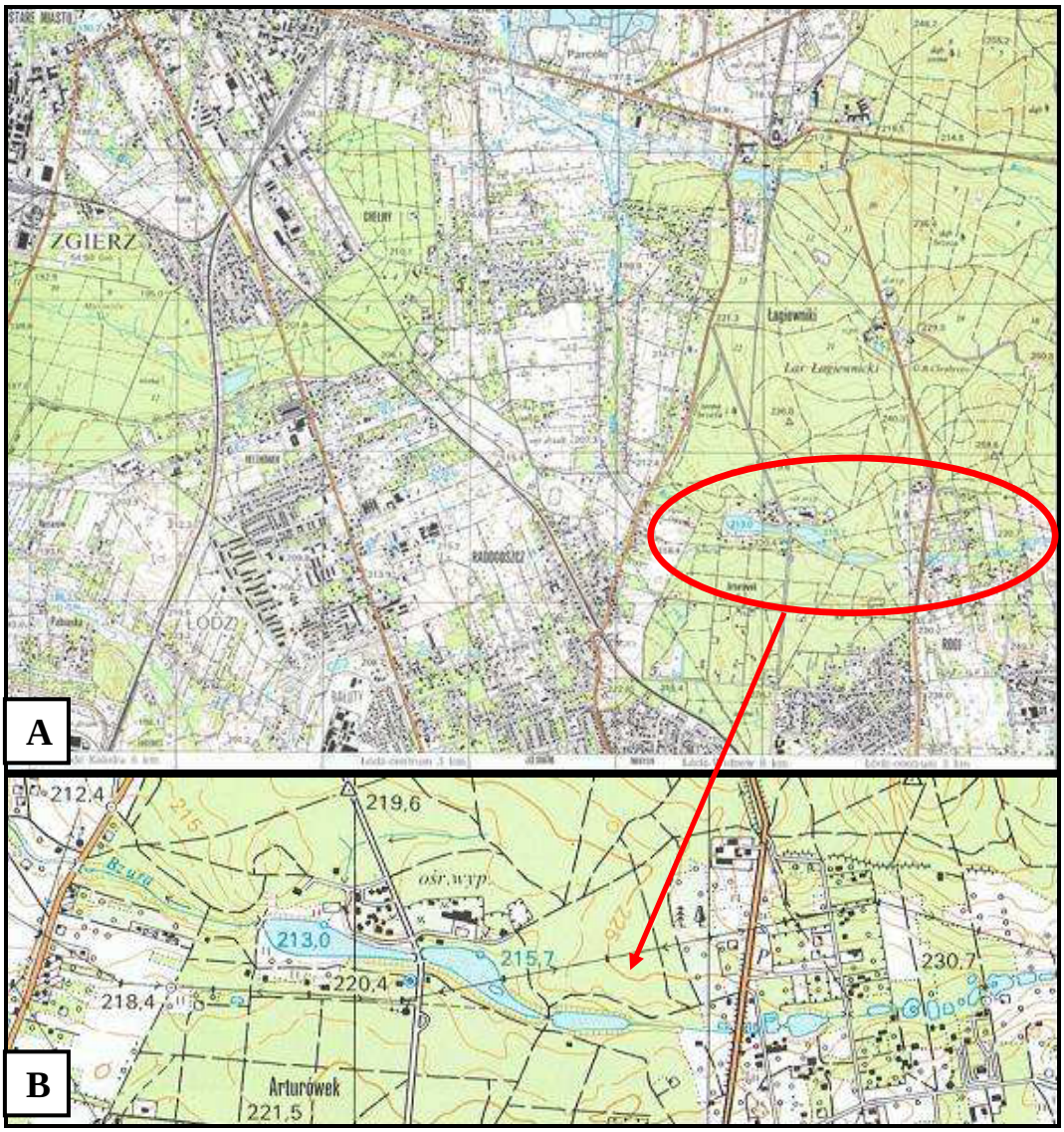
Badania prowadzone w ostatnich latach (Jurczak i in. 2007, Wnuk 2010) potwierdzają postępujący proces eutrofizacji zbiorników Arturówek. Odnotowywane są wysokie stężenia związków biogenicznych. Zauważalna jest także obecność sinic. Ze względu na taki stan wód Wojewódzka Stacja Sanitarno-Epidemiologiczna w Łodzi już od kilku lat okresowo wydaje zakaz kąpieli w Arturówku. Jako główne źródło zanieczyszczeń powodujących degradację stawów Arturówek zidentyfikowano spływy burzowe z ulicy Wycieczkowej (Wnuk 2010, Ulężałka 2011).

Dla poprawy stanu ekosystemu prowadzone są działania w ramach projektu EH-REK „Ekohydrologiczna rekultywacja zbiorników rekreacyjnych „Arturówek" (Łódź) jako modelowe podejście do rekultywacji zbiorników miejskich" współfinansowanego przez Komisję Europejską oraz Narodowy Fundusz Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej. Realizowane przedsięwzięcia mają na celu poprawę jakości wód stawów Arturówek i tym samym wyeliminowanie toksycznych zakwitów sinicowych.

Niniejsza praca magisterska ma na celu określenie dynamiki zanieczyszczeń wód burzowych i roztopowych dopływających do rzeki Bzury oraz wskazanie poziomu ich zagrożenia dla ekosystemów wodnych, weryfikując hipotezę dotyczącą szkodliwego wpływu ścieków burzowych. Ponadto praca proponuje rozwiązanie systemowe na bazie wzajemnego kształtowania procesów hydrologicznych i biologicznych – „dual regulation" dla redukcji zagrożenia wodami burzowymi w obszarach zurbanizowanych na przykładnie rzeki Bzury i zbiorników Arturówek.

II. Teren badań

Obszar przeprowadzonych badań zlokalizowany jest w północnej części miasta Łodzi (mapa 1a, mapa 2.). Znajduje się on w odcinku źródłowym rzeki Bzury i jednocześnie w Parku Krajobrazowym Wzniesień Łódzkich. Na terenie zlokalizowanych jest 20 sztucznych zbiorników wodnych, przez które przepływa rzeka Bzura, oraz jeden znajdujący się na prawym brzegu rzeki, poniżej ulicy Wycieczkowej, który nie ma bezpośredniego połączenia z rzeką (mapa 1b, fot. 1.). Trzy największe spośród wszystkich akwenów, mieszczące się na zachód od ulicy Wycieczkowej, nazywane są zbiornikami „Arturówek". Pozostałe są niewielkimi stawami położonymi wzdłuż rzeki na prywatnych działkach na wschód od ulicy Wycieczkowej.

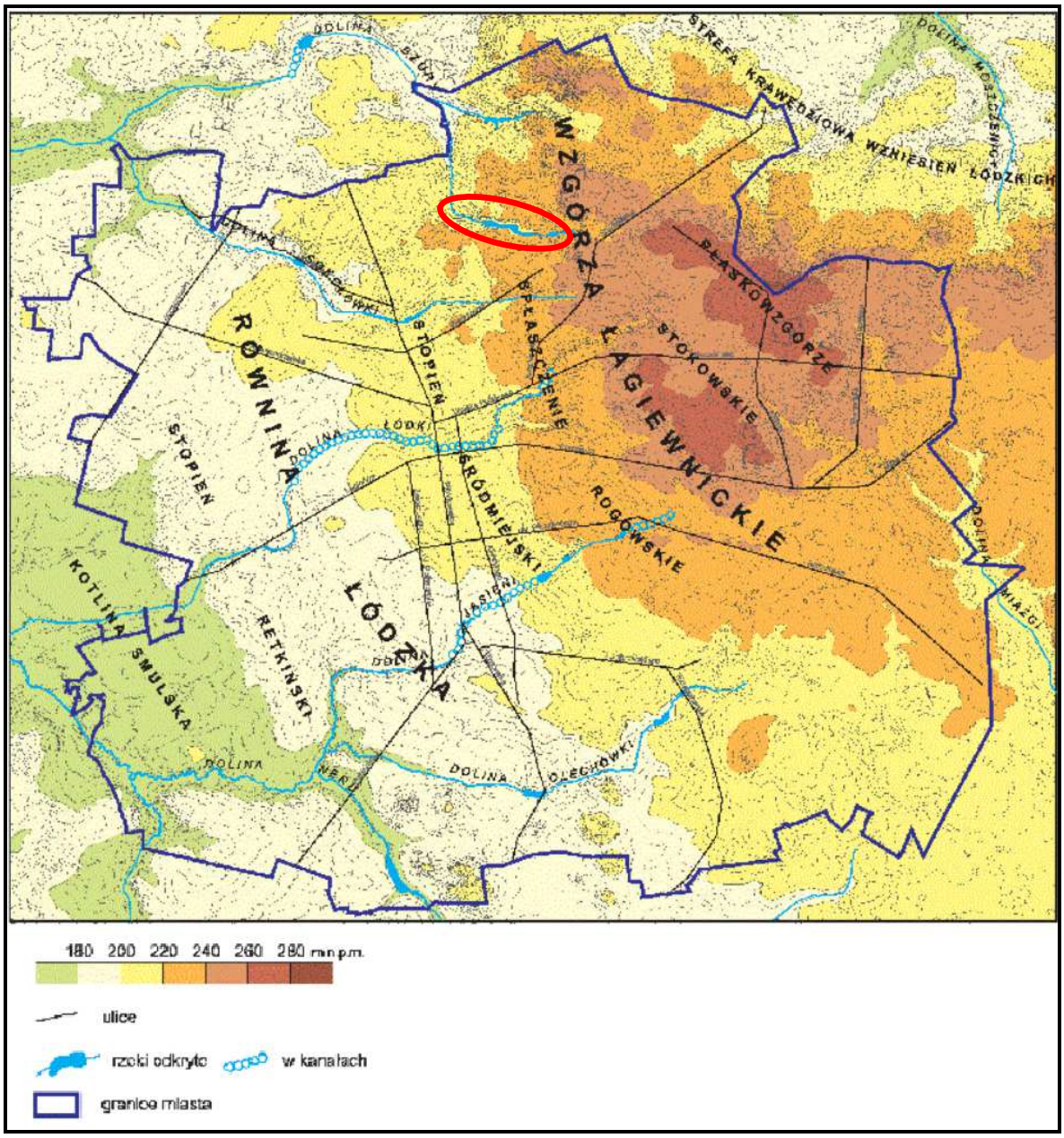


Mapa 1. Teren badań. A i B: mapa topograficzna przedstawiająca umiejscowienie zbiorników „Arturówek" w północnej części Łodzi.

Fot. 1. Teren badań – zdjęcie satelitarne.
(źródło: zumi.pl)

II. 1. Charakterystyka rzeki Bzury

Bzura jest największą rzeką w regionie łódzkim. Jest to lewy dopływ Wisły o długości 166,2 km (na terenie miasta Łodzi płynie przez 8,58 km, przy czym na długości 1,95 km w biegu dolnym stanowi granicę między Łodzią i Zgierzem). Swoje źródła ma na zachodnim stoku Wzgórz Łagiewnickich na wysokości 254 m n.p.m (mapa 2.). Choć naturalnie swój bieg zaczynała na terenie obecnego osiedla Rogi na zachód od ulicy Strykowskiej, to w wyniku przekształceń terenu nastąpiło cofnięcie obszaru źródłowego o ok. 2 km i jej koryto ciągnie się od przepustu pod ulicą Strykowską. Jest to jednak fragment, w którym ciek występuje tylko okresowo. Stały, całoroczny przepływ rzeki pojawia się poniżej ulicy Boruty. Od tego miejsca Bzura przepływa równoleżnikowo przez kilkanaście niewielkich zbiorników wodnych, a następnie przez trzy zbiorniki „Arturówek". Poniżej ulicy Łagiewnickiej rzeka zmienia kierunek na północny (Bald i in. 1999, Projekt generalny rzeki Bzury 2003, Trawczyńska i in. 2009, Bonisławski 2010).



Mapa 2. Mapa hipsometryczna miasta Łodzi z zaznaczonym terenem badań. (źródło: Atlas miasta Łodzi 2002)

II.2. Charakterystyka zbiorników „Arturówek”

Kompleks zbiorników „Arturówek” stanowią trzy największe połączone ze sobą stawy: Arturówek górny (AG), Arturówek środkowy (AŚ) oraz Arturówek dolny (AD). Zostały one utworzone poprzez budowę urządzeń piętrzących na rzece Bzurze.

Zbiornik AG znajduje się powyżej ścieżki będącej przedłużeniem ulicy Bażanciej. Jego powierzchnia wynosi 1,08 ha, pojemność 10 000 m^3, a średnia głębokość 0,93 m. Normalny poziom piętrzenia dla tego akwenu wynosi 217,68 m n.p.m. Budowlą piętrzącą

jest tutaj żelbetonowy przepust ramowy o świetle 1,5 m. Jest to zbiornik o charakterze widokowym, który wykorzystują w największym stopniu amatorzy wędkowania (Urząd Wojewódzki w Łodzi 1996, Projekt generalny rzeki Bzury 2003).

Zbiornik AŚ o powierzchni 2,58 ha (wraz ze znajdującą się na nim wyspą o powierzchni 0,03 ha), pojemności 34 900 m^3 i średniej głębokości wynoszącej 1,35 m położony jest powyżej ulicy Skrzydlatej. Normalny poziom piętrzenia jest niższy niż w przypadku zbiornika górnego i wynosi 215,72 m n.p.m. Budowlą piętrzącą zastosowaną tutaj jest żelbetonowy jaz stały o świetle 2 x 1,8 m. Staw środkowy jest przeznaczony do uprawiania sportów wodnych. Obok niego zlokalizowana jest wypożyczalnia sprzętu wodnego (Urząd Wojewódzki w Łodzi 1996, Projekt generalny rzeki Bzury 2003).

Zbiornik AD, położony powyżej ulicy Krasnoludków, jest największym akwenem spośród opisywanych. Jego powierzchnia wynosi 3,05 ha, pojemność 40,600 m^3 i średnia głębokość 1,33 m przy normalnym poziomie piętrzenia wynoszącym 213,78 m n.p.m. Budowlą piętrzącą jest żelbetonowy jaz zastawkowy, którego światło wynosi 1,8 m. Staw dolny służy mieszkańcom do wypoczynku i rekreacji. Znajduje się przy nim piaszczysta plaża oraz strzeżone kąpielisko (Urząd Wojewódzki w Łodzi 1996, Projekt generalny rzeki Bzury 2003).

Wszystkie stawy należące do kompleksu stanowią własność Skarbu Państwa, a ich użytkownikiem jest Miejski Ośrodek Sportu i Rekreacji w Łodzi.

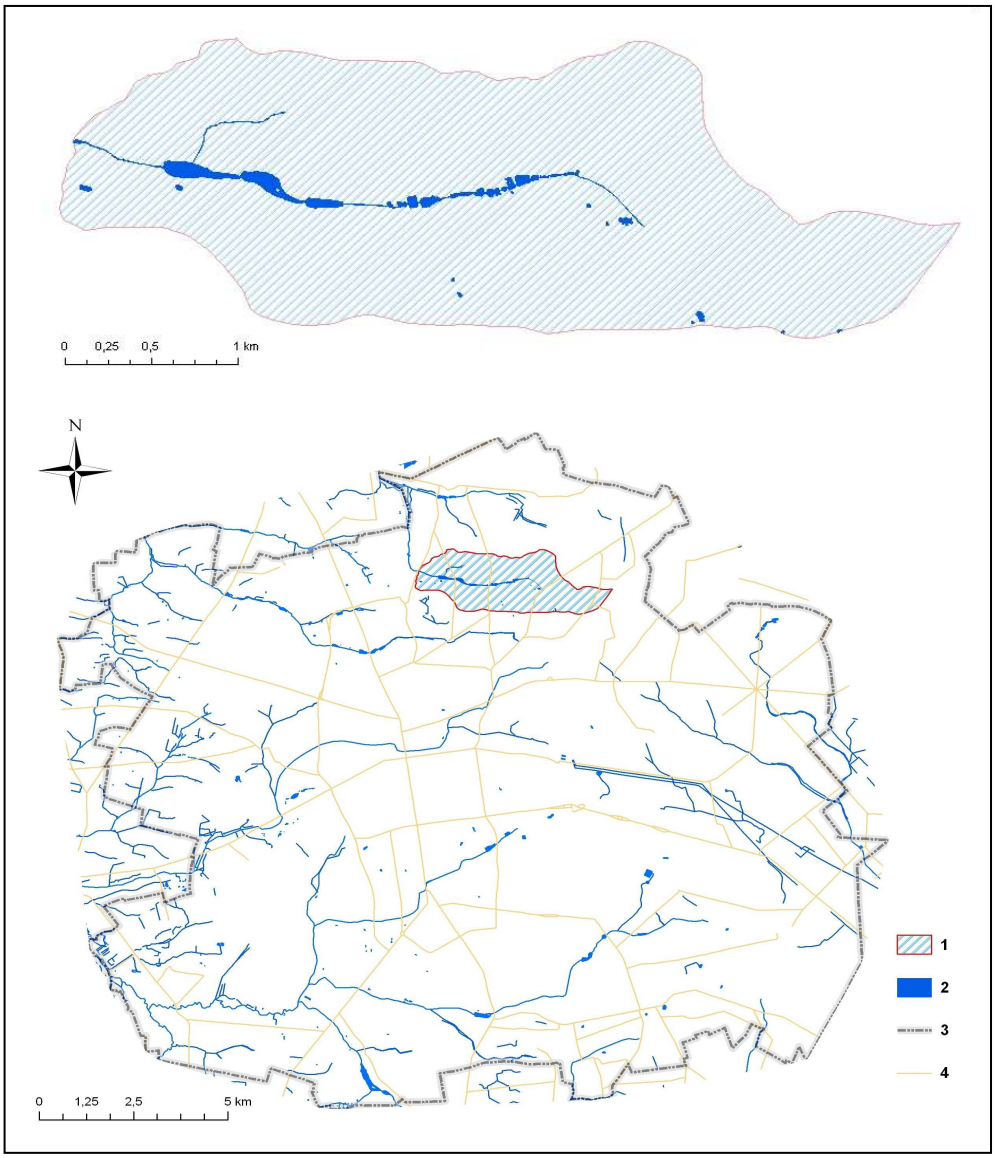
Zbiorniki posiadają umocnione brzegi za pomocą betonowych płyt, zaś na ich dnie zalegają nagromadzone osady.

Opisane zbiorniki poza wymienionymi funkcjami pełnią także rolę retencyjną oraz zapobiegają nadmiernym wahaniom stanów wody w rzece po intensywnych opadach. Są w stanie zredukować przepływ pojawiający się raz na 10 lat aż o 75% (Projekt generalny rzeki Bzury 2003).

II.3. Charakterystyka zlewni terenu badań

Zlewnia terenu badań rozciąga się równoleżnikowo na długości ok. 5 km i szerokości wahającej się między 1,2 km a 2 km (mapa 3.). Charakteryzuje się ona urozmaiconą rzeźbą. Najwyższy punkt znajduje się w południowowschodniej części zlewni na wysokości 273,6 m n.p.m., a różnica wysokości w obrębie opisywanego terenu wynosi ok. 60 m. Spadek podłużny doliny wynosi ok. 9‰, co związane jest z opadaniem zachodniego

stoku Wzgórz Łagiewnickich. Wyraźnie zaznaczona jest dolina rzeki o spadkach poprzecznych od 5‰ do nawet 40‰ (Projekt generalny rzeki Bzury 2003).



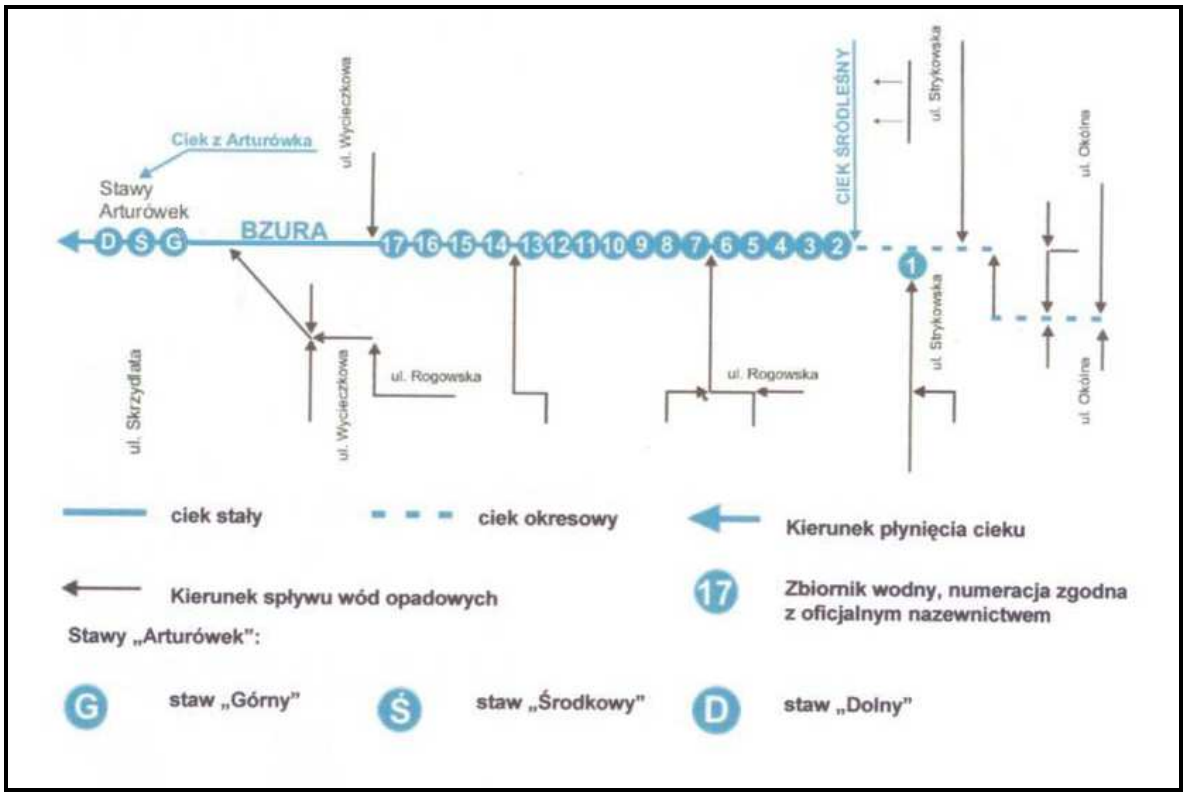
Mapa 3. Zlewnia górnej Bzury i jej lokalizacja na tle granic administracyjnych Łodzi.

Objaśnienia: 1 – badana zlewnia górnej Bzury, 2 – wody powierzchniowe (rzeki i zbiorniki wodne), 3 – granica administracyjna Łodzi, 4 – sieć głównych dróg. (źródło: Jurczak i in. 2012)

Obszar jest pokryty głównie lasami, co wynika z faktu, że zlewnia obejmuje swoim zasięgiem fragment największego w Europie miejskiego kompleksu leśnego – Lasu Łagiewnickiego, pozostałości po Puszczy Łódzkiej. Dominującymi zbiorowiskami są tutaj łęg olszowo-jesionowy, znajdujący się w dolinie rzeki, oraz grąd. Wyjątkiem jest obszar od ulicy Boruty do ulicy Strykowskiej, który porasta roślinność ruderalna. W odcinku

źródłowym rzeki znajdują się natomiast grunty porolne, na których postępuje sukcesja (Projekt generalny rzeki Bzury 2003). Pokrycie terenu jest widoczne na fotografii nr 1.

Wśród typów gleb na opisywanym terenie przeważają gleby rdzawe wytworzone na piaskach gliniastych lekkich, piaskach luźnych i słabo gliniastych oraz pisakach gliniastych mocno pylastych (Atlas miasta Łodzi 2002). Głównie są to gleby kwaśne i ubogie w składniki mineralne. Najsłabsze występują w górnej części zlewni, co jest związane z położeniem w wyższych partiach stoków, gdzie najsilniej zachodzi erozja. Gleby charakteryzujące się lepszymi właściwościami znajdują się na dnie doliny Bzury (Kocemba 2008). Są to gleby brunatne, na których wytworzenie silny wpływ miały zbiorowiska lasów liściastych (Projekt generalny rzeki Bzury 2003).



Ryc. 4. Schemat badanego odcinka Bzury z uwzględnieniem elementów kanalizacji deszczowej. (źródło: Kocemba 2008)

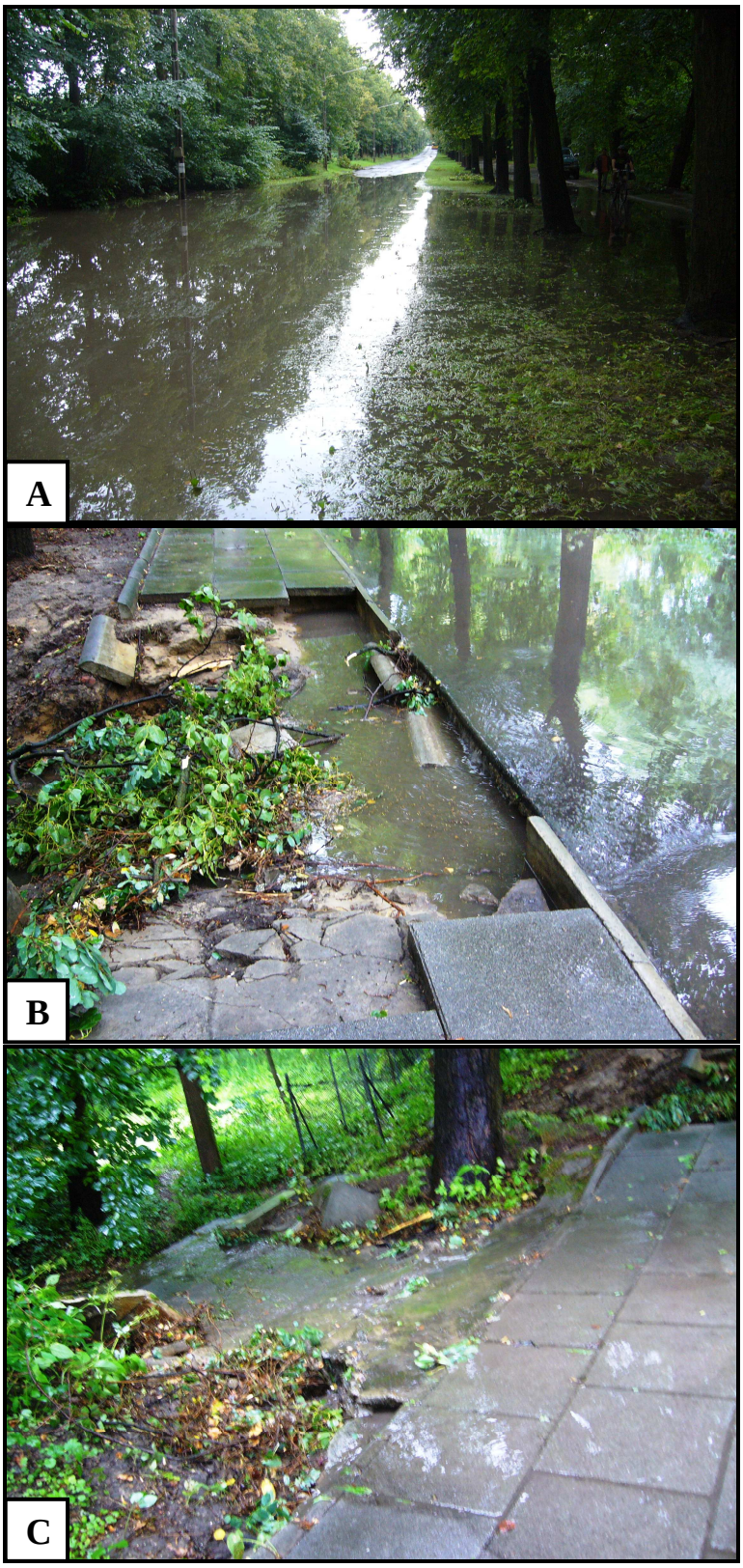
Wody podziemne na terenie zlewni występują na dwóch poziomach wodonośnych: górnokredowym i czwartorzędowym. Wody pierwszego z nich znajdują się na głębokości 140-190 m, a ich zwierciadło obniża się w kierunku wschodnim. Zwierciadło wód poziomu w utworach czwartorzędowych znajduje się na głębokościach dochodzących do 15 m w okolicach południowo-wschodniej części opisywanego obszaru, a w dolinie Bzury jego głębokość to zaledwie 0,5-1 m. Poprzez nacięcie tej warstwy wodonośnej powstały źródła o wydajności 5-80 m^3/h. Odpływ podziemny ze zlewni terenu badań jest zbliżony

do odpływu ze zlewni niezurbanizowanych. Można jednak zauważyć oznaki przesuszenia w górnej części spowodowane działalnością człowieka – poborem wody na potrzeby przemysłu (Atlas Miasta Łodzi 2002, Projekt generalny rzeki Bzury 2003, Kocemba 2008).

Zagospodarowanie zlewni jest mało urozmaicone. Zachodnia część zlewni – do ulicy Wycieczkowej pokryta jest głównie lasami. Udział zabudowy jednorodzinnej jest tutaj niewielki. We wschodniej części dominuje rozwijające się budownictwo typu willowego i rezydencjalnego, ogródki działkowe, a także grunty rolne, które stają się powoli nieużytkami (Projekt generalny rzeki Bzury 2003).

Na znacznej części obszaru opisywanej zlewni zastosowany jest system kanalizacji rozdzielczej. Oznacza to, że ścieki bytowe oraz wody opadowe odprowadzane są niezależnymi sieciami. Największe ulice omawianego terenu, czyli Wycieczkowa i Strykowska, odwadniane są za pomocą rowów i kanałów, których wyloty są skierowane bezpośrednio do rzeki Bzury, która została włączona w system kanalizacji (ryc. 4.). Współczynnik uszczelnienia skanalizowanej części zlewni (głównie jest to część wschodnia) wynosi ok. 20% (Projekt generalny… 2001).

Na ulicy Wycieczkowej po intensywnych opadach spływająca drogą z utwardzonych podjazdów i dachów zabudowań woda deszczowa tworzy rozlewisko niekiedy znacznych rozmiarów. Obejmuje ono nie tylko ulicę, ale również ścieżkę rowerową i chodnik (fot. 2 a). W wyniku niedrożności studzienki kanalizacyjnej woda przelewa się przez chodnik, niszcząc go i spływa skarpą bezpośrednio do koryta rzeki, co przedstawione jest na fotografii 2 b i c.

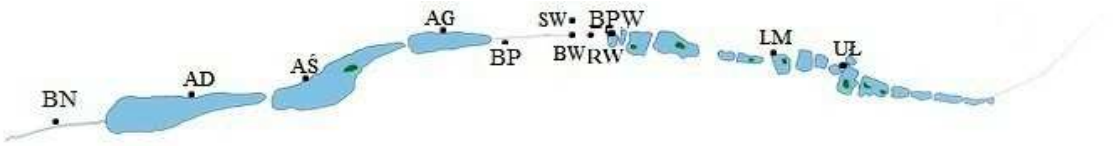


Fot. 2. Ulica Wycieczkowa po ulewnym deszczu: A: rozlewisko obejmujące ulicę, trawnik, ścieżkę rowerową i chodnik tworzące się w wyniku niewystarczającej drożności studzienki kanalizacyjnej; B i C: woda przelewająca się przez chodnik i spływająca do koryta rzeki Bzury oraz widoczne zniszczenia spowodowane spływem wód opadowych (fot. M. Podawca).

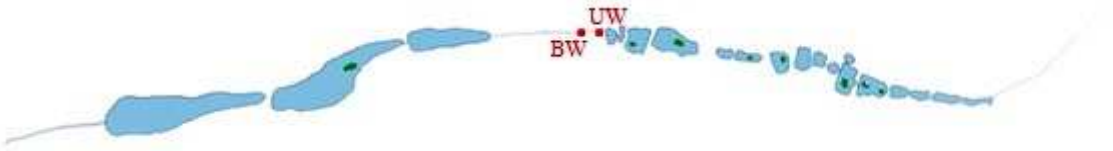
III. Materiały i metody

III.1. Pobór próbek

Pomiary podstawowych parametrów fizyczno-chemicznych prowadzone w ramach niniejszej pracy magisterskiej były realizowane od 9 stycznia do 10 listopada 2011 roku oraz dodatkowo w dniach 19 i 24 lutego 2012 roku. Odbywały się one na dziesięciu stanowiskach podczas wyjazdów monitoringowych oraz na dwóch stanowiskach podczas intensywnych opadów deszczu i topnienia śniegu (ryc. 5 i 6).



Ryc. 5. Stanowiska poboru próbek podczas standardowego monitoringu wód.



Ryc. 6. Stanowiska poboru próbek podczas opadów deszczu oraz w okresach topnienia śniegu.

Dodatkowo, począwszy od dnia 7 czerwca, dokonywano poboru wody z rury umiejscowionej pod ulicą Wycieczkową i odprowadzającej wody bezpośrednio do rzeki.

Dnia 20 maja pobrano próbki osadu dennego ze stawów Arturówek, stawu poniżej ulicy Wycieczkowej, stawu Lasy Miejskie oraz zbiornika Uniwersytetu Łódzkiego, a także z koryta rzeki Bzury powyżej i poniżej ulicy Wycieczkowej w celu analizy metali ciężkich i dioksyn.

Przy poborach próbek wody na poszczególnych stanowiskach dokonywano pomiaru parametrów takich jak: temperatura wody, konduktywność, stężenie tlenu rozpuszczonego oraz odczyn pH. W terenie mierzono także przepływ rzeki poniżej zbiornika dolnego (BN) oraz powyżej zbiornika górnego (BP). Pozostałe analizy przeprowadzano w laboratorium.

Wodę ze stawów pobierano z przypowierzchniowych warstw do pięciolitrowych plastikowych pojemników, natomiast wodę z rzeki pobierano do pojemników dwulitrowych.

Oznaczanie form całkowitych azotu i fosforu oraz form jonowych dokonywano w późniejszych terminach, w związku z tym próbki zamrażano w 50 ml pojemnikach do czasu przeprowadzenia analiz. Próbki na oznaczanie form jonowych przed przelaniem do pojemników i zamrożeniem zostały przefiltrowane przez sączki firmy GF/C Whatmann.

Osad denny pobierano czerpaczem i po wysuszeniu przesiewano przez sito o wielkości oczek 12 mm.

III.2. Warunki meteorologiczne

Informacje dotyczące stanu pogody (temperatury powietrza, ciśnienia atmosferycznego, wilgotności powietrza, siły wiatru, zachmurzenia oraz opadów) pozyskiwano każdorazowo w dniu poboru próbek z numerycznej prognozy pogody Interdyscyplinarnego Centrum Modelowania Matematycznego i Komputerowego (ICM) dostępnej na stronie internetowej pod adresem http://new.meteo.pl oraz z archiwum Instytutu Meteorologii i Gospodarki Wodnej w Warszawie (IMGW).

III.3. Analiza parametrów fizycznych wody

Parametry fizyczne wody mierzono na poszczególnych stanowiskach za pomocą przenośnego urządzenia firmy WTW model Multi 340i. Przy zastosowaniu różnych elektrod sondy możliwe było odczytanie temperatury wody, konduktywności, odczynu, stężenia tlenu rozpuszczonego, a także w niektórych przypadkach zasolenia.

III.4. Analiza parametrów chemicznych wody

Zawartość fosforu całkowitego określono za pomocą zmodyfikowanej metody z kwasem askorbinowym zgodnie z metodyką PN-88/C-04537.04.

W celu oznaczenia azotu całkowitego wykorzystano metodę spektrofotometryczną z zastosowaniem zestawu odczynników firmy HACH. Proces odbywał sie zgodnie

z procedurą rekomendowaną przez producenta, zamieszczoną na stronie internetowej pod adresem http://www.hach.com.

Do analizy ilościowej i jakościowej jonów zawartych w wodzie zastosowano wysokosprawną chromatografię jonową (HPIC). Przy analizach wykorzystano chromatograf jonowy firmy Dionex model ICS-1000, składający się z dwóch układów - dla anionów i dla kationów. Każdy z układów składał sie z wysokociśnieniowej pompy, eluentu, kolumny ochronnej (2x50 mm) (CG18 dla kationów, AG18 dla anionów), wypełnionej żywicą kolumny separacyjnej (2x250 mm) (IonPac CS18, dla kationów i IonPac AS18 dla anionów), supresora chemicznego, stabilizującego linię bazową (CSRS-ULTRA II, dla kationów i ASRS – ULTRA II dla anionów), naczynka konduktometrycznego i systemu gromadzenia danych. Przy analizie kationów eluentem był 16mM kwas metanosulfonowy (firmy Fluka), natomiast dla anionów - mieszanina 4,5 mM weglanu sodu i 1,4 mM dwuweglanu sodu przygotowywane z koncentratu eluentu firmy Dionex AS22 Eluent Concentrate. W obu systemach zastosowana została elucja izokratyczna w temperaturze 30ºC przy przepływie 1 ml/min. W celu oznaczenia jonów wykorzystano pętlę 25 µl. Aniony i kationy w wodzie identyfikowane były przy użyciu standardu 7 anionów i standardu 6 kationów firmy Dionex. Następnie w oparciu o powierzchnie pików standardów, przy wykorzystaniu programu Chromeleon, dokonano ilościowego ich oznaczenia.

III.5. Analiza parametrów hydrologicznych rzeki Bzury

W czasie prowadzonych badań dokonano 16 pomiarów monitoringowych przepływu wód rzeki Bzury na dwóch stanowiskach: poniżej zbiornika Arturówek dolny (BN) i powyżej zbiornika Arturówek górny (BP) oraz 5 pomiarów przepływu w czasie trwania opadów na stanowisku powyżej zbiornika Arturówek górny (BP). Przepływ rzeki do dnia 20 lipca mierzono, stosując metodę pływakową (Bajkiewicz-Grabowska i Magnuszewski 2009). Po tym okresie wykorzystując przelewy pomiarowe kontrolowane ciśnieniowym czujnikiem poziomu wody (tzw. minidiver).

Metoda pływakowa

Dokonano wyboru prostych odcinków rzeki w wymienionych stanowiskach. Długość każdego z wyznaczonych odcinków była równa 4-krotnej szerokości koryta cieku. W trakcie każdego z pomiarów brano pod uwagę czas (t) w jakim ok. 8 pływaków pokonało drogę (L). Określano również miejsce przepłynięcia pływaków pod umieszczoną w poprzek koryta taśmą mierniczą znajdującą się na środku wyznaczonego odcinka. Odległości te umożliwiły określenie rozkładu prędkości powierzchniowych (v_p) w miejscu pomiaru. Prędkość ta została obliczona wg wzoru:

$$v_p=L/t$$

Na podstawie wyników sondowania dna koryta rzecznego wykreślono przekrój pomiarowy, zaznaczając na nim położenie i numery pływaków. Na podstawie punktów brzegowych oraz pionów pomiarowych (B – odległość od zera taśmy mierniczej; h – głębokość w pionie pomiarowym oraz v_p – prędkość powierzchniowa) obliczone zostały: odległość miedzy pionami (b), głębokości średnie (h_s) w polach wyznaczonych przez piony oraz powierzchniowe prędkości średnie (v_s). Na podstawie uzyskanych wartości wyznaczono cząstkowe pola powierzchni przekroju poprzecznego (F), które posłużyły do obliczenia przepływów cząstkowych każdego pionu (Q) wg wzoru:

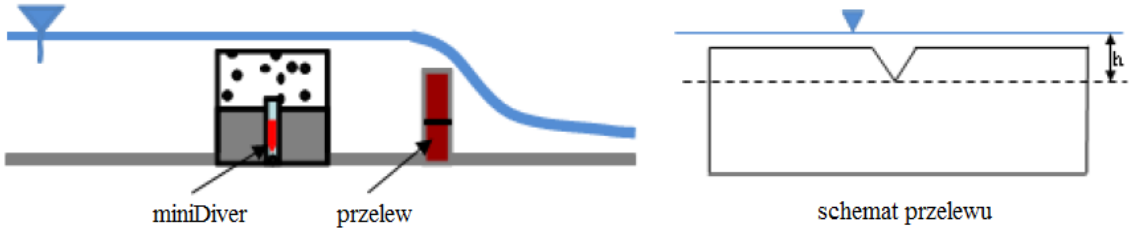
$$Q= F \times v_s$$

Cząstkowe przepływy zsumowano, otrzymując przepływ całkowity (Q). Obliczoną wartość pomnożono przez współczynnik redukcyjny (k) w celu otrzymania wartości rzeczywistej przepływu rzeki Bzury.

Pomiar natężenia przepływu z wykorzystaniem przelewów pomiarowych kontrolowanych ciśnieniowymi czujnikami poziomu wody (tzw. minidivery)

W celu wykonania pomiarów natężenie przepływu na stanowisku BN zainstalowano przelew prostokątny z trójkątnym wycięciem. Do wyznaczenia poziomu zwierciadła wody powyżej przelewu wykorzystano automatyczny rejestrator temperatury i ciśnienia

minidiver, który dokonywał pomiarów co 30 minut. Schemat rozmieszczenia elementów przelewu przedstawiony jest na rycinie 7.



Ryc. 7. Schemat wzajemnego rozmieszczenia elementów przelewu pomiarowego poniżej zbiornika dolnego.

Dla wody przepływającej przez wcięcie trójkątne (h <=5cm) zastosowano wzór:

$$Q = 0{,}02711 \times h^{2{,}291} \qquad [l/s]$$

gdzie: h - wzniesienie zwierciadła wody ponad wcięcie [cm].

Dla wody przepływającej przez przelew prostokątny (h>5cm):

$$Q = \frac{2}{3}\mu b H_0^{\frac{3}{2}} + 0{,}00108 \qquad [m3/s]$$

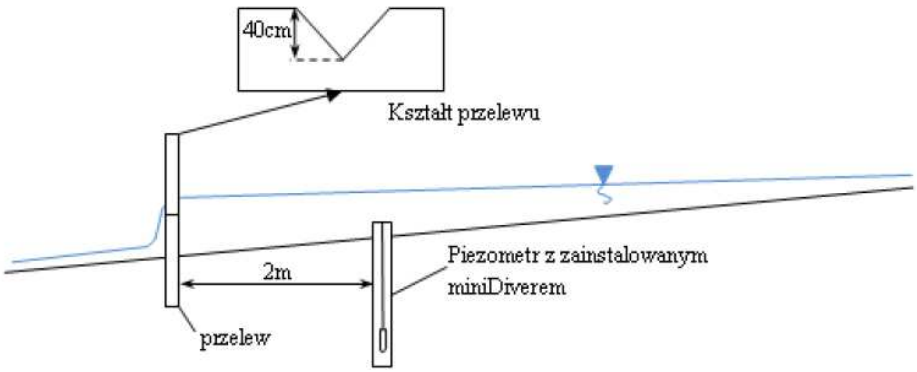
gdzie: μ - współczynnik wydatku przelewu o ostrej krawędzi,

b - szerokość krawędzi przelewu [m],

H_0 - wysokość wzniesienia zwierciadła wody ponad koronę przelewu [m].

W trakcie eksploatacji przelewu zaobserwowano nieszczelności w mocowaniu przelewu. Wielkość strat wody przepływającej nieszczelnościami oszacowano na 5%. Dlatego wielkość natężenia przepływu ostatecznie powiększono o 5%.

W celu wykonania pomiarów natężenia przepływu na stanowisku BP wykorzystano przelew trójkątny, który osadzony został w korycie i umocniony przy brzegach. Minidiver został zainstalowany ok. 2 m przed przelewem i dokonywał pomiaru co 3 godziny. Schemat rozmieszczenia elementów przedstawiony jest na rycinie 8.



Ryc. 8. Schemat przelewu pomiarowego powyżej zbiornika Arturówek górny.

Natężenie przepływu wody obliczono ze wzoru:

$$Q = 0{,}02711 \times h^{2{,}291} \qquad [l/s]$$

gdzie: h - wzniesienie zwierciadła wody ponad wycięcie w przelewie [cm].

Ze względu na przesiąki między przelewem a brzegami obliczone wartości zwiększono o 10%.

III.6. Analiza osadów dennych

Materiał osadów dennych, który został zliofilizowany i zhomogenizowany, dostarczono do analiz chemicznych do Okręgowej Stacji Chemiczno-Rolniczej w Łodzi. Zlecono wykonanie analizy zawartości azotu i fosforu ogólnego oraz metali ciężkich. Analizę wymienionych parametrów wykonano zgodnie z wewnętrznymi procedurami badawczymi odpowiednio: nr PB 45 ed. 2 z dn. 01.02.2007 r., PB 15 ed. 1 z dn. 26.05.2004 r.

Dodatkowo materiał osadów dennych dostarczono do Laboratorium Analiz Śladowych Politechniki Krakowskiej w celu analizy wybranych trwałych zanieczyszczeń organicznych (TZO): 7 kongenerów PCDD (polichlorowanych dibenzo-p-dioksyn), 10 PCDF (polichlorowanych dibenzofuranów) i 12 dl-PCB (dioksynopodobnych polichlorowanych bifenyli).

IV. Wyniki

IV.1. Warunki meteorologiczne w trakcie sezonu badawczego

Temperatura powietrza w dniach standardowego monitoringu określającego parametry fizykochemiczne wód rzeki Bzury i znajdujących się na niej zbiorników wahała się od 4 do 25^{o}C (tab. 2.). Najniższą wartość odnotowano 10 listopada, natomiast najwyższą 11 maja oraz 7 czerwca. Podczas opadów deszczu temperatura powietrza wahała się w granicach 12-22^{o}C z minimalną wartością we wrześniu oraz maksymalną w maju i lipcu. W czasie roztopów śniegu wynosiła ona od 2 do 8^{o}C.

Tab. 2. Podstawowe parametry meteorologiczne w dniach poboru próbek.

data poboru próbek	temperatura powietrza [°C]	wilgotność [%]	ciśnienie atmosferyczne [hPA]	wiatr [m/s]	zachmurzenie [oktanty]	opad [mm/h]
2011-01-09	6	82,0	1013	4	8	-
2011-02-05	8	90,0	1010	10	8	-
2011-03-29	6	65,0	1016	3	2	-
2011-04-19	10	70,0	1022	3,4	2	-
2011-05-11	25	30,0	1020	4	2	-
2011-05-22	22	65,0	1017	2	6	2
2011-05-24	20	70,0	1021	4	1,8	-
2011-06-01	20	80,0	1020	2	8	4
2011-06-02	20	65,0	1026	4	6	2
2011-06-07	25	60,0	1008	5,5	6	-
2011-06-20	12	90,0	1009	7	7	-
2011-07-04	14	93,0	1006	5	8	-
2011-07-10	22	90,0	1017	3	8	9
2011-07-18	18	76	1007	4	7	-
2011-07-20	22	90	998	3	8	30
2011-08-02	21	84	1017	4	2	-
2011-08-29	20	50	1015	2,4	3,5	-
2011-09-08	12	90	1007	4	8	4
2011-09-13	22	58	1011	6	2	-
2011-09-27	18	56	1027	2	0	-
2011-10-20	7	90	1018	4	8	-
2011-11-10	4	80	1030	4	6	-
2012-02-19	2	95	1012	4	8	0,5
2012-02-24	8	92	1010	7,5	8	-

dni wyjazdów monitoringowych i poboru próbek wody pochodzącej z roztopów śniegu
dni poboru próbek wody deszczowej
dni wyjazdów monitoringowych

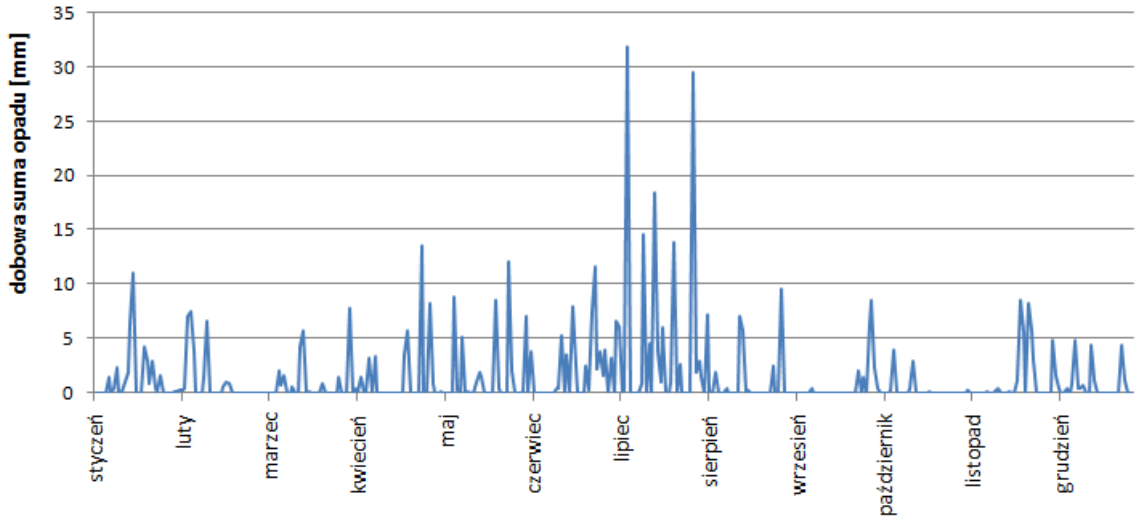
Wilgotność powietrza najwyższą wartość osiągnęła dnia 19 lutego 2012 roku (95%), najniższą zaś 11 maja 2011 roku (30%). Podwyższona wilgotność powietrza najczęściej była odnotowywana w dniach chłodnych oraz z opadami deszczu, a także w dniach roztopów śniegu.

Wartości ciśnienia atmosferycznego oscylowały w granicach 998-1030 hPa, a prędkość wiatru wahała się w przedziale od 2 do 10 m/s. Podczas opadów deszczu ten ostatni parametr utrzymywał zbliżone wartości – od 2 do 4 m/s.

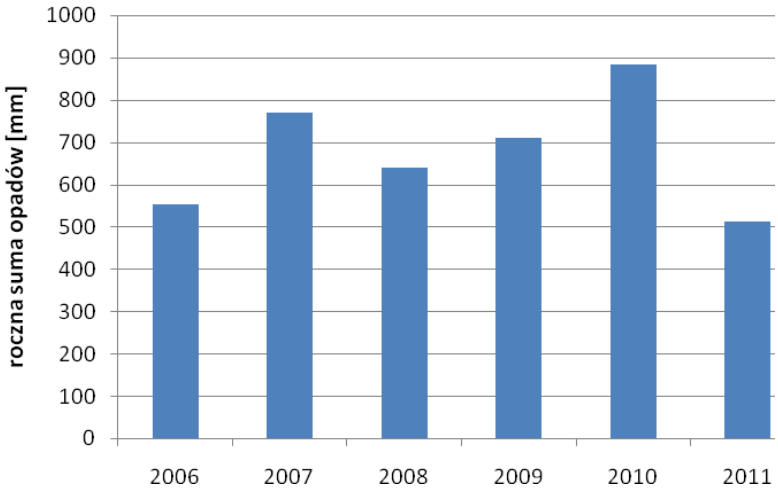
Wartość maksymalna zachmurzenia – 8 oktantów występowała bardzo często w dniach poboru próbek. Głównie były to dni deszczowe oraz dni poboru próbek wody pochodzącej z roztopów śniegu. Minimalne zachmurzenie (0 oktantów) odnotowano dnia 27 września.

W dniach poboru próbek wody deszczowej intensywność opadów wahała się w granicach od 2 do nawet 30 mm/h. Najwyższą wartość odnotowano 20 lipca podczas silnej burzy powodującej wiele zniszczeń i liczne podtopienia miasta.

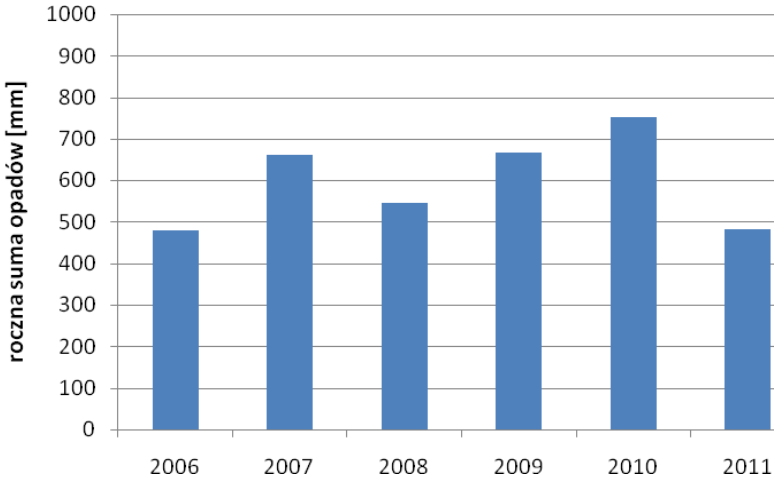
Rozkład dobowych sum opadów w roku 2011 przedstawia rycina nr 9, natomiast roczne sumy opadów w latach 2006-2011 na stanowisku Wilanów znajdującym się w bliskiej odległości od Arturówka oraz na stanowisku Łódź-Lublinek przedstawiają ryciny nr 10 i 11.



Ryc. 9. Dobowe sumy opadów w roku 2011 na stanowisku Wilanów. (źródło: dane IMGW)



Ryc. 10. Roczne sumy opadów w latach 2006-2011 na stanowisku Wilanów (północna część Łodzi). (źródło: dane IMGW)



Ryc. 11. Roczne sumy opadów w latach 2006-2011 na stanowisku Łódź-Lublinek (południowa część Łodzi). (źródło: dane IMGW)

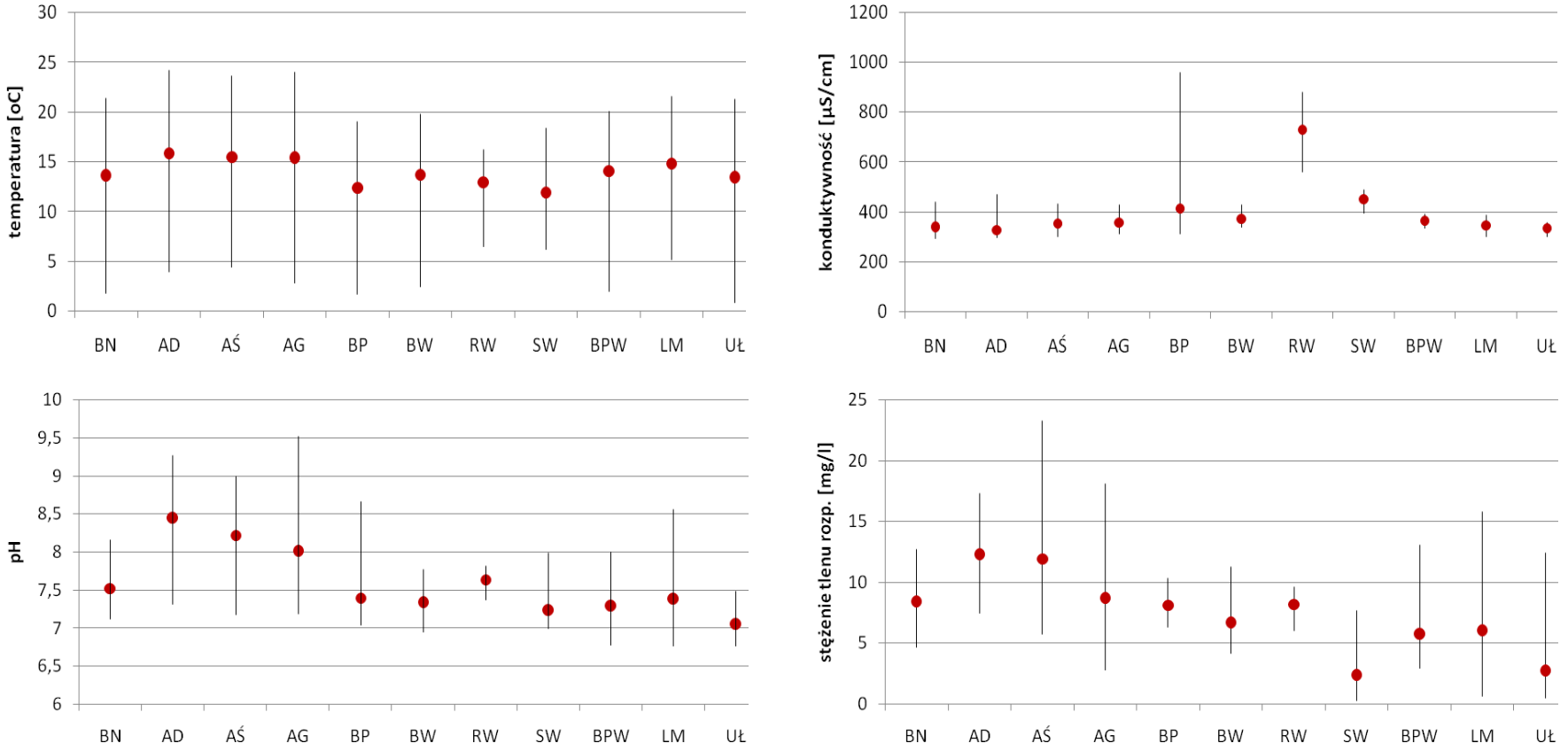
IV. 2. Parametry fizyczne wód rzeki Bzury oraz kaskady zbiorników

Wyniki pomiarów temperatury wody na wszystkich stanowiskach obrazowały sezonowe zmiany, charakterystyczne dla strefy umiarkowanej. Widoczne były także różnice pomiędzy temperaturą wody w zbiornikach a temperaturą wody rzecznej (ryc. 12.). Najwyższe wartości odnotowywane były w stawach Arturówek (latem nawet 24^{o}C). Pozostałe akweny, które znajdowały się na zalesionych działkach, charakteryzowały się niższą temperaturą. W tym samym okresie temperatura wód rzecznych była niższa nawet o 5,2^{o}C od temperatury wód stawów Arturówek.

Średnia sezonowa wartość przewodności elektrolitycznej (konduktywności) dla poszczególnych stanowisk była zbliżona (ryc. 12.). Wyjątek stanowiła woda wydobywająca się z rury zlokalizowanej pod ulicą Wycieczkową, dla której średnia wartość wynosiła 726,8 µS/cm i była nawet o 400 µS/cm wyższa od wartości na innych stanowiskach. Podczas standardowego monitoringu najniższą średnią wartością przewodności elektrolitycznej charakteryzował się zbiornik Arturówek dolny.

Średni sezonowy odczyn wody wahał się od 7,05 w zbiorniku UŁ do 8,44 w zbiorniku Arturówek dolny. Minimalną wartość odczynu wody w całym sezonie badawczym – 6,76 także odnotowano w zbiorniku UŁ, natomiast wartość maksymalną - 9,52 w stawie Arturówek górny.

Stężenie tlenu rozpuszczonego w wodzie na różnych stanowiskach miało bardzo szeroki zakres (ryc.12.). Stanowiskiem o najniższej sezonowej średniej był staw Wycieczkowa, gdzie nasycenie tlenem wynosiło 2,39 mg/l. Tutaj też odnotowano najniższą wartość w całym sezonie – 0,25 mg/l. Stanowiskiem, na którym średnie sezonowe stężenie tlenu rozpuszczonego było najwyższe był zbiornik Arturówek dolny (12,32 mg/l).

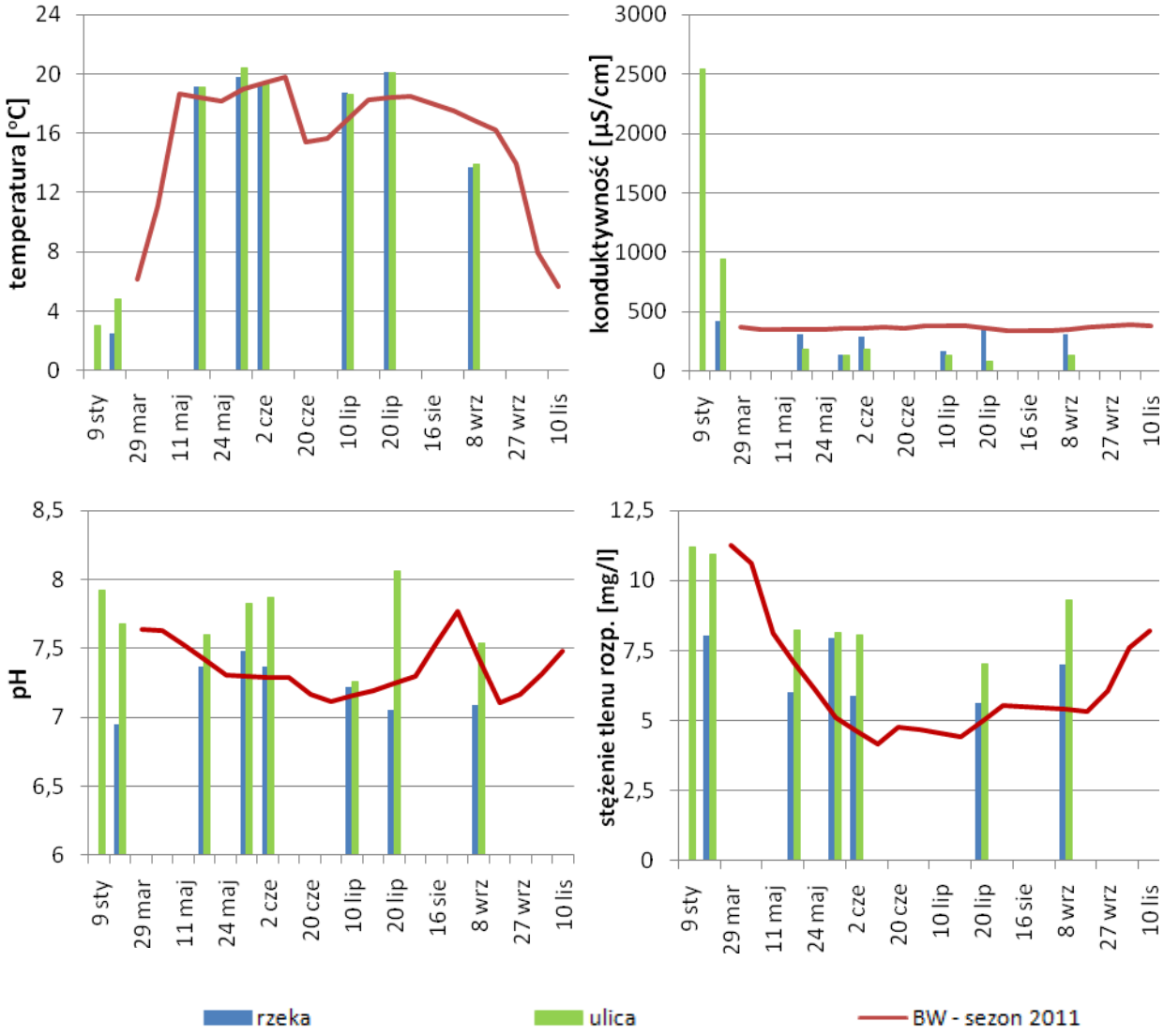


Ryc. 12. Średnie wartości podstawowych parametrów fizycznych wody wraz z wartościami maksymalnymi i minimalnymi na poszczególnych stanowiskach w roku 2011.

IV.3. Wpływ właściwości fizycznych wód opadowych i roztopowych na jakość wód rzeki Bzury

Próbki wody podczas opadów oraz roztopów każdorazowo pobierane były na dwóch stanowiskach: z kałuży tworzącej się na ulicy Wycieczkowej w miejscu przecięcia doliny Bzury oraz z rzeki odbierającej odprowadzane studzienkami kanalizacyjnymi wody deszczowe z ulicy. Uzyskane dane zestawiono z wartościami poszczególnych parametrów fizycznych wody na stanowisku Bzura poniżej Wycieczkowej, oznaczonymi podczas standardowych badań monitoringowych (ryc. 13.). Wyniki dodatkowych pomiarów przeprowadzonych w lutym 2012 roku przedstawiono w tabeli 3.

Analizy wykazały różnice pomiędzy temperaturą wody zmierzoną podczas opadów, a temperaturą wody rzecznej pobranej w trakcie monitoringu. W sezonie letnim wody pobrane w czasie trwania deszczu charakteryzowały się temperaturą o ok. 1-2^{o}C wyższą od temperatury wód rzeki Bzury mierzonej podczas wyjazdów monitoringowych. Natomiast w okresie jesiennym (pomiar z dnia 8 września) wody pobrane w trakcie opadów atmosferycznych charakteryzowały się temperaturą niższą o ponad 3^{o}C od temperatury wody rzecznej w trakcie monitoringu. Można również zauważyć, że temperatura wody pochodzącej z kałuży na ulicy Wycieczkowej była wyższa od temperatury wody rzecznej pobranej w trakcie opadu. Są to jednak nieznaczne różnice sięgające maksymalnie 0,6^{o}C. Wyższą różnicę temperatur pomiędzy wodą z kałuży i z rzeki można zaobserwować podczas roztopów śniegu. Dnia 5 lutego 2011 roku wyniosła ona 2,3^{o}C, a 24 lutego 2012 roku 2 ^{o}C.



Ryc. 13. Porównanie podstawowych parametrów fizycznych wody pobranej podczas opadów i roztopów ze średnimi wartościami w sezonie 2011 na stanowisku BW.

Tab. 3. Parametry fizyczne próbek pobranych podczas roztopów w roku 2012.

	19.02.2012r. spływ z ulicy Wycieczkowej	24.02.2012r. spływ z ulicy Wycieczkowej	24.02.2012r. Bzura Wycieczkowa
Temperatura wody [°C]	0,8	3,8	1,8
Konduktywność [µS/cm]	5680	453	357
pH	7,28	7,98	7,28
O_2 [mg/l]	14,74	11,96	10,84

Konduktywność wód opadowych oraz roztopowych także odbiegała od wartości mierzonych podczas monitoringu (ryc. 13.). Wody pochodzące z roztopów śniegu charakteryzowały się wysokimi wartościami przewodności elektrolitycznej dochodzącymi aż do 5680 µS/cm (19.02.2012r.). Wody deszczowe pobrane z kałuży wykazywały natomiast obniżone wartości konduktywności. Przewodność elektrolityczna wody w rzece w czasie trwania opadów w mniejszym stopniu odbiegała od wartości tego parametru zmierzonego podczas monitoringu.

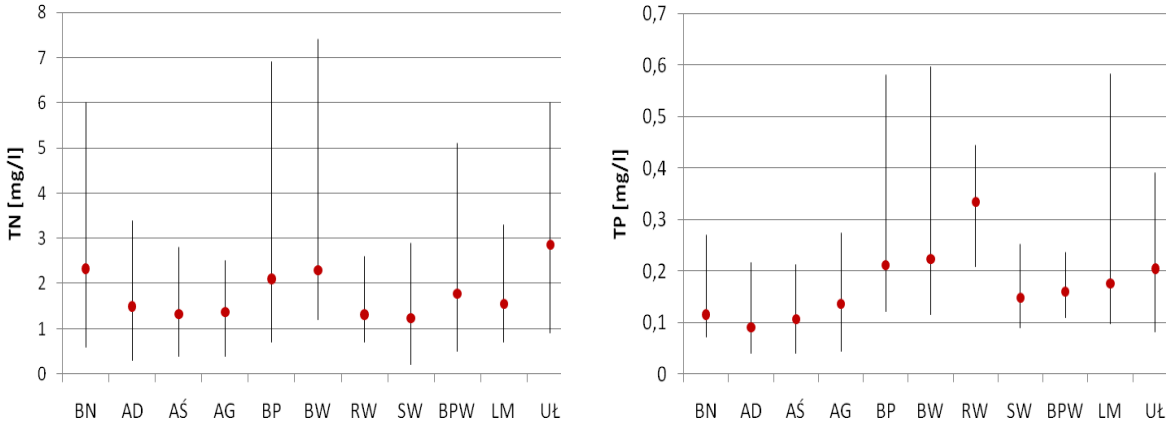
Odczyn wody deszczowej pobranej bezpośrednio z kałuży na ulicy Wycieczkowej wykazywał wyższą wartość niż odczyn wody rzeki Bzury podczas monitoringu (ryc. 13.). Różnice te wynosiły od 0,1 do 0,8. Najwyższą odnotowaną wartość pH prezentował pomiar wody z kałuży z dnia 20 lipca. Wynosiła ona 8,2 jednostki.

Pomiary nasycenia wody tlenem także wykazały wyższe wartości tego parametru podczas trwania opadów. Stężenia tlenu rozpuszczonego zmierzone w wodzie rzecznej podczas deszczu były wyższe od tych zmierzonych w czasie monitoringu nawet o 2,8 mg/l, a w przypadku wody z kałuży były to różnice sięgające 4 mg/l. Maksymalne stężenia tlenu rozpuszczonego odnotowane były jednak podczas roztopów. W dniu 19 lutego 2012 roku nasycenie tlenem wody pochodzącej z topniejącego śniegu przy ulicy Wycieczkowej wynosiło 14,74 mg/l.

IV.4. Parametry chemiczne wód rzeki Bzury i oraz kaskady zbiorników

Przeprowadzona analiza chemiczna próbek wody wykazała, że najwyższe średnie stężenia fosforu całkowitego występowały na sąsiadujących stanowiskach: Bzura powyżej zbiornika górnego (średnie stężenie sezonowe: 0,21 mg/l), Bzura poniżej ulicy Wycieczkowej (średnie stężenie sezonowe: 0,22 mg/l) oraz w wodzie wydobywającej się z rury pod ulicą Wycieczkową, gdzie średnie stężenie fosforu całkowitego wyniosło aż 0,33 mg/l (ryc. 14.). Najniższe stężenia fosforu całkowitego występowały w wodach zbiornika Arturówek dolny, gdzie średnie stężenie podczas sezonu badań wynosiło 0,09 mg/l.

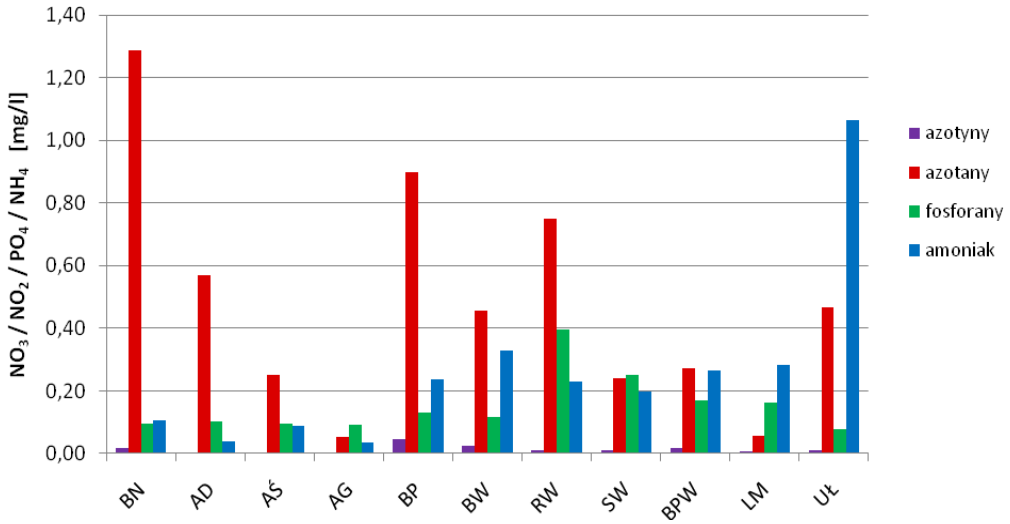
Najwyższe stężenia azotu całkowitego podczas monitoringu odnotowane zostały w zbiorniku UŁ (ryc. 14.), gdzie średnie stężenie w 2011 roku wyniosło 2,9 mg/l oraz w rzece Bzurze poniżej zbiornika dolnego i poniżej ulicy Wycieczkowej (średnie stężenia w sezonie badań na obu stanowiskach: 2,3 mg/l).



Ryc. 14. Średnie stężenia TN i TP wraz ze stężeniami maksymalnymi i minimalnymi na poszczególnych stanowiskach w roku 2011.

Stanowiskami, które odznaczały się najniższymi stężeniami azotu całkowitego w ciągu roku, był staw Wycieczkowa oraz zbiornik Arturówek środkowy. Wartości te wynosiły odpowiednio 1,2 mg/l oraz 1,3 mg/l.

Najwyższe stężenia jonów azotanowych odnotowane zostały w rzece Bzurze poniżej zbiornika dolnego, gdzie średnie stężenie wyniosło 1,29 mg/l (ryc. 15.). Natomiast najniższym stężeniem tych jonów charakteryzował się zbiornik Arturówek górny (0,05 mg/l).



Ryc. 15. Średnie stężenia form jonowych na poszczególnych stanowiskach monitoringowych.

Jony fosforanowe w największym stężeniu występowały w wodach wydobywających się z rury uchodzącej do rzeki pod ulicą Wycieczkową. Średnia wartość tego stężenia to

0,39 mg/l. Najniższe stężenia tych jonów odnotowywano w zbiorniku UŁ – średnio 0,08 mg/l.

Zawartość jonów amonowych w wodzie w roku 2011 najwyższa była w zbiorniku UŁ – średnie stężenie sięgało 1,07 mg/l. Najniższe wartości tych jonów występowały natomiast w zbiornikach Arturówek: dolny i górny (po 0,04 mg/l).

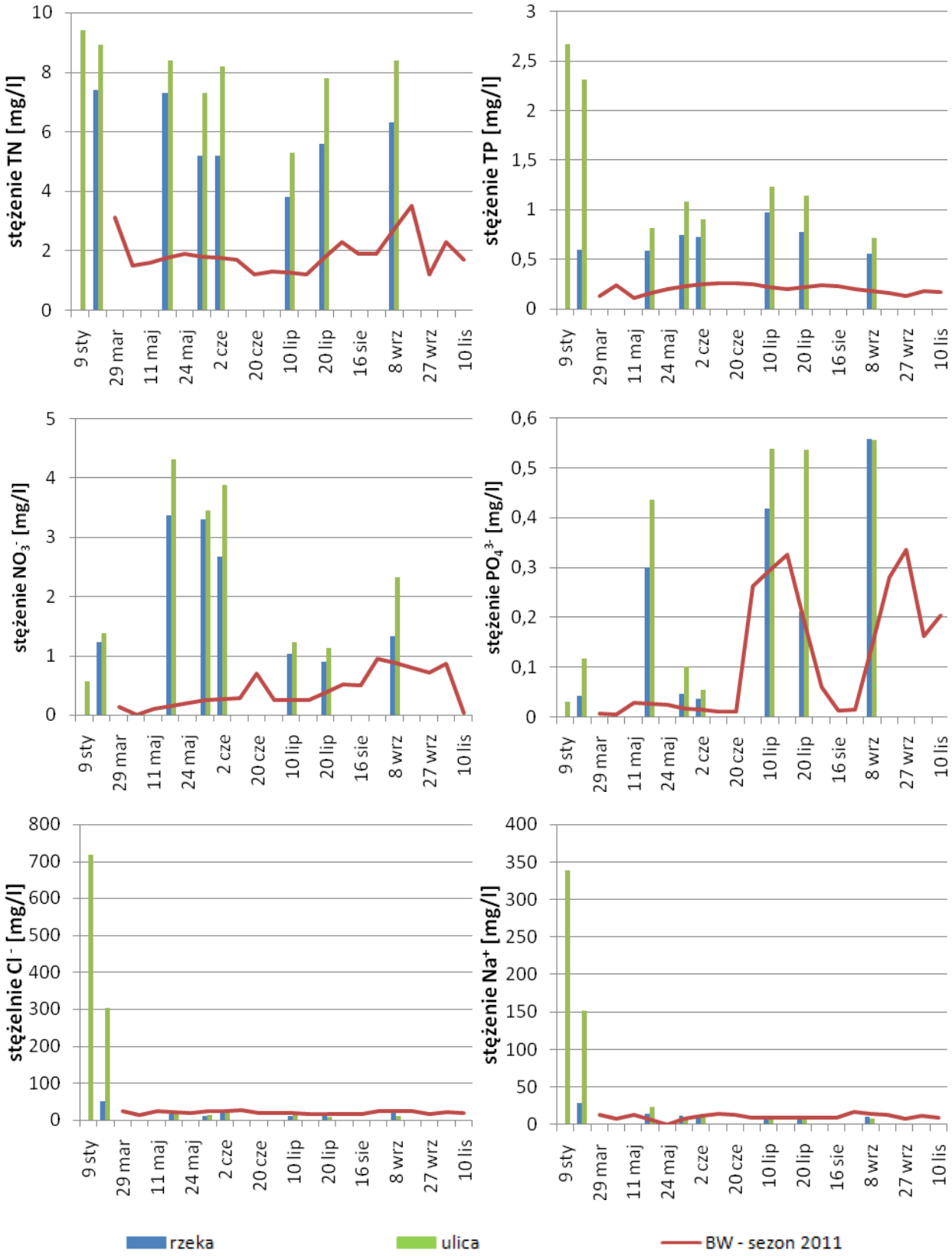
Najniższymi stężeniami spośród wszystkich jonów charakteryzowały się jony azotynowe. Najwyższe wartości tego parametru występowały w rzece Bzurze powyżej stanowiska AG i średnio wynosiły 0,05 mg/l.

IV. 5. Wpływ właściwości chemicznych wód opadowych i roztopowych na jakość wód rzeki Bzury

Analiza próbek wody pobranych podczas trwania opadów i roztopów wykazała, że charakteryzowały się one znacznie wyższym udziałem azotu oraz fosforu całkowitego w porównaniu do próbek pobranych podczas monitoringu (ryc. 16.). Najwyższe stężenie azotu i fosforu całkowitego odnotowano dnia 19 lutego 2012 roku w próbkach pochodzących z kałuży (tab. 4.) z ulicy Wycieczkowej. Wynosiło ono odpowiednio 9,6 mg/l i 2,8 mg/l. Woda z kałuży charakteryzowała się najwyższym udziałem TN i TP w każdej serii próbek pobranych w dni deszczowe i dni topnienia śniegu, jednak woda pobrana w te same dni z rzeki także wykazywała wysokie zanieczyszczenie związkami biogenicznymi.

Wyniki analiz pozwoliły obliczyć, że w roku 2011 średni udział azotu całkowitego w wodach rzecznych podczas roztopów był 3,5-krotnie wyższy, a w trakcie opadów deszczu był 3-krotnie wyższy od średniego stężenia na stanowisku BW w trakcie monitoringu. Średni udział tego pierwiastka w wodach pobranych z kałuży był prawie 5-krotnie wyższy w czasie roztopów i 4-krotnie wyższy w czasie opadów deszczu niż średnie stężenie sezonowe w rzece.

Średnie stężenie fosforu całkowitego w wodach rzecznych w roku 2011 podczas opadów i roztopów było wyższe średnio 3,5-krotnie niż średnie stężenie sezonowe na stanowisku BW. Udział fosforu całkowitego w wodach z kałuży pobranych zimą w czasie trwania roztopów był aż 12-krotnie wyższy od średniego stężenia TP w rzece w ciągu roku. Natomiast podczas opadów deszczu stężenie to było wyższe prawie 5-krotnie.



Ryc. 16. Dynamika występowania zanieczyszczeń chemicznych wody pobranej podczas opadów deszczu i roztopów względem średnich wartości tych substancji na stanowisku BW w sezonie 2011.

Tab. 4. Parametry chemiczne próbek pobranych podczas roztopów w roku 2012.

	19.02.2012r. spływ z ulicy Wycieczkowej	24.02.2012r. spływ z ulicy Wycieczkowej	24.02.2012r. Bzura Wycieczkowa
TN [mg/l]	9,6	6,8	5,7
TP [mg/l]	2,8	1,9	0,8
NO_3^- [mg/l]	2,65	0,59	0,81
PO_4^{3-} [mg/l]	0,887	0,757	0,318
Cl^-[mg/l]	2547,67	138,02	58,78
Na^+ [mg/l]	1033,79	72,75	32,80

Również udział azotanów i fosforanów był znacznie wyższy w wodach opadowych i w rzece podczas trwania opadu (ryc. 16. i tab. 4.). Najwyższe stężenie azotanów odnotowano 22 maja (3,38 mg/l w wodach rzeki i 4,33 mg/l w kałuży), natomiast najwyższe stężenie fosforanów odnotowano 19 lutego 2012 roku w próbce pobranej z kałuży (0,89 mg/l). W podane dni stężenia azotanów przekroczyły średnią sezonową odpowiednio 10-krotnie w wodach pobranych z kałuży oraz 8-krotnie w wodach rzeki Bzury, natomiast fosforanów prawie 8-krotnie w wodach pobranych z kałuży.

Analiza chemiczna wykazała także bardzo wysoki udział chlorków i jonów sodu podczas roztopów (głównie w wodach z kałuży na ulicy Wycieczkowej) (ryc. 16. i tab. 4.). Dnia 19 lutego 2012 roku stężenie chlorków w kałuży wyniosło 2547,67 mg/l i 125-krotnie przekraczało średnie stężenie sezonowe. W tym samym dniu stężenie jonów sodu wynosiło 1033,79 mg/l i było prawie 100-krotnie wyższe od średniej sezonowej.

IV. 6. Parametry hydrologiczne rzeki Bzury

Przez cały okres trwania monitoringu dokonywany był pomiar przepływu rzeki Bzury na dwóch stanowiskach: poniżej zbiornika Arturówek dolny oraz powyżej zbiornika Arturówek górny. Wyniki pomiarów zostały przedstawione w tabeli nr 5.

Na stanowisku Bzura poniżej zbiornika dolnego średni przepływ w ciągu roku wynosił 7,28 dm^3/s (10,47 dm^3/s przy uwzględnieniu przepływów podczas trwania roztopów) i był wyższy od przepływu na stanowisku Bzura powyżej zbiornika Arturówek górny, gdzie średni przepływ w dni suche (bez roztopów i opadów atmosferycznych) wynosił 3,28 dm^3/s.

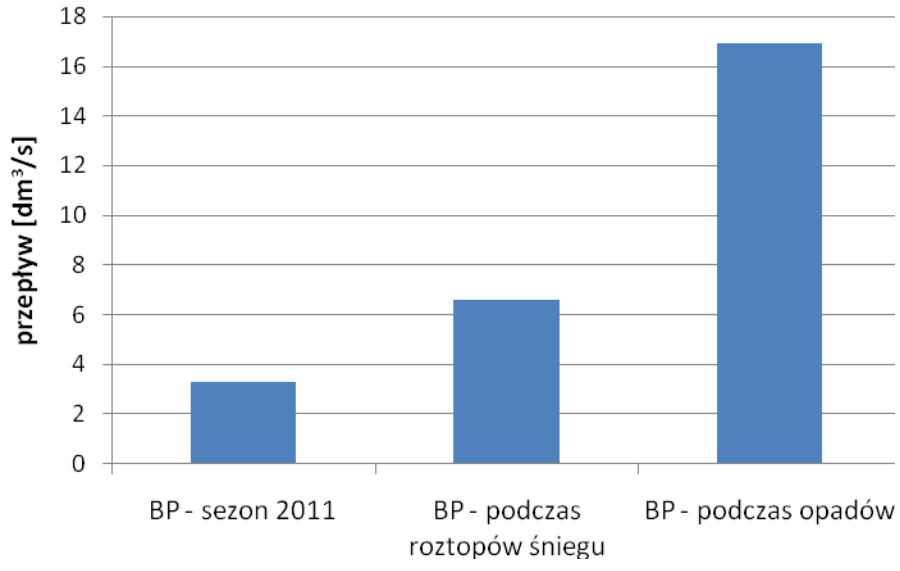
Tab. 5. Przepływy rzeki Bzury w sezonie 2011 na stanowiskach BN i BP.

data	przepływ Q [dm^3/s]		data	przepływ Q [dm^3/s]	
	BN	BP		BN	BP
9.01	30,26	7,12	**4.07**	13,49	3,43
5.02	35,20	6,12	**10.07**	brak pomiaru	10,80
29.03	1,67	3,41	**18.07**	7,24	1,96
19.04	2,76	4,7	**20.07**	brak pomiaru	48,32
11.05	9,48	4,87	**2.08**	4,70	n.a.*
22.05	brak pomiaru	5,40	**29.08**	4,76	n.a.*
24.05	14,86	3,93	**8.09**	brak pomiaru	n.a.*
1.06	brak pomiaru	12,14	**13.09**	10,38	3,67
2.06	brak pomiaru	7,87	**27.09**	9,16	0,045**
7.06	6,79	2,36	**20.10**	5,49	0,84**
20.06	7,20	1,59	**10.11**	4,03	2,89

* ***- brak pomiaru przepływu z powodu uszkodzenia divera***
** ***- nieprawidłowy wynik z powodu uszkodzenia divera***

- przepływ podczas roztopów śniegu
- przepływ podczas opadów deszczu
- przepływ podczas monitoringu

Prowadzone pomiary pozwoliły obliczyć, że średni przepływ rzeki Bzury na stanowisku BP w czasie roztopów śniegu wynosił 6,62 dm^3/s i wzrastał 2-krotnie w porównaniu do okresu suchego, a w czasie opadów deszczu 16,91 dm^3/s i wzrastał ponad 5-krotnie w porównaniu do okresu suchego (ryc. 17.).



Ryc. 17. Średni przepływ rzeki Bzury na stanowisku powyżej zbiornika Arturówek górny w roku 2011.

Zwiększony przepływ rzeki powyżej zbiorników Arturówek powodował transport większej ilości zanieczyszczeń. Przyjmując, że przepływ na odcinku rzeki Bzury pomiędzy ulicą Wycieczkową a zbiornikiem Arturówek górny jest równy, obliczono, że 20 lipca przy największym przepływie w sezonie (48,32 dm^3/s) niesiony przez rzekę ładunek azotu całkowitego wynosił aż 8,54 tony/rok (0,97 kg/h), natomiast ładunek fosforu całkowitego – 1,18 tony/rok (0,13 kg/h). Dla porównania przy średnim rocznym przepływie w dniach suchych i średnim rocznym stężeniu związków biogenicznych na tym samym stanowisku ładunki te wynosiły: 0,24 tony/rok (0,03 kg/h) dla azotu całkowitego oraz 0,02 tony/rok (0,002 kg/h) dla fosforu całkowitego. Dla TN w czasie opadów był to wzrost 35-krotny, natomiast dla TP prawie 60-krotny. Ładunki niesione przez rzekę podczas roztopów oraz w czasie opadów deszczu przedstawione zostały w tabeli 6.

Tab. 6. Ładunek związków biogenicznych niesiony przez rzekę Bzurę w czasie roztopów i odpadów.

data	ładunek [tona/rok]	
	TN	TP
5.02	1,43	0,12
22.05	1,24	0,09
1.06	1,99	0,28
2.06	1,29	0,18
10.07	1,30	0,33
20.07	8,54	1,18

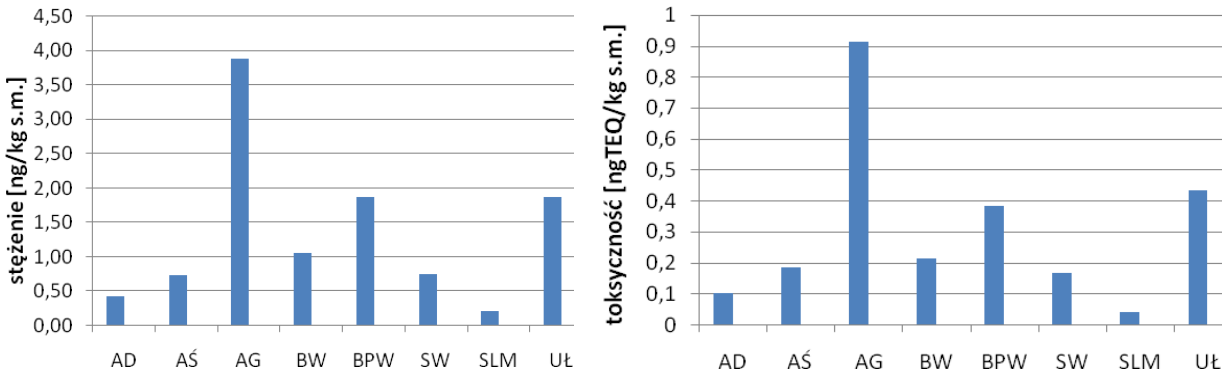
IV. 7. Jakość osadów dennych na stanowiskach badawczych

W zakresie zawartości badanych grup TZO: PCDD, PCDF i dl-PCB w osadach dennych pobranych na stanowiskach badań stwierdzono, że najwyższe stężenie osiągały one na stanowisku Arturówek górny (3,89 ng/kg s.m.). Najniższe stężenia odnotowano na stanowisku staw Lasy Miejskie (0,2 ng/kg s.m.) (ryc. 16.). Warto także zwrócić uwagę, iż stężenia TZO zmnijeszały się wzdłuż kaskady zbiorników Arturówek (ryc. 16.).

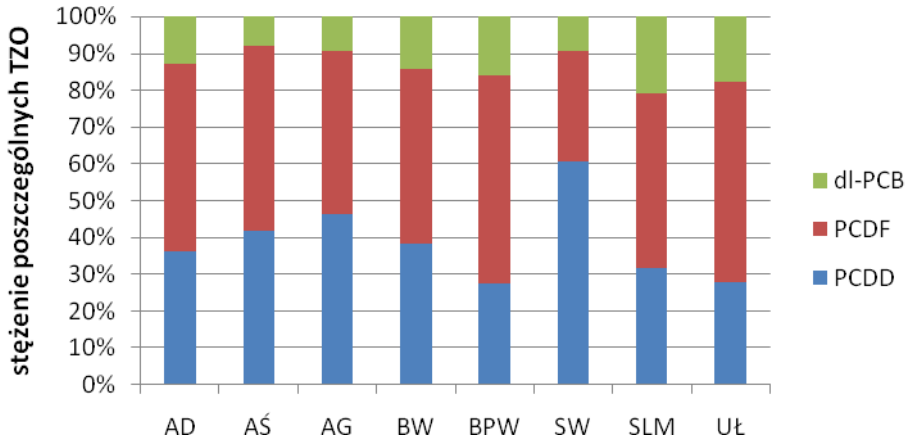
Poziom toksyczności (TEQ – ang. Toxic Equivalent) analizowanych próbek osadów dennych zanieczyszczonych związkami PCDD, PCDF i dl-PCB wykazywał widoczną zależność od stężeń poszczególnych kongenerów charakteryzujących się rożnym

współczynnikiem toksyczności TEF (ang. Toxicity Equivalency Factor) (ryc. 16.). Najwyższy poziom toksyczności odnotowano w zbiorniku Arturówek górny (0,91 ng TEQ/kg s.m), natomiast najniższa wartość tego parametru występowała w stawie Lasy Miejskie (0,04 ng TEQ/kg s.m).

Wśród badanych trzech grup związków, największym poziomem toksyczności wyróżniały się PCDD (tab. 5.). Było to charakterystyczne nawet dla stanowisk, gdzie nie były one związkami dominującymi. Poziom toksyczności kongenerów PCDF był średnio prawie 4-krotnie niższy od PCDD, zaś związkami o najniższym poziomie toksyczności były dl-PCB, których toksyczność była średnio ponad 2000-krotnie niższa od toksyczności PCDD i ponad 500-krotnie niższa od toksyczności PCDF. Związki dl-PCB charakteryzowały się także najniższym stężeniem wśród badanych trzech grup TZO na wszystkich stanowiskach (tab. 5. i ryc. 17.).



Ryc. 18. Stężenie i toksyczność dioksyn w osadach dennych rzeki Bzury i zlokalizowanych na niej zbiorników.



Ryc. 19. Procentowy udział PCDD, PCDF, dl-PCB w osadach dennych rzeki Bzury i zlokalizowanych na niej zbiorników.

Tab. 7. Dynamika występowania PCDD, PCDF, dl-PCB w osadach dennych rzeki Bzury i zlokalizowanych na niej zbiorników.

	stężenia [ng/kg s.m.]				toksyczność [ngTEQ/kg s.m.]			
	PCDD	**PCDF**	**dl-PCB**	**SUMA**	**PCDD**	**PCDF**	**dl-PCB**	**SUMA**
AD	0,15	0,21	0,05	0,41	0,08	0,02	0	0,1
AŚ	0,3	0,36	0,06	0,72	0,15	0,03	0,0001	0,18
AG	1,8	1,73	0,36	3,89	0,75	0,16	0,0004	0,91
BW	0,4	0,49	0,15	1,05	0,17	0,04	0,0001	0,21
SW	0,45	0,22	0,07	0,75	0,15	0,02	0	0,17
BPW	0,52	1,05	0,3	1,87	0,28	0,1	0,0002	0,38
LM	0,06	0,09	0,04	0,2	0,03	0,01	0	0,04
UŁ	0,52	1,01	0,33	1,87	0,34	0,09	0,0002	0,43

Najwyższe stężenia metali ciężkich występowały na stanowisku Bzura powyżej ulicy Wycieczkowej, gdzie suma stężeń wszystkich metali wyniosła 4544,44 mg/kg s.m (tab. 6.). Wysokie wartości odnotowano też na stanowisku Bzura powyżej zbiornika górnego (4309,49 mg/kg s.m). Wartości na obu tych stanowiskach były zdecydowanie wyższe od pozostałych.

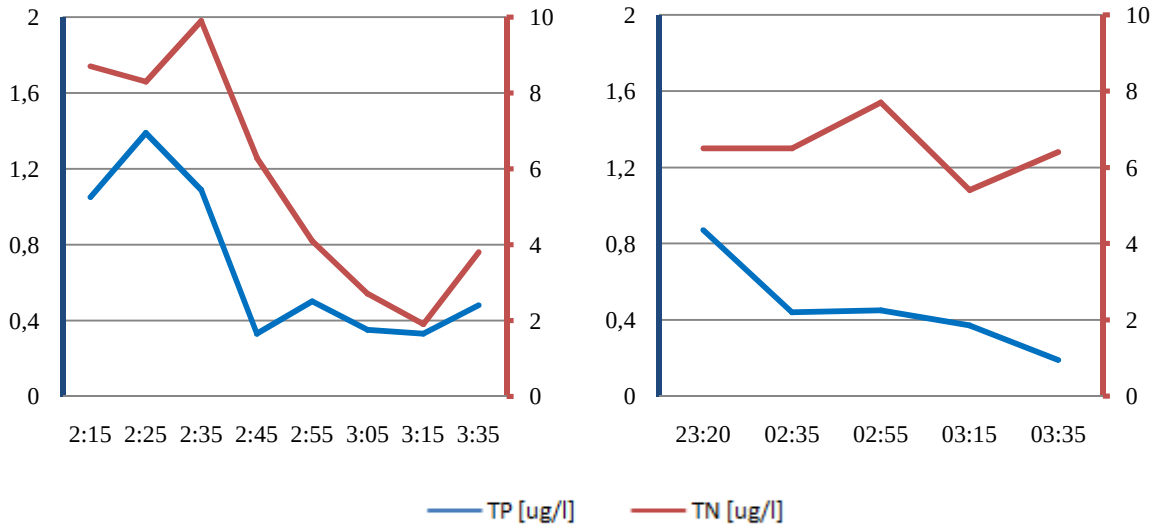
Najwyższą zawartością azotu ogólnego w osadach charakteryzował się zbiornik Uniwersytetu Łódzkiego (0,15%). Z kolei najwyższe stężenie fosforanów w osadach dennych odnotowano w zbiorniku Arturówek dolny (9,2 mg/100g).

Tab. 8. Dynamika występowania metali ciężkich [mg/kg s.m.] oraz związków azotu i fosforu [% s.m.] w osadach dennych rzeki Bzury i zlokalizowanych na niej zbiorników.

	Pb	Cd	Cu	Cr	Ni	Zn	Fe	Mn	As	Hg	N ogólny [% s.m.]	P_2O_5 [% s.m.]
AD	4	0,2	4	4,3	3	13,6	3510	47,6	1	0,0151	0,07	0,0092
AŚ	6,7	0,2	4,2	5,5	3,3	19	3330	41,2	0,89	0,0205	0,08	0,0066
AG	2,8	0,2	4	4	2	7,2	728	30,2	0,6	0,0043	0,022	0,0022
BW	20,6	0,2	12	6,8	5,5	46,2	4390	62,4	0,73	0,0147	0,06	0,0076
BPW	17,2	0,2	9,8	5,5	4	55,6	4180	36	1,14	0,0491	0,13	0,0089
SW	6,4	0,2	4,6	8,1	5,5	16,8	4360	35,6	1,59	0,0243	0,07	0,0052
SLM	3,2	0,2	4	4,3	2,3	8,2	1628	26,6	0,4	0,0355	0,04	0,0042
UŁ	11,1	0,2	5,6	6,2	4,7	34,8	3690	34,2	1,61	0,0361	0,15	0,0071

IV. 8. Zastosowanie rozwiązań z zakresu biotechnologii ekohydrologicznych

W celu rozwiązania problemów jakości wody zbiorników Arturówek, spowodowanych dopływem zanieczyszczonych wód burzowych głównie z ulicy Wycieczkowej (ryc. 20.), konieczne staje się zastosowanie innowacyjnych rozwiązań systemowych. Dlatego dla poprawy jakości wody w stawach i tym samym ich walorów rekreacyjnych proponuje się podjęcie działań opartych na zasadach ekohydrologii. Zastosowanie biotechnologii ekosystemowych opartych o zasady ekohydrologii i fitotechnologii oraz ich harmonizacja z rozwiązaniami inżynieryjno-technicznymi zwiększy zdolności do absorpcji skutków działalności ludzkiej.



Ryc. 20. Rozkład stężeń TP i TN podczas intensywnego opadu deszczu w próbkach wody pobranych z ulicy Wycieczkowej (wykres z lewej) oraz z rzeki Bzura (wykres z prawej) w dniu 2 lipca 2012 r. (rozpoczęcie opadu 2:10, zakończenie opadu 4:25, intensywność opadu 45mm/m^2).

Zgodnie z teorią ekohydrologii duże ilości związków biogenicznych dostających się z powierzchni miejskich do wód powierzchniowych wraz ze spływem opadowym ograniczyć można poprzez tzw. *„dual regulation”*. Oznacza to, że poprzez kształtowanie struktury biotycznej kontrolować można dynamikę procesów hydrologicznych (np. depozycja zanieczyszczeń w puli trudnodostępnej i kontrola ich transferu poprzez zwiększenie biofiltracji), a wykorzystując procesy hydrologiczne, dokonać można alokacji związków biogenicznych w strukturach biotycznych ekosystemu (Zalewski i in. 1997). Metody te wykorzystuje się także w celu ograniczenia negatywnego oddziaływania innych zanieczyszczeń (w tym substancji toksycznych takich jak PCDD, PCDF i dl-PCB) poprzez

zablokowanie ich w pulach trudnodostępnych, co uniemożliwia ich transport i biomagnifikację w łańcuchu pokarmowym.

Osiągnięcie zamierzonego celu możliwe będzie poprzez wykonanie działań rekultywacyjnych obejmujących odcinek rzeki Bzury poniżej ulicy Wycieczkowej i kaskadę zbiorników Arturówek. Obejmują one m.in.:

- konstrukcję bio-osadnika w zbiorniku w prawobrzeżnej części doliny poniżej ulicy Wycieczkowej w celu przejmowania silnie zanieczyszczonych wód burzowych z ulicy Wycieczkowej,
- odmulenie i rekultywację koryta rzeki na odcinku od ulicy Wycieczkowej do zbiornika górnego,
- przekształcenie czaszy zbiornika górnego w system sedymentacyjno-biofiltracyjny.

Spływająca z ulicy w czasie nawalnych opadów zbyt duża ilość wód burzowych może spowodować obniżenie efektywności działania bio-osadnika, dlatego zaleca się również utworzenie systemu zbierającego nadmiar wód burzowych z ulicy i odprowadzającego je do lasu. Nadmiar tych wód ulegnie tam infiltracji oraz oczyszczeniu z zawiesiny przez spływ powierzchniowy na powierzchni porośniętej trawą.

Bio-osadnik

Zbiornik znajdujący się w prawobrzeżnej części doliny Bzury poniżej ulicy Wycieczkowej proponuje się przekształcić w bio-osadnik. Będzie on przejmował spływające z ulicy wody burzowe, wstępnie podczyszczane w osadniku wirowym zlokalizowanym przy ulicy. Akwen powinien zostać przedzielony na dwie części. Mniejsza część zbiornika (około 1/3) będzie pełniła funkcję osadnikową i zatrzymywać będzie zawiesinę mineralną w wyniku hydrodynamicznie zintensyfikowanej sedymentacji. Większa część pełnić będzie funkcję biofiltrującą. W bio-osadniku podczyszczone wody burzowe zostaną zretencjonowane i doczyszczone przy wykorzystaniu struktur geochemicznych (strefa gabionowa, zbudowana z kamieni dolomitowych i wapiennych i osłonięta od górnej wody matą kokosową, oddzielająca cześć osadnikową zbiornika od biologicznej) i biologicznych (nasadzenia roślinne). Obiekt będzie wkomponowany w otoczenie i nie będzie powodował konfliktu z wartościami przyrodniczymi i estetycznymi. Zalecane jest odmulenie dna zbiornika (warstwa o miąższości 30-40 cm) i umocnienie go ażurowymi żelbetonowymi płytami. Zostaną one ułożone na geowłókninie rozpostartej na kilkunastocentymetrowej odsączającej warstwie żwiru. Aby ułatwić

opróżnianie bio-osadnika zaleca się wykonanie budowli piętrząco-upustowej w postaci przepustu rurowego z piętrzeniem i przelewem powierzchniowym. Do systemu podczyszczającego należy także włączyć rurociąg odprowadzający wody nieznanego pochodzenia w przepuście pod ulicą Wycieczkową. Plan zagospodarowania zbiornika przedstawiony jest na rycinie 21. (Kujawa i in. 2011).

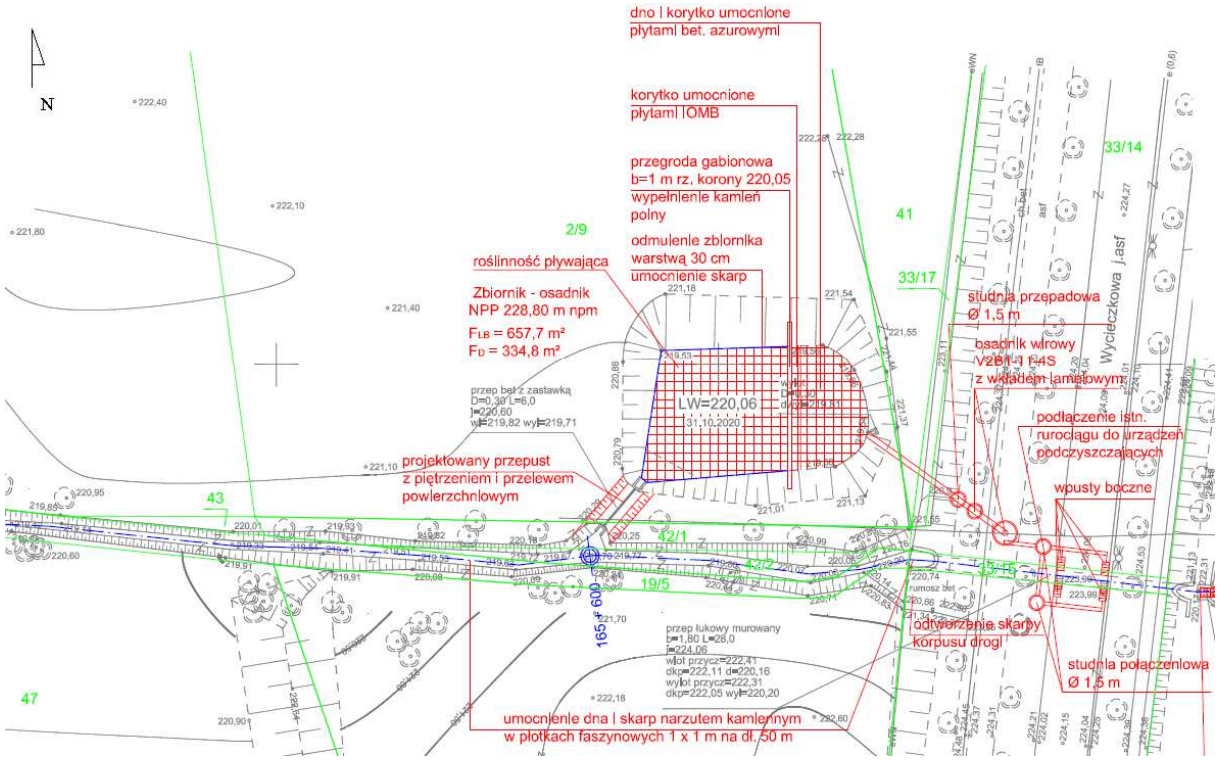
Rekultywacja koryta rzeki

Na odcinku od ulicy Wycieczkowej do zbiornika górnego zaleca się odmulenie koryta rzeki Bzury. Dodatkowo proponuje się umieścić w korycie pojedyncze kamienie (o średnicy ok. 20-30 cm) oraz konstrukcję z drewnianych bali, co spowoduje zapoczątkowanie procesu meandrowania, zróżnicowanie prędkości wody i niewielkie lokalne podpiętrzenia. Poniżej wylotu z bio-osadnika przewiduje się pogłębienie koryta umożliwiające grawitacyjne opróżnianie go, natomiast poniżej przepustu w ulicy Wycieczkowej umocnienie dna i skarp koryta kamiennym narzutem, a także odbudowanie skarpy korpusu drogowego (Kujawa i in. 2011).

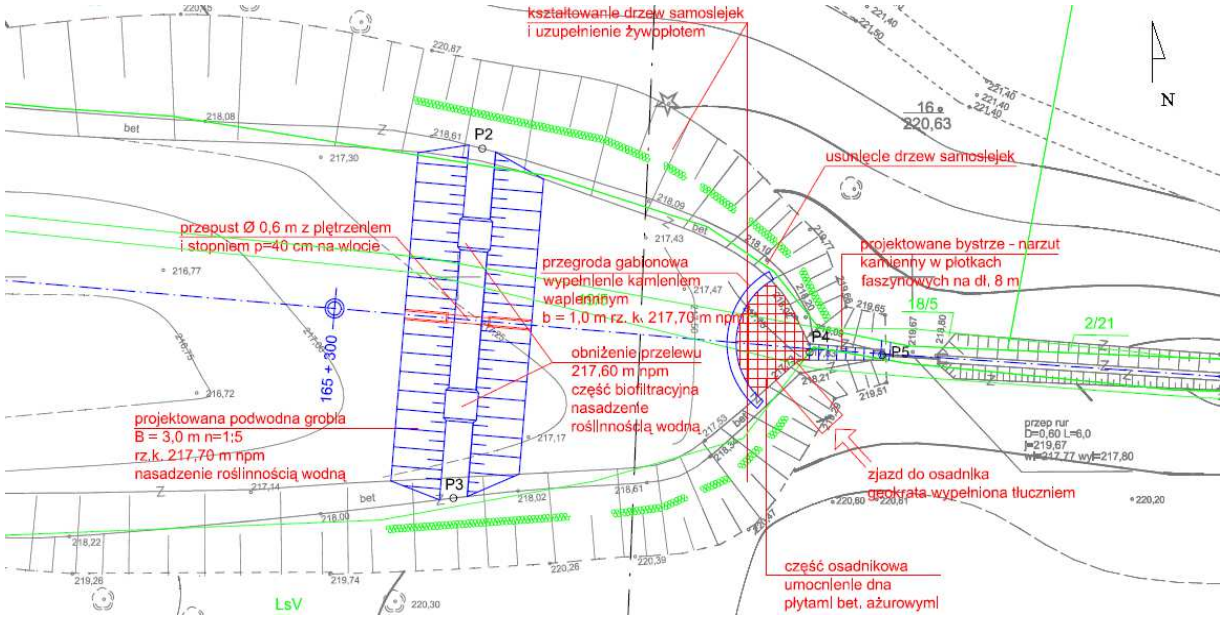
Rekultywacja zbiornika Arturówek górny

Dno całego zbiornika pomimo niewielkiej ilości substancji biogenicznych zdeponowanych w osadach należy odmulić, a w górnej części (czaszy) akwenu wydzielić strefę osadnika oraz strefę biofiltrującą – analogicznie jak w bio-osadniku. Część osadnikowa (o powierzchni około 65 m^2) powinna zostać wydzielona przegrodą wypełnioną kamieniem i osłonięta od górnej wody matą kokosową. Wskazane jest, aby przegroda sięgała 20 cm poniżej normalnego poziomu piętrzenia wody w akwenie i aby utworzono w niej luki umożliwiające migrację ryb. Dodatkowo w górnej strefie osadnika zaleca się wykonanie bystrza z kamieni. Tak jak w przypadku zbiornika przy ulicy Wycieczkowej dno osadnika powinno zostać utwardzone żelbetonowymi płytami ażurowymi położonymi na geowłókninie rozpostartej na żwirowej warstwie odsączającej. Utwardzenie dna ułatwi usuwanie namułów w części osadnikowej. Część biofiltrująca (o powierzchni 620 m^2) powinna zostać wydzielona od pozostałej części zbiornika za pomocą grobli, której korona znajdować się będzie także 20 cm poniżej normalnego poziomu piętrzenia wody. Wskazane jest również utworzenie obniżeń korony w strefach przybrzeżnych dla wymuszenia dwukierunkowego ruchu wody. Odpowiednie

ukształtowanie struktury roślinnej zwiększy sedymentację substancji zawartych w wodzie wypływającej z części osadnikowej oraz ustabilizuje osad. W celu poprawy warunków dla rozwoju nasadzonej roślinności wodnej, a także umożliwienia opróżniania namułów z części osadnikowej i biofiltrującej bez potrzeby oczyszczania całego akwenu proponuje się utworzenie w środkowej części grobli przepustu rurowego z piętrzeniem i stopniem na wylocie, co sprawi, że dno strefy oczyszczającej będzie ok. 40 cm wyżej niż dno części zbiornika poniżej grobli. Plan zagospodarowania czaszy zbiornika Arturówek górny przedstawia rycina 22. (Kujawa i in. 2011).



Ryc. 21. Schemat zagospodarowania zbiornika znajdującego się w prawobrzeżnej części doliny Bzury poniżej ulicy Wycieczkowej do przejmowania wód burzowych. (źródło: Kujawa i in. 2011)



Ryc. 22. Plan zagospodarowania czaszy zbiornika Arturówek górny.
(źródło: Kujawa i in. 2011)

V. Dyskusja

Stawy Arturówek od dawna borykają się z problemem nadmiernej eutrofizacji powodującej toksyczne zakwity sinic. Potwierdzają to coroczne badania prowadzone przez pracowników i studentów Uniwersytetu Łódzkiego (Jurczak i in. 2007, Wnuk 2010, Ulężałka 2011). Na skutek tej sytuacji jeden z największych terenów rekreacyjnych na terenie Łodzi nie może być w pełni wykorzystywany przez mieszkańców.

Wyniki prowadzonych w ubiegłych latach analiz (Wnuk 2010, Ulężałka 2011) umożliwiły zidentyfikowanie głównego źródła istniejącego problemu. Okazało się, że są nim wody burzowe spływające z ulicy Wycieczkowej. Ogromne ładunki zanieczyszczeń dostające się podczas opadów z uszczelnionej części zlewni w tym miejscu do rzeki Bzury docierają do zbiorników retencyjnych i wpływają na jakość ich wód, a także ulegają depozycji w osadach dennych, skąd następnie są uwalniane w procesach resuspensji i redystrybucji. Na skutek tego dochodzi do obniżenia odporności oraz zdolności do elastycznego reagowania stawów Arturówek.

W celu poprawy istniejącego stanu rzeczy konieczne jest zastosowanie rozwiązań z jednej strony prowadzących do uregulowania dynamiki przepływu wód, z drugiej zaś kontroli procesów biologicznych zachodzących w akwenach.

W pracy dokonana została szczegółowa ocena bilansu zanieczyszczeń dostających się wraz z wpływem wód burzowych z ulicy Wycieczkowej bezpośrednio do rzeki Bzury i zbiorników Arturówek. Wyniki wskazują jednoznacznie, iż wody burzowe są największym zagrożeniem dla stanu wód rzeki i stawów. Stanowią one podstawę do opracowania i wdrożenia rozwiązań systemowych, które umożliwią przywrócenie dobrego stanu ekologicznego zbiorników.

Warunki meteo

Pod względem ilości opadów rok 2011 był rokiem suchym. Roczna suma opadów w Łodzi wyniosła 471,73 mm, podczas gdy średnia z wielolecia dla tego miasta to 607,62 mm (dane IMGW, www.tutiempo.net). Zanotowano jedynie 139 dni z opadami deszczu oraz 36 dni z opadami śniegu, co łącznie stanowiło 175 dni w roku. Dla porównania w ostatnich kilkunastu latach dni tych było powyżej 200 (www.tutiempo.net). Wydłużone okresy pogody bezdeszczowej przełożyły się na wyższe stężenia zanieczyszczeń w wodach burzowych spływających z ulicy Wycieczkowej do rzeki Bzury.

Kim i inni (2007) przeprowadzili badania nad stężeniem zanieczyszczeń zawartych w spływie opadowym uwzględniające ilość dni poprzedzających opad. Odnotowano, iż po 6 dniach pogody bezdeszczowej spływ zawierał średnio 7,1 mg/l fosforu całkowitego oraz 13,8 mg/l azotu całkowitego, natomiast po 13 dniach pogody bezdeszczowej było to 19,5 mg/l fosforu i 20,3mg/l azotu całkowitego. Wyniki te jednoznacznie potwierdzają tezę o wpływie okresów bezopadowych na wzrost zanieczyszczeń zmywanych z powierzchni zlewni.

Parametry fizyczne

Temperatura wody na stanowiskach poboru próbek wykazywała zmienność sezonową. Jej wartości były charakterystyczne dla cieków i zbiorników strefy umiarkowanej. Także konduktywność mierzona podczas monitoringu w okresach bezdeszczowych mieściła się w zakresie odpowiadającym wodom naturalnym tej strefy (Hermanowicz i in. 1999).

Odczyn wody wykazywał zróżnicowanie w zakresie średnich wartości od 7,05 do 8,44 i nie odbiegał od norm. Najwyższe wartości tego parametru odnotowano w stawach Arturówek, co jest charakterystyczne dla zbiorników eutroficznych (Carr i Neary 2008).

Wraz z biegiem cieku można zaobserwować wzrost zawartości tlenu rozpuszczonego. Jest to wynik wydłużającego się kontaktu wody z powietrzem atmosferycznym. Najniższe wartości tego parametru odnotowano w zbiornikach UŁ i SW. W tym wypadku jest to skutek słabego doświetlenia akwenów oraz zalegania na dnie zbiorników dużej ilości liści, które ulegają rozkładowi. Niższa zawartość tlenu w Bzurze poniżej zbiornika AD była z kolei najprawdopodobniej spowodowana spadkiem intensywności procesu fotosyntezy w rzece w stosunku do zbiornika (Lampert i Sommer 1996).

Podczas silnych opadów i roztopów można było zauważyć znaczne zmiany parametrów fizycznych rzeki Bzury poniżej ulicy Wycieczkowej.

Temperatura spływu deszczowego i wód Bzury w trakcie opadu odbiegała od temperatury rzeki zmierzonej podczas monitoringu. Latem spływy charakteryzowały się wyższą, zaś w okresie jesienno-zimowym niższą temperaturą niż wody rzeczne w dniach bezopadowych. Miało to wiązek z temperaturą powietrza atmosferycznego w dniu opadu. Kilkustopniowe zmiany temperatury wody są niebezpieczne dla organizmów bytujących w wodach Bzury poniżej ulicy Wycieczkowej. Najbardziej narażone są małe organizmy zmiennocieplne.

Konduktywność wód kałuży tworzącej się na ulicy Wycieczkowej oraz wód rzecznych w czasie opadów charakteryzowała się niższymi wartościami niż wody rzeczne w czasie monitoringu. Był to wynik mniejszej ilości substancji rozpuszczonych w wodach opadowych, niż w wodach powierzchniowych. Ziułkiewicz (2002) zmierzył, iż opad atmosferyczny nad miastem w największej liczbie przypadków charakteryzuje się konduktywnością w granicach 30-45 µS/cm. Spływ powierzchniowy najprawdopodobniej jednak w pierwszej chwili opadu charakteryzuje się wyższym przewodnictwem elektrolitycznym, co ma związek ze zmywaniem zanieczyszczeń z nieprzepuszczalnej powierzchni miejskiej. Wraz z czasem trwania opadu ilość zanieczyszczeń zgromadzonych na powierzchniach zmniejsza się i tym samym spada konduktywność.

Inaczej niż w przypadku wód deszczowych prezentowały się wartości przewodnictwa wód roztopowych. Wody pochodzące z roztopów śniegu zgromadzonego przez dłuższy czas na ulicy Wycieczkowej charakteryzowały się bardzo wysokimi wartościami konduktywności. Na początku trwania roztopów dochodziły one do 5680 µS/cm i zmniejszały się, tak jak w przypadku wód opadowych, wraz z czasem topnienia śniegu (wartość przewodnictwa zmierzona pięć dni później wynosiła już 453 µS/cm). Tak wysokie wartości wynikały najprawdopodobniej z obecności w wodach roztopowych soli, którymi w okresie zimowym posypywano drogi oraz dłuższego czasu zalegania pokrywy śnieżnej. Podwyższoną konduktywność wód w czasie zimy odnotowali także Eyles i Meriano (2010). Badali oni parametry wody potoków na stanowiskach znajdujących się powyżej i poniżej ruchliwej drogi, z której odprowadzane były do koryta rzeki zasolone spływy burzowe. W punktach pomiarowych poniżej drogi uchwycono wyraźny wzrost konduktywności w stosunku do punktów znajdujących się powyżej.

Parametrami, które charakteryzowały się wyższymi wartościami w chwili trwania opadu, były także odczyn wody i zawartość tlenu rozpuszczonego. Przyczyną wzrostu pH jest najprawdopodobniej zmywanie z utwardzonych powierzchni zlewni substancji alkalizujących, natomiast wzrost nasycenia wody tlenem spowodowany był dużą powierzchnią kontaktu kropel wody z powietrzem atmosferycznym oraz turbulencje podczas spływu ścieków deszczowych do Bzury. Lapointe i Matzie (1996) zaznaczają jednak, iż wraz z napływem wód burzowych znacznie wzrasta BZT_5 (biochemiczne zapotrzebowanie tlenu). Nanoszona materia organiczna, ulegając procesom rozkładu, zmniejsza ilość tlenu w wodzie. Dlatego, mimo iż w chwili dopływu wód z ulicy Wycieczkowej odnotowywana zawartość tlenu jest wyższa, później mogą być odnotowywane spadki jego stężenia.

Parametry chemiczne

Na podstawie Rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 9 listopada 2011 roku (Dz. U. nr 257, poz. 1545) większość analizowanych parametrów jakości wód rzeki Bzury i znajdujących się na niej zbiorników zaliczono do I klasy czystości, nieliczne zaś do II.

Stanowiskami, na których stwierdzono przekroczenie obowiązujących norm w okresie bezopadowym, była rura odprowadzająca wody w przepuście pod ulicą Wycieczkową, gdzie odnotowano wysokie wartości fosforanów i fosforu całkowitego oraz stanowiska BW i BP z okresowo przekroczonymi normami dla fosforu całkowitego. Wskazywać to może, iż z rury przedostają się do rzeki np. ścieki bytowe z nieszczelnych szamb, co tym samym wpływa na pogorszenie jakości wód stanowisk znajdujących się poniżej: BW i BP. Dodatkowo podwyższona zawartość jonów amonowych w zbiorniku UŁ w porównaniu do innych stanowisk może świadczyć o znacznych wpływach antropogenicznych ze zlewni lub nasilonych procesach anaerobowych zachodzących w zbiorniku. Niższe stężenie analizowanych parametrów w zbiornikach Arturówek może z kolei wskazywać na wykorzystywanie związków przez organizmy żywe, które w płytkich i nasłonecznionych akwenach mają dobre warunki rozwoju.

Niemniej jednak największego zagrożenia dla zbiorników Arturówek nie stanowią ścieki bytowe wprowadzane do wód na obszarze zlewni, a wody burzowe i roztopowe odprowadzane do koryta Bzury bezpośrednio z ulicy Wycieczkowej.

Badania przeprowadzone w Łodzi przez Ziułkiewicza (2002) dostarczyły wielu danych, m.in. na temat chemicznych właściwości opadów przed kontaktem z podłożem. Wykazały one, że w wodach opadowych dominującymi zanieczyszczeniami były jony siarczanowe (ładunek 86,14 kg/km^2/miesiąc), amonowe (ładunek: 49,66 kg/km^2/miesiąc) oraz azotanowe (ładunek 37,67 kg/km^2/miesiąc).

Wartości zanieczyszczeń, które zawierają wody deszczowe po przejściu przez atmosferę, są jednak niewielkie w porównaniu z zanieczyszczeniami, jakie dostają się do tych wód w wyniku kontaktu z uszczelnioną powierzchnią miejską. Wody burzowe po zetknięciu z nieprzepuszczalnymi terenami nie mogą infiltrować i tym samym ulegać oczyszczeniu, więc odprowadzane są do odbiornika wraz z całym ładunkiem zanieczyszczeń, który ze sobą niosą.

Istotnym problemem dla zbiorników Arturówek są znaczne ilości związków biogenicznych dostarczane przez wody burzowe i roztopowe spływające z ulicy Wycieczkowej. Mimo iż obecność tych związków jest bardzo ważna w ekosystemach

wodnych, to jednak ich nadmiar przyspiesza znacznie eutrofizację zbiornika i powoduje wzrost biomasy fitoplanktonu. Według Aryala i in. (2008) głównym źródłem związków azotu i fosforu w ściekach opadowych są produkty erozji gleb, odpady pochodzące z gospodarstw domowych, a także środki służące do nawożenia m.in. ogrodów przydomowych. Jak podkreślają naukowcy, dzielnice rezydencjalne są jednym z głównych źródeł zanieczyszczeń wód burzowych w związki biogeniczne. Inne analizy przeprowadzone przez Waschbuscha i in. (za: Aryal 2008) pozwoliły badaczom stwierdzić, że na obszarach rezydencjalnych największe ładunki fosforu całkowitego docierają do wód w spływie powierzchniowym pochodzącym z ulic i przydrożnych trawników. Stanowią one aż 80% rocznego obciążenia wód związkami fosforu. Dorney (1986) dodatkowo zauważył, że istotne źródło związków biogenicznych stanowią opadłe liście drzew rosnących wzdłuż dróg. Podobna sytuacja występuje na ulicy Wycieczkowej, gdzie opadające liście blokują również odpływ wód burzowych do studzienki kanalizacyjnej.

W prezentowanych w pracy wynikach stężenia TN i TP w spływie z drogi wynosiły odpowiednio 5,3-9,6 mg/l oraz 0,71-2,8 mg/l. Podobne wyniki uzyskali Luo i in. (2009). Teren ich badań stanowił fragment zlewni, na której znajdowały się głównie obszary rezydencjalne oraz park. Ścieki opadowe z ulicy były podobnie jak w Arturówku odprowadzane do rzeki. Naukowcy wyliczyli, iż średnia zawartość TN w spływie powierzchniowym z drogi podczas trwania opadów wynosiła od 2,05 do 8,38 mg/l, natomiast dla TP od 0,03 do nawet 12 mg/l. W spływach burzowych z ulicy Wycieczkowej oraz wodach rzecznych w czasie opadów odnotowano kilkukrotnie wyższy udział azotu i fosforu całkowitego, a także azotanów i fosforanów w porównaniu do okresów bezopadowych, co okresowo powodowało wyraźne obniżenie jakości wody (głównie w przypadku fosforu całkowitego i fosforanów - poniżej II klasy wg Rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 9 listopada 2011 roku). Największe wartości opisywanych parametrów zmierzono jednak podczas trwania roztopów, kiedy stężenie TP przekraczało aż 12-krotnie średnią sezonową, a stężenie TN 5-krotnie. Eyles i Meriano (2010) prowadząc badania nad wpływem obecności ulicy na zatokę jeziora Ontario w Kanadzie, otrzymali zbliżone wyniki. W cieku poniżej ruchliwej drogi po wystąpieniu opadów odnotowali ok. 5-krotny wzrost stężenia TP w stosunku do okresu suchego, natomiast w czasie roztopów śniegu stężenie było wyższe ponad 10-krotnie.

Jak wykazały analizy w czasie ulewnych deszczy i roztopów widocznie wzrasta ładunek TP doprowadzany do wód przez ścieki deszczowe. Przyczyną tego jest uwalnianie w czasie topnienia śniegu cząstek organicznych i nieorganicznych gromadzonych przez

cały okres zalegania pokrywy śnieżnej lub spłukiwanie przez intensywne opady dużej ilości zawiesiny z powierzchni ziemi. Naukowcy stwierdzili korelację pomiędzy natężeniem deszczu i ładunkiem TP w spływie burzowym (Lewis i Grimm 2003). Jacobsen i in. (1994) prowadząc analizy nad składem zanieczyszczeń w spływach powierzchniowych z dróg, stwierdzili, że nawet 80% ładunku fosforu doprowadzane jest do wód powierzchniowych właśnie wraz z zawiesiną. Ahlman i in. (za: Eriksson i in. 2007) natomiast na podstawie przeprowadzonych doświadczeń zaobserwowali, że stężenie związków azotu w spływie z powierzchni miejskich (łącznie z: dróg, chodników, placów, terenów mieszkalnych i innych obszarów) jest porównywalne do stężenia w spływie powierzchniowym wyłącznie z drogi, natomiast w przypadku związków fosforu większy ich udział obserwowany był w odpływie z dróg.

Znaczne ilości fosforu dostające się do zbiorników wodnych są przyczyną powstania zakwitów sinic, gdyż to właśnie fosfor jest pierwiastkiem limitującym ich wzrost (Bednarz i in. 2002). Znaczny przyrost biomasy fitoplanktonu w miejscu napływu ścieków opadowych odnotowali Lapointe i Matzie (1996) w badaniach nad wpływem wód burzowych na wody Zatoki Florydzkiej w USA. Ilość chlorofilu *a* po ulewnych deszczach wzrosła z 2 do nawet 20 µg/l, a jego zawartość korelowała się znacząco z ilością opadów dopływających do zatoki.

Spośród oznaczanych form jonowych w spływach roztopowych z ulicy Wycieczkowej zauważalny był istotny wzrost udziału jonów chloru i sodu. Ich stężenia przekraczały ponad 100-krotnie średnie wartości sezonowe w Bzurze poniżej ulicy Wycieczkowej. Źródłem tych jonów są głównie substancje odladzające używane do posypywania dróg zimą, w których skład wchodzi m.in. chlorek sodu. Badania nad zanieczyszczeniami wód spływających z drogi w okresie zimowych prowadzili również Eyles i Meriano (2010). Teren badań znajdował się w mieście Pickering nad jeziorem Ontario w Kanadzie. Naukowcy stwierdzili, że w potokach dopływających do jeziora ilość chlorków na stanowiskach poniżej drogi, gdzie do odladzania stosowana była sól, wzrasta dziesięciokrotnie w stosunku do stanowisk znajdujących się powyżej ulicy.

Warto również wspomnieć, że najwyższe wartości zanieczyszczeń w ściekach opadowych w Arturówku odnotowywane były w próbkach zbieranych na początku trwania opadu oraz w pierwszej fali roztopów (19.02.2012r.). Wyniki te reprezentują zjawisko „first flush" opisane już we wstępie pracy.

Parametry hydrologiczne rzeki Bzury

Terenem badań jest źródliskowy obszar rzeki Bzury. W związku z tym przepływ na tym odcinku jest niewielki. Na stanowisku BP w roku 2011 w okresach bezdeszczowych wynosił on średnio 3,28 dm^3/s, natomiast na stanowisku BN 7,28 dm^3/s. Zaobserwować można jednak było gwałtowny i krótkotrwały wzrost przepływu w czasie intensywnego deszczu i w czasie roztopów śniegu. Na stanowisku BP przepływ w czasie ulewnych opadów wzrastał średnio do 16,91 dm^3/s (ponad 5-krotnie w porównaniu do okresu bezdeszczowego), a maksymalna odnotowana wartość to 48,32 dm^3/s, aż 14-krotnie przekraczająca średni przepływ w ciągu roku w dniach bezdeszczowych. Podczas roztopów śniegu przepływ Bzury był nieco niższy, łagodniejszy i wynosił średnio 6,62 dm^3/s. Tak znaczny wzrost przepływu jest skutkiem spływu wód z kaskady 17 zbiorników położonych powyżej ulicy Wycieczkowej oraz uszczelnienia zlewni wzdłuż ulicy. Wody spływając z nieprzepuszczalnych terenów posesji oraz dróg do najniższego punktu, czyli ulicy Wycieczkowej w miejscu przecięcia z korytem Bzury, przekierowywane są do studzienek kanalizacyjnych i odprowadzane do rzeki.

Wysokie przepływy są bardzo niebezpieczne dla ekosystemu Bzury i zbiorników Arturówek. Następuje wtedy silna erozja koryta Bzury, resuspensja zanieczyszczeń zgromadzonych w osadach dennych, a ponadto wraz z dużą ilością wody do zbiorników Arturówek dostają się znaczne ładunki zanieczyszczeń niesionych przez wodę. Wyliczono, że ładunek związków biogenicznych docierający do zbiornika Arturówek górny w czasie najintensywniejszych opadów wzrasta nawet 35-krotnie w przypadku TN i aż 60-krotnie w przypadku TP. Tak duże wartości parametrów powodują istotny wzrost zagrożenia zbiorników eutrofizacją.

Stężenia i źródła PCDD, PCDF i dl-PCB oraz metali ciężkich w osadach dennych

Wyniki przeprowadzonych analiz osadów dennych rzeki Bzury i zlokalizowanych na niej zbiorników wskazują na zróżnicowanie stężeń i toksyczności badanych TZO wzdłuż biegu rzeki. Zauważalna jest jednak tendencja do spadku stężenia oraz toksyczności sumy PCDD, PCDF i dl-PCB wzdłuż kaskady zbiorników Arturówek.

Według U.S. EPA do najważniejszych źródeł uwalniania TZO do środowiska wodnego należą: dopływ ścieków bytowych i deszczowych, depozycja atmosferyczna i spływ z powierzchni przemysłowych (U.S. EPA, 1994). W związku z brakiem terenów

przemysłowych na obszarze badanej zlewni, TZO dostają się tutaj do wód w wyniku depozycji atmosferycznej wraz ze ściekami deszczowymi i roztopowymi spływającymi z ulicy Wycieczkowej oraz ze ściekami bytowymi pochodzącymi z posesji zlokalizowanych w obrębie zlewni.

Pierwszym z wymienionych źródeł TZO w osadach dennych w Arturówku, które ma znaczenie głównie w okresie zimy, jest depozycja atmosferyczna (sucha i mokra). Procesy termicznego spalania są źródłem związków PCDD i PCDF (U.S. EPA, 1994). Na obszarze badań, głównie przy ulicy Wycieczkowej, Rogowskiej, Kasztelańskiej i Warszawskiej, zlokalizowane są osiedla domów jednorodzinnych, których mieszkańcy w okresie zimy korzystają z pieców opalanych węglem. Potwierdzając tezę o wyższym udziale TZO w powietrzu atmosferycznym zimą, przytoczyć można wyniki badań przeprowadzonych w Houston w USA. Correa i in. (2006) zbadali, iż zawartość PCDD i PCDF w powietrzu atmosferycznym nad miastem najwyższa była na przełomie grudnia i stycznia. Utrzymywała się jednak na wysokim poziomie do marca. Zdecydowanie najwyższym udziałem wśród wszystkich kongenerów badanych związków charakteryzował się kongener OCDD. Duże stężenia tego kongeneru oznaczono w próbkach osadów dennych pobranych w Arturówku po zimie w 2010 roku (Ulężałka 2011). Depozycja atmosferyczna TZO poza okresem zimowym jest niższa i na obszarach, gdzie nie ma zakładów przemysłowych, wynika głównie z wytwarzania spalin samochodowych (Ryan i Gullet 2000). Zanieczyszczenia deponowane na powierzchniach uszczelnionych (takich jak ulice i parkingi), dachach domów, a także liściach drzew są zmywane przez wody burzowe i doprowadzane wraz z nimi do odbiorników.

Horstmann i McLachlan (1995) przeprowadzili badania dotyczące stężenia PCDD i PCDF w spływie deszczowym na terenie miasta Bayreuth w Niemczech. Analiza próbek wykazała, iż zawartość TZO w wodzie opadowej zależy od intensywności i czasu trwania deszczu. Podczas nawalnych opadów najwyższe stężenia opisywanych substancji wystąpiły na początku trwania tego zjawiska (956 pg/l) i w końcowej fazie były już dużo niższe (155,1 pg/l). Natomiast przy opadach mniej intensywnych i długotrwałych nieznacznie wyższe stężenia odnotowano w końcowej fazie opadu (395 pg/l, gdy stężenie PCDD i PCDF na początku trwania zjawiska wynosiło 312 pg/l). Wenning i in. (1999) zbierając próbki spływów deszczowych z powierzchni uszczelnionych w Oakland (USA), odnotowali stężenia związków PCDD wynoszące od 27 do 7652 pg/l i PCDF – od 15 do 2970 pg/l. Wyniki analiz przeprowadzonych przez innych naukowców wskazują dodatkowo na udział związków dl-PCB w wodach burzowych. W próbkach zbadanych

przez Rossi'ego i in. (2004) stężenia te wahały się od 0,11 to 403 ng/l. Autorzy swoje analizy prowadzili w Szwajcarii.

Stężenia TZO w osadach dennych na stanowiskach badawczych niniejszej pracy magisterskiej wyniosły od 0,2 do 3,89 ng/kg s.m, a ich toksyczność od 0,04 do 0,91 ngTEQ/kg s.m. Najwyższą wartość odnotowano w obu przypadkach na stanowisku AG. Przestrzenny rozkład zanieczyszczeń wskazuje na spływ największej ilości TZO z ulicy Wycieczkowej. Omawiane związki chemiczne charakteryzują się dużym powinowactwem do zawiesiny organicznej, której bardzo duże ilości dostają się podczas intensywnych opadów z uszczelnionych powierzchni przez studzienki kanalizacyjne do rzeki Bzury. Wraz z nurtem rzeki transportowane są one do zbiornika Arturówek górny, gdzie zawiesina wraz z zaadsorbowanymi zanieczyszczeniami ulega sedymentacji w wyniku zmniejszenia prędkości przepływu. Potwierdzeniem tego, że spływy roztopowe i burzowe z ulicy Wycieczkowej stanowią główne źródło TZO w osadach dennych na terenie badań, są także wyniki analiz przeprowadzonych na tym samym obszarze rok wcześniej. Najwyższe stężenie TZO odnotowano na stanowisku Bzura Wycieczkowa i wyniosło ono aż 3452 ng/kg s.m. (Ulężałka 2011). Kolejnym stanowiskiem o wysokim stężeniu omawianych związków był zbiornik Arturówek górny (1344 ng/kg s.m.). Tak duże wartości wynikały głownie z terminu poboru próbek – próbki w roku 2010 pobrano wiosną po roztopach pokrywy śnieżnej, która generuje największą ilość zanieczyszczeń (Lohman i Jones 1998). Jak już wspomniano, najwyższym stężeniem wśród kongenerów dioksyn charakteryzował się wtedy kongener OCDD, którego obecność związana była najprawdopodobniej ze spalaniem węgla zimą w piecach okolicznych domów. W roku 2011, kiedy próbki osadów dennych pobrano 22 maja, kongener OCDD charakteryzował się bardzo małym udziałem wśród PCDD.

Należy także zwrócić uwagę, iż w przeciwieństwie do roku 2011, lata 2009 i 2010 były mokre (roczne sumy opadów wynosiły odpowiednio 650 i 754 mm) (www.tutiempo.net). Spowodowało to, iż TZO czasowo deponowane na powierzchni ulicy, dachów, liści itp. były sukcesywnie wymywane przez deszcz, a następnie wraz ze spływem powierzchniowym dostawały się do osadów dennych na stanowiskach poniżej ulicy Wycieczkowej zanim uległy fotodegradacji. Tłumaczyć to może podwyższone stężenia TZO w osadach dennych w próbkach z 2010 roku.

Badania dotyczące zawartości związków PCDD i PCDF w osadach dennych odbiornika spływów deszczowych przeprowadzili także Horstmann i McLachlan (1995). Naukowcy zbadali stężenie zanieczyszczeń w osadach dennych osadnika znajdującego się

przy jednej z ulic miasta Bayreuth. Była to droga o intensywności ruchu samochodowego ok. 2000 pojazdów na dobę. Stężenie związków PCDD i PCDF w tym przypadku wyniosło 1345 ng/kg s.m. W Polsce podobne badania przeprowadziła Urbaniak (2009). Dotyczyły one zawartości dioksyn i związków dioksynopodobnych w osadach dennych kaskady zbiorników retencyjnych na rzece Sokołówce w Łodzi, która jest odbiornikiem wód burzowych spływających z uszczelnionej powierzchni miasta – m.in. z ulicy Zgierskiej i alei Włókniarzy. Odnotowane wartości wynosiły od 9,10 do 10428,26 ng/kg s.m. dla PCDD, od 13,29 do 164,50 ng/kg dla PCDF oraz 40,88 do 1003,64 ng/kg s.m. dl-PCB.

Kolejnym źródłem dioksyn w osadach dennych w Arturówku mogą być ścieki bytowe odprowadzane z okolicznych domów, gdzie PCDD i PCDF pochodzą głównie z prania (kiedy używane są detergenty) oraz z kąpieli (Dudzińska 2002). Zawartość tych zanieczyszczeń w ściekach bytowych jest bardzo duża. Stwierdzenie to potwierdzają wyniki badań Moona i in. (2008), gdzie stężenia PCDD i PCDF w osadach pobranych przy wylocie z oczyszczalni ścieków w mieście Masan w Korei wynosiły od 1320 do nawet 12320 ng/kg s.m., a poziom toksyczności od 17,4 do 313 ng TEQ/kg s.m. Osady denne w sąsiedztwie dopływu ścieków bytowych charakteryzują się przewagą zawartości PCDD nad PCDF, a dominującym kongenerem jest OCDD (Dudzińska 2002, Pan i in. 2008). Na tej podstawie można stwierdzić, że dopływ ścieków bytowych nie jest dominującym źródłem zanieczyszczeń dioksynami w Arturówku. Pobrane w 2011 roku próbki osadów dennych charakteryzowały się bardzo niewielkim udziałem kongeneru OCDD. Ponadto na większości stanowisk pomiarowych wyższym udziałem charakteryzowały się związki PCDF.

Dodatkowo wyniki przeprowadzonych analiz osadów dennych wskazują na podwyższone stężenia metali ciężkich, głównie na trzech stanowiskach: BW, BPW i SW. Zauważalna jest także tendencja do wzrostu stężenia związków metali wzdłuż kaskady zbiorników Arturówek. Zawartość tych zanieczyszczeń stanowi istotny wskaźnik antropopresji w poszczególnych miejscach terenu badań (Szafran 2003, Gałka i Wiatkowski 2010).

Głównymi źródłami metali ciężkich w środowisku są przemysł i transport emitujące zanieczyszczenia do atmosfery oraz zrzuty ścieków (Węglarzy 2007). Specyfika terenu decyduje o tym, które z nich ma największy udział. Biorąc pod uwagę, iż najwyższe stężenia metali w osadach dennych wystąpiły na stanowiskach sąsiadujących z ulicą Wycieczkową można stwierdzić, że ich źródłem jest transport odbywający się drogą. Badania osadów pobranych ze stanowisk BW, BPW i SW wykazały wyjątkowo duży

udział ołowiu, miedzi, niklu, cynku oraz żelaza w porównaniu do osadów z innych stanowisk. Nie przekraczają one jednak obowiązujących norm (Rozporządzenie Ministra Środowiska w sprawie rodzajów oraz stężeń substancji, które powodują, że urobek jest zanieczyszczony, Dz. U. nr 55 poz. 498 z dnia 16 kwietnia 2002 r.). Zwiększone stężenia tych pierwiastków jedynie w bliskim sąsiedztwie ulicy Wycieczkowej są prawdopodobnie związane z osadzaniem się składników spalin samochodowych na powierzchni liści drzew rosnących wzdłuż drogi. Następnie zanieczyszczenia te dostają się do wód powierzchniowych i osadów dennych wraz z opadem podkoronowym.

Wzrost stężeń metali ciężkich wzdłuż kaskady zbiorników Arturówek może być skutkiem transportu hydraulicznego tych związków i ich depozycji na końcu systemu. Poziom wody i natężenie przepływu w zbiornikach podlega wahaniom, które związane są z intensywnymi opadami deszczu. W wyniku tego często dochodzi do wymywania zanieczyszczeń z osadów dennych zbiorników położonych w górnej części kaskady (Sapozhnikova i in. 2005).

Stwierdzone koncentracje metali ciężkich można uznać za małe w porównaniu z danymi uzyskanymi przez innych badaczy na terenach miejskich. Skwierawski i Sidoruk (2011) pobierając próbki osadu ze zbiornika Płociduga w Olsztynie odnotowali bardzo duże stężenia ołowiu (384 mg/kg s.m.), cynku (982 mg/kg s.m.) i chromu (73,7 mg/kg s.m.). Tak wysoki udział tych zanieczyszczeń jest skutkiem zagospodarowania zlewni zbiornika. Większą jej część zajmowały tereny z zabudową mieszkaniową i przemysłową. Zlewnię zbiorników Arturówek i źródłowego odcinka rzeki Bzury porastają głównie lasy, co zdecydowanie ogranicza dopływ zanieczyszczeń. Głównym źródłem metali ciężkich jest w tym przypadku spływ wód burzowych i roztopowych z ulicy Wycieczkowej. To jak duże znaczenie mają spływy z dróg nawet o niewielkim natężeniu ruchu we wnoszeniu ładunku zanieczyszczeń metalami do środowiska pokazują wyniki analiz przeprowadzonych w Australii. Davis i Birch (2010) zbadali zawartości metali ciężkich w spływie deszczowym z jednej z lokalnych ulic w Sydney. Wartości otrzymane dla ołowiu wyniosły od 0,07 do 0,31 mg/l, dla miedzi od 0,004 do 0,14 mg/l, a dla cynku od 0,014 do 0,30 mg/l, co pozwoliło uznać spływ powierzchniowy z ulicy jako główne źródło zanieczyszczeń ekosystemu metalami ciężkimi.

Zastosowanie rozwiązań z zakresu biotechnologii ekohydrologicznych

Z uwagi na wysokie stężenia zanieczyszczeń wnoszonych wraz z wodami burzowymi i roztopowymi z ulicy Wycieczkowej do rzeki Bzury (a następnie do zbiorników Arturówek) niezbędna jest zmiana sposobu postępowania z tymi wodami na obszarze zlewni.

Nowoczesne systemy zagospodarowania spływów deszczowych w mieście bazują na naturalnych procesach i charakteryzują się znacznie mniejszą interwencją w obieg hydrologiczny niż stosowane dawniej systemy inżynieryjne. Głównym ich zadaniem jest spowolnienie szybkiego spływu powierzchniowego i zatrzymanie opadu na obszarze, na który spadł, co zapobiega podtopieniom i rozprzestrzenianiu się zanieczyszczeń. W Arturówku jest to możliwe przez odprowadzenie części wód spływających z ulicy Wycieczkowej na teren lasu, gdzie ulegną one w sposób naturalny retencji i infiltracji. Niestety nie jest możliwe miejscowe zagospodarowanie całej ilości opadu, dlatego istnieje potrzeba zastosowania wysokowydajnych systemów oczyszczających ścieki burzowe zanim trafią one do odbiornika.

Jednym z najefektywniejszych sposobów oczyszczania wód deszczowych jest zastosowanie naturalnej zdolności roślin do pobierania, gromadzenia, bądź degradacji zanieczyszczeń znajdujących się w wodzie. Ponadto udział w doczyszczaniu wód bierze również podłoże, na którym znajduje się roślinność oraz mikroorganizmy bytujące w systemie korzeniowym. Według Collinsa i in. (2010) najwyższą skutecznością w usuwaniu zanieczyszczeń ze ścieków burzowych charakteryzują się tereny podmokłe (takie jak oczyszczalnie hydrobotaniczne) i systemy bioretencyjne.

Carleton i in. (2001) na podstawie analiz danych stwierdzili, że oczyszczalnie hydrobotaniczne są wstanie usunąć do 46% TN i do 87% TP. Badania wykazały, że systemy te charakteryzują się również wysokimi wskaźnikami redukcji zawiesiny oraz metali ciężkich, takich jak kadm czy ołów. Na wysoką wydajność oczyszczalni hydrofitowych zwraca także uwagę Jóźwiakowski (za: Bugajski 2006), który analizował redukcję zawiesiny, TN i TP oraz potasu. Natomiast Bratieres i in. (2008) prowadząc badania nad wydajnością biofiltrów (złóż biologicznych), stwierdził, iż przy optymalnej budowie (wielkości co najmniej 2% powierzchni zlewni, piaszczysto-gliniastym podłożu i obsadzeniu turzycą) są one w stanie usunąć średnio 55% TN, 85% TP i aż 97% zawiesiny zawartej w spływach burzowych. Inne badania wykazały, że w systemach bioretencyjnych

zredukowane może zostać ok 54% TN (Collins i in. 2010) oraz ok. 70% TP (Hurley i Forman 2011).

Wymienione struktury semi-naturalne zastosowane do oczyszczalnia wód burzowych bardzo dobrze spełniają swoją rolę, jednak wymagają znacznej powierzchni inwestycji. Dlatego w Arturówku wyzwaniem stało się stworzenie systemu o wysokiej wydajności, a przy tym zachowującego optymalne rozmiary tak, aby nie powodował konfliktu z wartościami przyrodniczymi i rekreacyjnymi stanowiącymi istotny element w obszarze działania. Ważne jest także, aby usuwał przy tym wszystkie rodzaje zanieczyszczeń. Duże możliwości stwarza tutaj harmonizacja rozwiązań ekologicznych z innowacjami w dziedzinie nauk chemicznych i biologicznych, dla zwiększenia wydajności procesów biogeochemicznych. Zastosowanie tych rozwiązań umożliwia konstrukcja sekwencyjnego systemu sedymentacyjno-biofiltacyjnego (którego budowa została już omówiona w poprzednim rozdziale). Na uwagę zasługuje fakt, że system ten umożliwia adaptację istniejących zbiorników w systemy biofiltrów/wetlandów bez potrzeby tworzenia nowej infrastruktury. Jego konstrukcja pozwoli zaś na intensyfikację procesów oczyszczania.

Wyodrębnienie stref o odmiennym zagospodarowaniu pozwoli na stworzenie warunków odpowiednich do redukcji wielu rodzajów zanieczyszczeń. W wyniku sedymentacji zawiesiny zawartej w spływach burzowych i roztopowych ograniczona zostanie zawartość m.in. węglowodorów, metali ciężkich i ortofosforanów, a wysokie stężenia związków azotu i fosforu zostaną zmniejszone w procesach biogeochemicznych. Oczekiwane efekty przyniosą również nasadzenia roślinności oraz maty stabilizujące osad, ograniczając przy tym uwalnianie ładunku wewnętrznego do zbiorników.

Efektem funkcjonowania systemu sedymentacyjno-biofiltracyjnego będzie nie tylko oczyszczenie wód opadowych, ale przede wszystkim poprawa jakości wód w zbiornikach Arturówek, co umożliwi dalsze wykorzystywanie akwenów w celach rekreacyjnych.

VI. Wnioski

1. Wyloty wód opadowych i roztopowych kierujące wody z ulicy Wycieczkowej bezpośrednio do rzeki Bzury powyżej zbiornika Arturówek górny są jednym z głównych źródeł zasilania zbiorników w wody, a tym samym stanowią poważne źródło zanieczyszczeń przyczyniających się do okresowego pojawiania się w nich zakwitów sinic;

2. Maksymalne zidentyfikowane stężenia TN i TP w wodach burzowych wynosiły odpowiednio 8,4 mg/l i 1,2 mg/l, a w wodach roztopowych 9,6 mg/l i 2,8 mg/l i były odpowiednio 4,5-krotnie i 6-krotnie oraz 5-krotnie i 14-krotnie wyższe od maksymalnych stężeń tych substancji w rzece Bzura;

3. Badania potwierdziły występowanie efektu „first flush" na stanowisku zlokalizowanym przy ulicy Wycieczkowej charakteryzującego się wzrostem zanieczyszczeń w pierwszej fazie roztopów śnieżnych (znaczny wzrost konduktywności do 5680 µS/cm) oraz opadów deszczu (wysokie stężenia TN i TP wód opadowych dopływających do rzeki Bzura utrzymywały się przez okres pierwszych 25 min).

4. W osadach dennych zbiorników Arturówek oraz rzeki Bzura nie stwierdzono ponadnormatywnych stężeń substancji biogenicznych ani metali ciężkich.

5. Zawartość dioksyn w osadach dennych charakteryzuje się sezonowością i zauważalna jest tendencja do spadku ich stężenia oraz toksyczności wzdłuż kaskady zbiorników.

Streszczenie pracy magisterskiej

Zastosowanie ekohydrologii dla redukcji zagrożenia zanieczyszczeniami wód burzowych w aglomeracjach miejskich na przykładzie zbiorników Arturówek

Application of Ecohydrology to reduce stormwater pollution in urban areas in an exemplary Arturówek reservoirs

Następujące w wyniku urbanizacji zwiększanie udziału powierzchni uszczelnionych powoduje, że wody opadowe nie mogą infiltrować do gruntu i znacznie zwiększa się udział spływu powierzchniowego. Prowadzi to do przeciążenia odbiorników wód burzowych oraz lokalnych powodzi. Ponadto wody opadowe spływające po uszczelnionym terenie zbierają duże ładunki zanieczyszczeń. Trafiając do wód powierzchniowych, powodują ich zanieczyszczenie oraz degradację siedlisk. W przypadku zbiorników wodnych istotnym problemem jest przyspieszenie procesu eutrofizacji, czyli wzrostu żyzności wywołanego dopływem substancji biogenicznych w ściekach burzowych. Przeżyźnienie akwenów często prowadzi do masowego rozwoju glonów, określanego mianem „zakwitów", co uniemożliwia wykorzystanie stawów w celach rekreacyjnych przez mieszkańców miasta.

Celem pracy było określenie dynamiki zanieczyszczeń wód burzowych i roztopowych spływających z ulicy Wycieczkowej do rzeki Bzury oraz wskazanie poziomu ich zagrożenia dla ekosystemów wodnych, weryfikując hipotezę dotyczącą szkodliwego wpływu ścieków burzowych.

Badania do niniejszej pracy magisterskiej były realizowane od 9 stycznia do 10 listopada 2011 roku oraz dodatkowo w dniach 19 i 24 lutego 2012 roku. Podczas wyjazdów monitoringowych odbywały się one na dziesięciu stanowiskach zlokalizowanych na obszarze źródliskowym rzeki Bzury w północno-wschodniej części Łodzi, natomiast podczas intensywnych opadów deszczu i topnienia śniegu - na dwóch stanowiskach (na ulicy Wycieczkowej oraz rzece Bzurze poniżej ulicy Wycieczkowej).

Uzyskane wyniki wskazują, że wyloty wód opadowych i roztopowych odprowadzające wody z ulicy bezpośrednio do rzeki Bzury stanowią poważne źródło zanieczyszczeń przyczyniających się do okresowego pojawiania się zakwitów sinic w zbiornikach Arturówek. Największa ilość szkodliwych związków chemicznych dostaje się do rzeki w pierwszej fazie roztopów, lecz wartości parametrów zmierzonych w spływach deszczowych również kilkukrotnie przekraczały średnią sezonową. W celu redukcji zagrożenia wodami burzowymi i roztopowymi, które dostają się do rzeki Bzury i stawów Arturówek z uszczelnionych powierzchni miejskich, w pracy zaproponowane zostały rozwiązania systemowe na bazie wzajemnego kształtowania procesów hydrologicznych i biologicznych.

Bibliografia

Aryal R., Vigneswaran S., KandasamyJ,, Naidu R. 2010. *Urban stormwater quality and treatment*. Korean Journal of Chemical Engineering, 27 (5), 1343-1359

Atlas miasta Łodzi. 2002. Łódzkie Towarzystwo Naukowe, Łódź

Bajkiewicz-Grabowska E., Mikulski Z. 2006. *Hydrologia ogólna.* Wyd. Naukowe PWN

Bald K., Krakowska E., Karski K. 1999. *Program rewitalizacji doliny rzeki Bzury.* Zarząd Miasta Zgierza, Zgierz

Baścik M., Pociask-Karteczka J. 2006. *Elementy bilansu wodnego*. [w:] *Zlewnia. Właściwości i procesy*, Pociask-Karteczka J. (red.). Wydawnictwo Uniwersytetu Jagiellońskiego, Kraków, 251-252

Bednarz T., Starzecka A., Mazurkiewicz-Boroń G. 2002. *Procesy mikrobiologiczne towarzyszące glonowym i sinicowym zakwitom wody*. Wiadomości Botaniczne 46, 46-55

Bogacz-Rygas M. 2008. *Aspekty ekologiczne i techniczne stosowania nowych rozwiązań Wavin do odprowadzania i zagospodarowania wód opadowych* [w:] *Problemy zagospodarowania wód opadowych*, Łomotowski J. (red.). Seidel-Przywecki Sp. z o. o., Wrocław, 291-298

Bonisławski R. 2010. *Rzeki Bzura i Łagiewniczanka* [w:] *Z biegiem łódzkich rzek.* Urząd Miasta Łodzi, Wydział Gospodarki Komunalnej, Łódź

Bratieres K., Fletcher T.D., Deletic A., Zinger Y. 2008. *Nutrient and sediment removal by stormwater biofilters: A large-scale design optimisation study*. Water research 42, 3930 – 3940

Breil P., Marsalek J., Wagner I., Dogse P. 2008. *Impact of global processes on water resources in cities.* [w:] *Aquatic habitats in sustainable urban water management, science, policy and practice,* Wagner I., Marsalek J., Breil P. (red.). UNESCO Publishing / Taylor & Francis group, Paris / London, 1-2

Bugajski P. 2006. *Hydrobotaniczne (hydrofitowe) oczyszczanie ścieków*. III Konferencja Naukowo-Techniczna „Błękitny San"

Buranen M. 2010. *Philadelphia. Going green to manage stormwater*. Stormwater, 11 (1), 12-23

Carleton J.N., Grizzard T.J., Godrej A.N., Post H.E. 2001. *Factors affecting the performance od stormwater treatment wetlands*. Water Resources 35, No. 6, 1552–1562

Carr G.M., Neary J.P. 2008. *Water Quality for Ecosystem and Human Health.* 2nd Edition. UN GEMS, Canada

Collins K.A., Lawrence T.J., Stander E.K., Jontos R.J., Kaushal S.S., Newcomer T.A., Grimm N.B., Ekberg M.L. 2010. *Opportunities and challenges for managing nitrogen in urban stormwater: A review and synthesis.* Ecological Engineering 36, ss. 1507–1519

Correa O., Raun L., Rifai H., Suarez M., Holsen T., Koenig L., 2006. *Depositional flux of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and polychlorinated dibenzofurans in an urban setting*. Chemsphere 64, 1550-1561

Czerwińska J. 2004. *Zbiorniki wodne Łodzi i okolic oraz ich rola w życiu miasta*. [w:] *Zróżnicowanie warunków życia ludności w mieście*, Jażdżewska I. (red.). Wydawnictwo Uniwersytetu Łódzkiego, Łódź, 313-320

Davis B., Birch G. 2010. *Comparison of heavy metal loads in stormwater runoff from major and minor urban roads using pollutant yield rating curves.* Environmental Pollution 158, 2541-2545

Day E., Braioni G., Tezer A. 2008. *Integrating aquatic habitat management into urban planning*. [w:] *Aquatic Habitats in Sustainable Urban Water Management: Science, Policy and Practice*, Wagner I., Marsalek J., Breil P. (red.) UNESCO Publishing / Taylor & Francis group, Paris / London, 107-127

Dorney J.R. 1986. *Leachable and total phosphorous in urban street tree leaves*. Water, air and soil pollution 28, ss. 439-443

Dudzińska M.R. 2002. *Polichlorowane dibenzo-p-dioksyny (PCDDs) i dibenzofurany (PCDFs) w ściekach bytowo-gospodarczych i osadach pościelowych.* Chemia i Inżynieria Ekologiczna, Vol. 9, nr 8, 841-852

Engstrom A. M. 2004. *Characterizing Water Quality of Urban Stormwater Runoff: Interactions of Heavy Metals and Solids in Seattle Residential Catchments.* Praca dyplomowa wykonana w Katedrze Inżynierii Środowiska Uniwersytetu Washington, Washington

Eriksson E., Baun A., Scholes L., Ledin A., Ahlman S., Revitt M., Noutsopoulos C., Mikkelsen P.S. 2007. *Selected stormwater priority pollutants - a European perspective.* Science of the Total Environment 383, 41–51

Eyles N., Meriano M. 2010. *Road-impacted sediment and water in a Lake Ontario watershed and lagoon, City of Pickering, Ontario, Canada: An example of urban basin analysis*. Sedimentary Geology, 224, 15–28

Fidala-Szope M. 1997. *Ochrona wód powierzchniowych przed zrzutami ścieków opadowych z kanalizacji deszczowej i pół-rozdzielczej*. Instytut Ochrony Środowiska, Warszawa

Gałka B., Wiatkowski M. 2010. *Metale ciężenie w wodzie i osadach dennych małego zbiornika wodnego Psurów.* Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych, 42, IOŚ, Warszawa, 225-232

Głodek J. 1985. *Jeziora zaporowe świata*. PWN, Warszawa

Helman-Grubba M., Szulczewski A. 2006. *Skład i podczyszczanie miejskich ścieków opadowych a norma drogowa – efektywność wybranych rozwiązań technologicznych w świetle doświadczeń labolat oryjnych* [w:] *Odwodnienie dróg i ulic a ekologie - prawo, projektowanie, wykonawstwo*, Żurowska J. (red.). Stowarzyszenie Inżynierów i Techników Komunikacji, Kraków, 69-89

Hermanowicz W., Dojlido J., Dożańska W., Koziorowski B., Zerbe J. 1999. *Fizycznochemiczne badanie wody i ścieków.* Arkady, Warszawa

Hill K. 2009. *Urban Design and UrbanWater Ecosystems.* [w:] *Water environment of cities*, Baker L. A. (red.). Springer, New York, 141-170

Horstmann M., McLachlan M. 1995. *Concentrations of polychlorinated dibenzo-pdioxins (PCDD) and dibenzofurans (PCDF) in urban runoff and household wastewater*. Chemosphere 31, 2887-2896

http:// www.tutiempo.net

http://zumi.pl

Hurley S.E., Forman R.T. 2011. *Stormwater ponds and biofilters for large urban sites: Modeled arrangements that achieve the phosphorus reduction target for Boston's Charles River, USA.* Ecological Engineering 37, 850–863

Jacobsen T., Johansen N.B., Yousef Y.A. 1994. *Treatment systems for urban and highway run-off in Denmark.* Science of the Total Environment Vol. 146–147, ss. 499-506

Jones K. C., Voogt P. 1999. *Persistent organic pollutants (POPs): state of the science*. Environmental Pollution, 100, 209-221

Jurczak T., Szczepańska A., Izydorczyk K., Zalewski M. 2007. *Możliwość zastosowania ekohydrologii w celu redukcji zakwitów sinicowych w zbiornikach wodnych na terenie*

miasta Łodzi. [w:] *Bory Tucholskie i inne obszary leśne. Ochrona, monitoring edukacja.* Gwoździński K. (red.). UŁ, Łódź.

Jurczak T., Wagner I., Zalewski M. (red.). 2012. *Ekohydrologiczna rekultywacja zbiorników rekreacyjnych „Arturówek" (Łódź) jako modelowe podejście do rekultywacji zbiorników miejskich (EH-REK). Analiza zagrożeń i szans.* Katedra Ekologii Stosowanej, Wydział Biologii i Ochrony Środowiska UŁ, Łódź

Kabziński A. K. M. 2005. *Toksyczne zakwity sinicowe – podstawy ekologii sinic.* Bioskop 01/05, 6-13

Kajak Z. 1998a. *Hydrobiologia – Limnologia*. PWN, Warszawa

Kajak Z. 1998b. *Eutrofizacja jezior*. PWN, Warszawa

Kaleta J. 2007. *Niebezpieczne zanieczyszczenia organiczne w środowisku wodnym*. Zeszyty Naukowe, Południowo-Wschodni Oddział Polskiego Towarzystwa Inżynierii Ekologicznej z siedzibą w Rzeszowie, Polskie Towarzystwo Gleboznawcze, Oddział w Rzeszowie, Zeszyt 9, 31-40

Kawecka B., Eloranta P.V. 1994. *Zarys ekologii glonów wód słodkich i środowisk lądowych.* PWN, Warszawa

Kim G., Yura J., Kim J. 2007. *Diffuse pollution loading from urban stormwater runoff in Daejeon city, Korea*. Journal of Environmental Management 85, 9-16

Kocemba A. 2008. *Walory przyrodniczo – rekreacyjne stawów „Arturówek"*. Praca licencjacka wykonana w Zakładzie Hydrologii i Gospodarki Wodnej Uniwersytetu Łódzkiego, Łódź

Kozłowska E., 2008. *Proekologiczne gospodarowanie wodą opadową w aspekcie architektury krajobrazu.* Wydawnictwo Uniwersytetu Przyrodniczego we Wrocławiu, Wrocław

Królikowski A. 2008. *Skład wód opadowych i jego wpływ na sposób ich podczyszczania.* [w:] *Infraeko 2008. I ogólnopolska konferencja naukowo – techniczna pod patronatem Komitetu Inżynierii Środowiska Pilskiej Akademii Nauk. Infrastruktura komunalna a rozwój zrównoważony terenów zurbanizowanych*, Dziopak J., Słyś D., Stec A., Nalaskowski J. (red.). Rzeszów - Paczółtowice, 107-112

Kujawa I., Kujawa M., Zalewski M., Jurczak T., Izydorczyk K., Frątczak W. 2011. *Ekohydrologiczna rekultywacja zbiorników rekreacyjnych „Arturówek" (Łódź) jako modelowe podejście do rekultywacji zbiorników miejskich. Koncepcja programowo-przestrzenna*. Biuro inżynierii wodnej, środowiska i melioracji AQUA Projekt, Łódź

Lampert W., Sommer U. 1996. *Ekologia wód śródlądowych.* PWN, Warszawa

Lapointe B.E., Matzie W.E. 1996. *Effects of Stormwater Nutrient Discharges on Eutrophication Processes in Nearshore Waters of the Florida Keys.* Estuaries Vol. 19, No. 2B, 422-435

Lewis D.B., Grimm N.B. 2003. *Mechanisms of nutrient export in storm water runoff from catchments. EGS - AGU - EUG Joint Assembly, Abstracts from the meeting held in Nice, France, 6 - 11 April 2003*

Lohman R., Jones K.C. 1998. *Dioxins and furans in air and depositions: A review of levels, behavior and processes*. Sci. Total Environ. 219, 53-81

Luo H., Luo L., Huang G., Liu P., Li J., Hu S., Wang F., Xu R. 2009. *Total pollution effect of urban surface runoff*. Xiaoxue Journal of Environmental Sciences 21, 1186–1193

Małecki Z. 2009. *Wpływ zbiornika zaporowego Pokrzywnica na mikroklimat w zlewni Pokrzywnicy, prawobrzeżnym dopływie Prosny*. Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych nr 39, 103-114

Marsalek J., Jiménez-Cisneros B.E., Malmquist P.-A., Karamouz M., Goldenfum J., Chocat B. 2006. *Urban water cycle processes and interactions*. UNESCO, Paris

Marsalek J., Rousseau D., Van den Steen P., Bourgues S., Francey M. 2008. *Ecosensitive approaches to managing urban aquatic habitats and their integration with urban infrastructure.* [w:] *Aquatic habitats in sustainable urban water management, science, policy and practice,* Wagner I., Marsalek J., Breil P. (red.). UNESCO Publishing / Taylor & Francis group, Paris / London, 43-69

Moon H.B., Yoon S.P., Jing R.H., Choi M. 2008. *Wastewater treatment plants (WWTP) as a source of sediment contamination by toxic organic pollutants and fecal sterols in a semi-enclosed bay in Korea*. Chemosphere 73, 880-889

Nebaeus M. 1984. *Algal-water blooms under ice-cover*. Limnology, 22, 719-724

Osmulska-Mróz B. 1992. *Prognozowanie i ochrona jakości wód powierzchniowych na terenach miejskich*. Instytut Ochrony Środowiska, Warszawa

Pan J., Yang Y.L., Chen D.Z., Xu Q., Tang H., Li Y., Nie L.M., Jiang K., Xi D.L. 2008. *Distribution characteristics and source analysis of dioxins In sediments and mussels from Qingdao coastal sea*. Chemosphere 70, 1699-1706

Projekt generalny odprowadzania wód opadowych z północnych i zachodnich terenów miasta Łodzi. 2001. Urząd Miasta Łodzi – Wydział Gospodarki Komunalnej. Firma projektowa „MW PROJEKT" Sp. Zoo, Łódź

Projekt generalny rzeki Bzury. 2003. Urząd Miasta Łodzi – Wydział Gospodarki Komunalnej, Łódź

Rossi L., De Alencastro L., Kupper T.H., Tarradellas J. 2004. *Urban stormwater contamination by polychlorinated biphenyls (PCBs) and its importance for Urban water system in Switzerland*. Sci. Total Environ. 322, 179-189

Rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 9 listopada 2011 roku w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych, Dz. U. nr 257, poz. 1545

Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 16 kwietnia 2002 r. w sprawie rodzajów oraz stężeń substancji, które powodują, że urobek jest zanieczyszczony, Dz. U. nr 55 poz. 498

Ryan J.V., Gullet B.K., 2000. *On-road emission sampling of a heavy-duty diesel vehicle for polychlorinated dibenzo-p-dioxins and polychlorinated dibenzofurans*. Environ. Sci. Technol. 34, 4483-4489

Sapozhnikova Y., Zubcov E., Zubcov N., Schlenk D. 2005. *Occurrence of pesticides, polychlorinated biphenyls (PCBs), and heavy metals in sediments from the Dniestr River, Moldov*a. Arch. Environ. Contamin. Toxicol. 49, 439-488

Skwierawski A., Sidoruk M. 2011. *Zawartość metali ciężkich w profilach osadów dennych antropogenicznie przekształconego zbiornika Płociduga w Olsztynie*. Proceedings of ECOpole Vol. 5, No. 1, 309-315

Słyś D. 2008. Retencja *i infiltracja wód deszczowych.* Oficyna wydawnicza Politechniki Rzeszowskiej, Rzeszów

Sylvester J. R. 1972. *Possible effects of thermal effluents on fish: A review*. Environmental Pollution, 3 (3), 205–215

Szafran K. 2003. *Metale ciężkie w osadach dennych trzech płytkich jezior łęczyńskowłodawskich*. Acta Agrophysica 1(2), 329–337

Tarczyńska M., Osiecka R., Katek R., Błaszczyk A., Zalewski M. 1997. *Przyczyny i konsekwencje powstawania toksycznych zakwitów sinicowych w zbiornikach.* [w:] *Zastosowanie biotechnologii ekosystemalnych do poprawy jakosci wód*. Zalewski M., Wisniowiecki J.R. (red.). Zeszyty Naukowe Komitetu „Człowiek i Srodowisko", 18, 51-72

Trawczyńska A., Tołoczko W., Niewiadomski A. 2009. *Zawartość pierwiastków śladowych w wodach górnej Bzury*. Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych, 40, 491-496

Tuhkanen T. 2008. *Human health and safety related to urban aquatic habitats*. [w:] *Aquatic habitats in sustainable urban water management, science, policy and practice*, Wagner I., Marsalek J., Breil P. (red.). UNESCO Publishing / Taylor & Francis group, Paris / London, 129-145

Twarowski R., Gendolla T., Liana E., Wostek K. 2006. *Chemizm opadów atmosferycznych i depozycji zanieczyszczeń do podłoża na obszarach oddziaływania aglomeracji łódzkiej*. [w:] *Stan i antropogeniczne zmiany jakości wód w Polsce, t. IV,* Burchard J., Ziułkiewicz M. (red.). Wydawnictwo Uniwersytetu Łódzkiego, Łódź, 15-44

U.S. EPA METHOD 1613, 1994. *Tetra- through octa-chlorinated dioxins and furans by isotope dilution HRGC/HRMS*. Washington D.C.

Ulężałka S. 2011. *Analiza zagrożeń jakości wód rzeki Bzury i zbiorników Arturówek dla ekohydrologicznej ich rekultywacji*. Praca magisterska wykonana w Katedrze Ekologii Stosowanej Uniwersytetu Łódzkiego, Łódź

Urbaniak M. 2007. *Polychlorinated biphenyls: sources, distribution and transformation in the environment – a literature review*. Acta Toxicologica, 15 (2), 83–93

Urbaniak M. 2009. *Analiza porównawcza zawartości dioksyn i związków dioksynopodobnych w zbiornikach zaporowych o różnych formach antropopresji*. Praca doktorska wykonana w Katedrze Ekologii Stosowanej Uniwersytetu Łódzkiego, Międzynarodowym Instytucie Polskiej Akademii Nauk, Europejskim Regionalnym Centrum Ekohydrologii pod auspicjami UNESCO, Instytucie Medycyny Pracy im. dr J. Nofera, Łódź

Urząd Wojewódzki w Łodzi. 17.04.1996. Pozwolenie wodno prawne

Wagner I., Zalewski M. 2008. *Ekohydrologia terenów zurbanizowanych – woda i zrównoważony rozwój w mieście przyszłości*. Ekopartner, 204 (10): 14-15

Wagner I., Zalewski M. 2009. *Potrzeby i możliwości wprowadzenia opłat za wody opadowe w Łodzi*. Łódź

Walstad D. 2007. *Rośliny w akwarium. Ekologia roślin wodnych dla akwarystów*. Oriol, Kórnik

Wang T., Lu Y., Zhang H., Shi Y. 2005. *Contamination of persistent organic pollutants (POPs) and relevant management in China*. Environment International, 31: 813 – 821

Welty C. 2009. *The UrbanWater Budget*. [w:] *Water environment of cities,* Baker L. A. (red.). Springer, New York, 17-28

Wenning R.J., Mathur D.B., Paustenbach D.J., Stephenson M.J., Folwarkow S., Luksemburg W.J. 1999. Polychlorinated Dibenzo-p-Dioxins and Dibenzofurans in

storm water outfalls adjacent to urban areas and petroleum rafineries in San Francisco Bay, California. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 37, 290-301

Węglarzy K. 2007. *Metale ciężkie – źródła zanieczyszczeń i wpływ na środowisko.* Wiad. Zootech. 45 (3), 31–38

Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA) oraz polichlorowane bifenyle (PCB). 2007. Publikacja Wydziału Chemii Uniwersytetu Gdańskiego, Gdańsk

Wnuk A. 2010. *Ocena stanu jakości wód zbiorników „Arturówek" oraz źródłowego odcinka rzeki Bzury w aspekcie ekohydrologicznej ich rekultywacji*. Praca magisterska wykonana w Katedrze Ekologii Stosowanej Uniwersytetu Łódzkiego, Łódź

Wojtkowska M., Niesiobędzka K., Krajewska E. 2005. *Metale ciężkie w wodzie i osadach dennych Jeziora Czerniakowskiego*. [w:] *Obieg pierwiastków w przyrodzie*, Gworek B. (red.). Instytut Ochrony Środowiska, Warszawa, 194–197

Zalewski M., Harper D.M., Demars B., Jolánkai G., Crosa G., Janauer G.A., Pacini A. 2008. *Linking Biological and Physical Processes at the River Basin Scale: the Origins, Scientific Background and Scope of Ecohydrology.* [w:] *Ecohydrology: processes, models and case studies: an approach to the sustainable management of water resources.* Harper D., Zalewski M., Pacini N. (red.). CABI, London

Zalewski M., Janauer G. A., Jolánkai G. 1997. *Ecohydrology*. *A new paradigm for the sustainable use of aquatic resource.* International Hydrological Programme, UNESCO, Paris

Zalewski M., Wagner I. 2008. *Ecohydrology of urban aquatic ecosystems for healthy cities.* [w:] *Aquatic habitats in sustainable urban water management, science, policy and practice,* Wagner I., Marsalek J., Breil P. (red.). UNESCO Publishing / Taylor & Francis group, Paris / London, 95-106

Zawilski M., Turkowski S. 2008. *Efekty opadów nawalnych w Łodzi*. Wodociągi – Kanalizacja, 50 (4), 56-57

Ziułkiewicz M. 2002. *Chemizm wód opadowych na obszarze aglomeracji łódzkiej*. [w:] *Stan i antropogeniczne zmiany jakości wód w Polsce, tom II*. Burchard J. (red.). Wydawnictwo Uniwersytetu Łódzkiego, Łódź