

INTERDYSCYPLINARNE ZAGADNIENIA W INŻYNIERII I OCHRONIE ŚRODOWISKA



8



Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej

INTERDYSCYPLINARNE ZAGADNIENIA
W INŻYNIERII I OCHRONIE ŚRODOWISKA

8

*Praca zbiorowa pod redakcją
Bartosza Kaźmierczaka, Andrzeja Kotowskiego
i Katarzyny Piekarskiej*



Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej
Wrocław 2016

Recenzenci

Jan DANIELEWICZ, Janusz JEŻOWIECKI, Andrzej KOTOWSKI, Renata KRZYŻYŃSKA,
Leszek KUCHAR, Marian KWIETNIEWSKI, Katarzyna MAJEWSKA-NOWAK,
Katarzyna PIEKARSKA, Włodzimierz SZCZEPANIAK, Jacek WIŚNIEWSKI,
Krzysztof WOJCIECHOWSKI

Redakcja techniczna

Wojciech CEPIŃSKI,
Małgorzata KUTYŁOWSKA,
Agnieszka TRUSZ-ZDYBEK

Projekt okładki

Bartosz KAŻMIERCZAK

Wydrukowano na podstawie dostarczonych materiałów

Wszelkie prawa zastrzeżone. Żadna część niniejszej książki, zarówno w całości, jak i we fragmentach, nie może być reprodukowana w sposób elektroniczny, fotograficzny i inny bez zgody wydawcy i właścicieli praw autorskich.

© Copyright by Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej, Wrocław 2016

OFICyna WYDAWNICZA POLITECHNIKI WROCLAWSKIEJ

Wybrzeże Wyspiańskiego 27, 50-370 Wrocław

<http://www.oficyna.pwr.edu.pl>

e-mail: oficwyd@pwr.edu.pl

zamawianie.ksiazek@pwr.edu.pl

ISBN 978-83-7493-944-7

SPIS RZECZY

G. BARTNICKI, M. A. SAYEGH, H. WIŚNIEWSKA, Trendy w ciepłownictwie. Opis rozwoju w wybranych krajach europejskich.....	5
W. CEPIŃSKI, P. JADWISZCZAK, Możliwość wykorzystania chłodzenia radiacyjnego w budynku jednorodziennym.....	17
W. CEPIŃSKI, M. KOSTKA, A. ZAJĄC, Możliwości wykorzystania swobodnego chłodzenia w warunkach klimatycznych Polski.....	26
A. CHLEBOWSKA-STYŚ, I. SÓWKA, Ł. PACHURKA, Analiza składu pyłu zawieszzonego PM ₁₀ na stacji tła miejskiego w Pile.....	36
D. CZAJCZYŃSKA, R. KRZYŻYŃSKA, Piroliza jako metoda termicznej utylizacji zużytych opon.....	54
G. DUMIŃSKI, A. TIUKAŁO, Gmina jako system społeczno-ekologiczny zagrożony powodzią..	67
A. DZIUBEK, J. DZIUBEK, Wpływ zmian sposobu wsparcia OZE na wycenę oczyszczalni ścieków wykonaną w oparciu o metodę DCF.....	80
J. GRABOWSKA, Metody zagospodarowania pyłów z elektrostałowni.....	93
J. GWOŹDZIEJ-MAZUR, Struktura godzinowa rozbiórów wody w hotelach i akademikach.....	99
J. HACHOŁ, E. BONDAR-NOWAKOWSKA, Wielokryterialna ocena skutków regulacji rzek.....	108
P. HEKTUS, Czynniki lokalizacji oraz rozmieszczenie przestrzenne energetyki wiatrowej w Polsce.....	120
B. KAŹMIERCZAK, K. WARTALSKA, M. NOWAKOWSKA, Porównanie metod wymiarowania zbiorników retencyjnych w warunkach hydrologicznych Wrocławia.....	131
M. KRZYŻANOWSKI, A. TIUKAŁO, Analiza wskaźników monitoringu wdrażania planów zarządzania ryzykiem powodziowym.....	145
M. KUTYŁOWSKA, Drzewa regresyjne jako narzędzie do przewidywania awaryjności przewodów wodociągowych.....	158
U. MILLER, I. SÓWKA, W. ADAMIAK, Wpływ dawkowania Tritonu X-100 na biofiltrację powietrza zanieczyszczonego parami toluenu.....	170
A. MŁYŃSKA, M. ZIELINA, Analiza powłok poliuretanowych stosowanych do zabezpieczania wewnętrznych powierzchni przewodów wodociągowych.....	180
B. NIENARTOWICZ, Ocena stanu technicznego liniowych obiektów infrastruktury podziemnej miast – wybrane zagadnienia.....	189
T. ORCZYKOWSKI, A. TIUKAŁO, Prezentacja rozkładu ryzyka powodziowego w Polsce z zastosowaniem klasyfikacji odcinków rzek o odmiennym poziomie skumulowanego ryzyka powodziowego.....	201
M. ORŁOWSKA-SZOSTAK, A. WRÓBEL, Analiza pracy przewymiarowanego systemu transportu i dystrybucji wody przy wykorzystaniu modelowania komputerowego na przykładzie wybranego wodociągu.....	219

L. PACHURKA, I. SÓWKA, P. MUSZYŃSKA, A. CHLEBOWSKA-STYŚ, Zastosowanie badań socjologicznych do oceny wpływu jakości powietrza na zdrowie mieszkańców wybranego obszaru miasta Wrocławia.....	239
T. PIETRUCHA, Pomiar temperatury i wilgotności względnej powietrza w sali dydaktycznej.....	252
J. PISZCZEK, A. DOLIŃSKI, Analiza etapów procesu inwestycyjnego ze względu na jakość i terminowość wykonanych prac na przykładowych danych.....	263
J. RYBACZUK, A. JODŁOWSKI, Wybrane problemy zaopatrzenia w wodę miasta Charkowa (Ukraina).....	276
M. STACHOWICZ, K. GRANAT, Możliwości wodnej aktywacji odpadowych mas formierskich ze spoiwem nieorganicznym utwardzanych mikrofalami.....	286
S. SZCZĘŚNIAK, A. SIEROTA, Natężenie promieniowania słonecznego w obliczeniach bilansu ciepła dla pomieszczeń.....	299
M. TARNOWSKI, Problemy eksploatacyjne kanalizacji a monitoring TV.....	312
M. TARNOWSKI, Zdalne monitorowanie i sterowanie pracą przepompowni i tłoczni ścieków.....	324
E. WOŹNIAK, Występowanie elektrowni biogazowych w Polsce i czynniki ich lokalizacji.....	334

Grzegorz BARTNICKI, Marderos Ara SAYEGH, Hanna WIŚNIEWSKA*

TRENDY W CIEPŁOWNICTWIE. OPIS ROZWOJU W WYBRANYCH KRAJACH EUROPEJSKICH

Krajowy system ciepłowniczy jest dużym i złożonym elementem polskiej energetyki, z którego korzysta znaczna część społeczeństwa (w 2013 r. – 53% mieszkańców). Pomimo tak ważnej roli jaką odgrywają, wciąż są obszarem energetyki, który wymaga modernizacji oraz wsparcia finansowego. W tym samym czasie, na zachodzie i północy Europy ciepłownictwo odzyskuje swój statut, gdzie jest wymieniane, jako jeden z kluczowych elementów do osiągnięcia efektywnego, niskoemisyjnego zaopatrzenia w ciepło. Początki silnego rozwoju ciepłownictwa zarówno dla Polski, Niemiec, jak i Łotwy znajdują się w czasach gospodarki socjalistycznej. Jak pokazano w pracy, obecne krajowe systemy ciepłownictwa, mimo podobnego startu, różnią się w każdym z państw. Wpływ na taki stan rzeczy miało wiele różnych czynników, które oddziaływały na przestrzeni lat. W pracy zróżnicowano wybrane państwa europejskie pod względem wartości wskaźnika liniowej gęstości cieplnej i wyodrębniono 4 grupy. Dodatkowo porównano krajowy system ciepłowniczy z systemami działającym w dwóch innych krajach Europy. Uwagę zwrócono szczególnie na strukturę używanych paliw oraz udział kogeneracji w produkcji ciepła sieciowego. W ten sposób określone zostały trendy dla analizowanych krajów.

1. WSTĘP

Otoczający świat ulega w ostatnich dekadach bardzo dynamicznym przemianom we wszystkich aspektach życia. Przemiany społecznie wynikają, a jednocześnie wymuszają zmiany techniczne i technologiczne. Dynamika zmian nie omija tych obszarów gospodarki, które odpowiadają za wytwarzanie, przesył i dystrybucję ciepła. Wśród wydarzeń o największej doniosłości zmieniających otoczenie, w którym przychodzi działać przedsiębiorstwom energetycznym, bez wątpienia zaliczyć należy światowe porozumienie dotyczące ochrony klimatu zawarte w trakcie konferencji odbywającej się w Paryżu (COP21) pod koniec 2015 r. W przestrzeni europejskiej równie istotnym było porozumienie klimatyczno-energetyczne przyjęte przez Radę Europejską pod koniec 2014 r.

* Politechnika Wroclawska, Katedra Klimatyzacji, Ogrzewnictwa, Gazownictwa i Ochrony Powietrza, Wybrzeże Stanisława Wyspiańskiego 27, 50–370 Wrocław, hanna.wisniewska@pwr.edu.pl.

Nie wdając się w interpretację zawartych porozumień, można stwierdzić, że zmiany w sektorze wytwarzania energii będą następować, a sprawą otwartą jest jedynie szybkość wprowadzanych zmian. Większość postulatów z porozumień międzynarodowych odnosi się do wytwarzania energii elektrycznej, jednak w warunkach krajowych dotkną one również ciepłownictwa. Polska jest bowiem krajem o specyficznej strukturze zaspokajania potrzeb energetycznych. Powszechnie wiadomo, że ok. 90% energii elektrycznej wytwarzane jest z paliw kopalnych, jednak w świadomości społecznej nie są obecne informacje dotyczące obszaru ciepłownictwa. Tylko pełne poznanie i możliwie szerokie zrozumienie tego sektora pozwoli wprowadzić na nim racjonalne zmiany, a te są niezbędne do uzyskania celów wynikających z porozumień międzynarodowych.

Kraje posiadające sieć ciepłowniczą można klasyfikować na różne sposoby. Wśród najczęściej stosowanych kryteriów porównania są takie wielkości jak: długość sieci [9], ilość sprzedanego ciepła [2], rodzaj odbiorców [18] czy strukturę udziału paliw w produkcji ciepła [20]. Każda z wielkości wskazuje na konkretny aspekt funkcjonowania systemu ciepłowniczego. Wnioskowanie na podstawie jednego kryterium, a nawet kilku, powinno być ostrożne, gdyż systemy ciepłownicze są układami złożonymi.

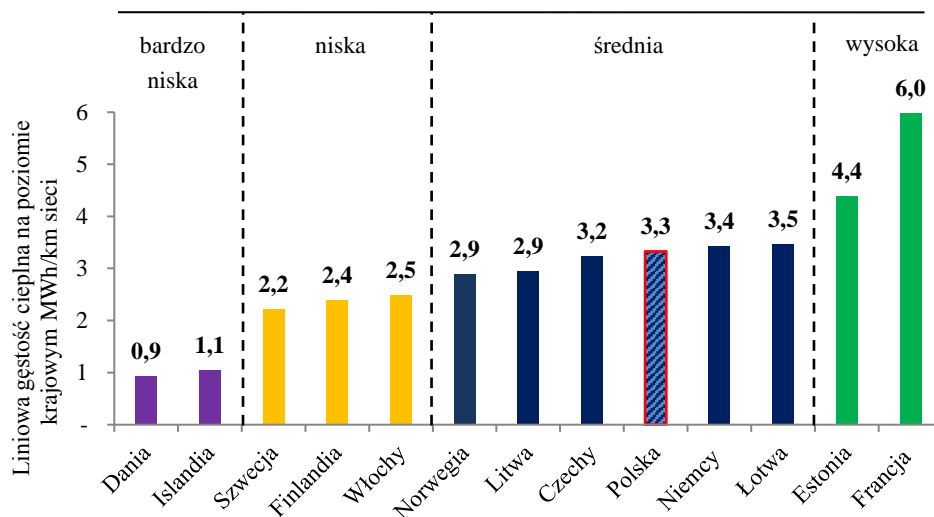
Aby rozszerzyć katalog stosowanych kryteriów porównywania systemów sieciowych, w opracowaniu posłużono się wskaźnikiem liniowej gęstości cieplnej. Jest on rzadko wykorzystywany w literaturze krajowej, natomiast często pojawia się w opracowaniach zagranicznych [1, 3, 22].

2. KRAJE O ZNACZNYM UDZIALE CIEPŁA SIECIOWEGO

Liniowa gęstość cieplna to wskaźnik definiowany wg równania (1). Obrazuje on proporcję między ciepłem sprzedanym z systemu ciepłowniczego (Q_s , MWh) oraz całkowitą długość sieci (L , km). Na potrzeby artykułu wskaźnik odnosi się do wielkości na poziomie krajowym.

$$HD_l = \frac{Q_s}{L}, MWh/km \quad (1)$$

Na wykresie (rys. 1) przedstawiono wartości liniowej gęstości cieplnej dla 13 krajów europejskich, które uszeregowano rosnąco. W naturalny i intuicyjny sposób można je wydzielić 4 podstawowe grupy krajów: o bardzo niskiej gęstości, o niskiej gęstości, a także o średniej i wysokiej gęstości.



Rys. 1. Porównanie liniowej gęstości ciepłej dla krajów o znaczącej pozycji ciepłownictwa.
Opracowanie własne

2.1. BARDZO NISKA GĘSTOŚĆ

Dania i Islandia charakteryzują się wskaźnikami znacząco odbiegającymi od kolejnych wartości (Islandia, wobec następnej Szwecji, o 100%). Warto podkreślić, że właśnie te dwa kraje są najbardziej „uciepłowione” w Europie. Świadczy o tym przede wszystkim odsetek gospodarstw domowych korzystających z ciepła sieciowego (Islandia = 92%, Dania = 64% wg [21]). Gęstość zaludnienia na Islandii wynosi jedynie 3 os./km² (najmniej zaludniony kraj w Europie), co wyjaśnia tak niski wskaźnik gęstości liniowej. Natomiast w Danii gęstość zaludnienia wynosi już 123 os./km² (dla porównania – dla Polski to 122 os./km²). Niski wskaźnik gęstości ciepłej dla tego kraju wynika z mocno rozbudowanej infrastruktury sieciowej, która dociera nawet do niewielkich miejscowości (ponad 30 tys. km sieci ciepłowniczej na terenie całego kraju [21]). Jako państwo najbardziej zaawansowane pod względem rozwoju ciepłownictwa, Dania kładzie również silny nacisk na obniżanie energochłonności sektora budownictwa [5].

2.2. NISKA GĘSTOŚĆ

Do kolejnej grupy można zaliczyć kraje, w których wartość liniowej gęstości ciepłej kształtuje się na poziomie 2–2,5 MWh/km. Szwecja oraz Finlandia są mało zaludnionymi obszarami (odpowiednio 20 i 15 os./km²). Posiadają sieci ciepłownicze głównie w większych aglomeracjach miejskich. Jednak charakter zasobów mieszkalnych

(w przeważającym stopniu rozproszone budownictwo jednorodzinne) przyczynia się do niskich wartości wskaźnika analizowanego parametru.

Do tej samej grupy zalicza należy również Włochy – kraj, który rozbudowuje obecnie swoją infrastrukturę ciepłowniczą, stawiając głównie na kogenerację. Z uwagi na klimat i ukształtowanie terenu, ciepłownictwo w tym kraju występuje głównie w górskich regionach północnych (sama Lombardia posiada 40% mocy zainstalowanej [1]).

2.3. ŚREDNIA GĘSTOŚĆ

W przedstawionym zestawieniu, kraje o średniej gęstości cieplnej zawierają się w przedziale 2,9–3,5 MWh/km. W grupie tej znajdują się Polska i jej sąsiedzi, czyli kraje Europy środkowo – wschodniej (Niemcy, Czechy, Litwa, Łotwa). Zbliżone wartości wskaźnika liniowej gęstości cieplnej w tych krajach wynikają w dużej części z uwarunkowań historycznych. Polska, jak i pozostałe kraje bloku wschodniego posiada systemy ciepłownicze z czasów ustroju komunistycznego. Rozwój ciepłownictwa był jednym z elementów gospodarki socjalistycznej. Sposób w jaki następował rozwój ciepłownictwa był jednak zróżnicowany w zależności od konkretnego kraju. Porównanie wybranych państw (Niemiec i Łotwy) z Polską, zostało opisane w rozdziale 3 (PORÓWNANIE).

Wyjątek w tej grupie stanowi Norwegia. Jest to stosunkowo nowy gracz na rynku ciepła sieciowego, gdzie 1% obywateli korzysta z ciepła systemowego [6]. Warto podkreślić, że Norwegia dopiero wprowadza rozwiązania dystrybucji ciepła zcentralizowanego, obecne sieci obejmują obszary silnie zurbanizowane (Trondheim, Oslo, Drammen).

2.4. WYSOKA GĘSTOŚĆ

Dwa z analizowanych krajów wyróżniają się wartością gęstości liniowej znacznie odbiegającą od pozostałych. Jest to Estonia (4,4 MWh/km) i Francja (6,0 MWh/km). Estonia posiada systemy ciepłownicze, które dostarczają ciepło dużej grupie mieszkańców (54%). Jednocześnie jest krajem o niskim wskaźniku gęstości zaludnienia (30 os/km²). Odbiorcy ciepła sieciowego są skupieni w większych miastach, a zasoby mieszkalne charakteryzują się wysoką energochłonnością (w porównaniu np. do krajów skandynawskich). Tłumaczy to nieco wyższy wskaźnik liniowej gęstości cieplnej. Francja natomiast posiada sieci ciepłownicze jedynie w gęsto zaludnionych obszarach miejskich. Tym samym pozostaje nieznaczącym graczem na rynku ciepła sieciowego, gdyż jedynie 7% mieszkańców korzysta z centralnych systemów grzewczych, a sprzedaż ciepła netto z sieci jest prawie 4 razy mniejsza niż w Polsce. Niemniej to właśnie Francja posiada najwyższych wskaźnik liniowej gęstości cieplnej wśród krajów ujętych w zestawieniu.

3. PORÓWNANIE

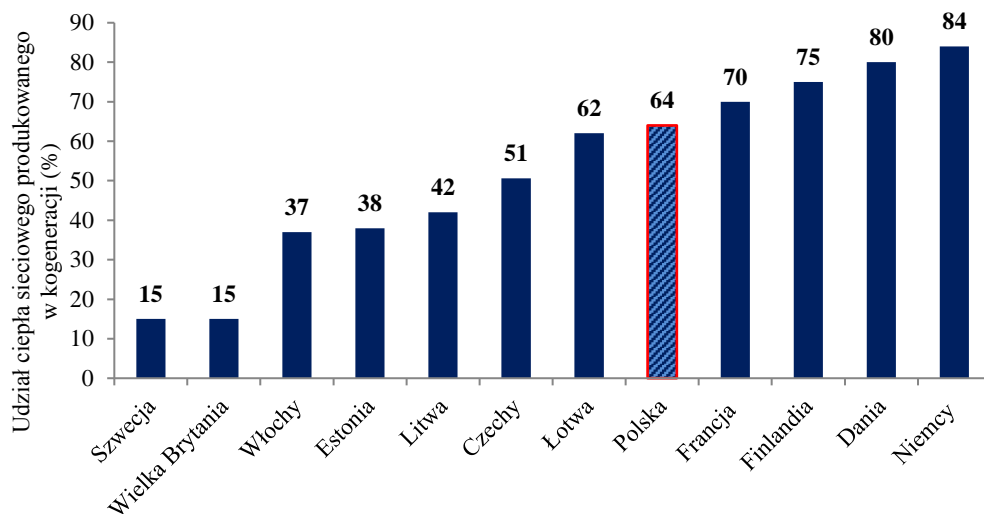
Spośród opisywanych krajów wybrano 2 (Niemcy i Łotwę) dla porównania z Polską. Są one w tej samej grupie pod względem liniowej gęstości cieplnej (średniej) i posiadają podobne początki ciepłownictwa (w czasach ustroju komunistycznego), co umożliwia obiektywne zestawienie. Wnioski z takiej analizy są bardziej konstruktywne niż porównanie, przykładowo, z krajami skandynawskimi. W tych ostatnich wystąpiły zupełnie inne przesłanki prowadzące do rozwoju systemów sieciowych, a struktura paliw oraz parametry klimatyczne i urbanistyczne są również mocno specyficzne. Zestawianie polskiego ciepłownictwa z krajami, które są na wcześniejszych fazach rozwoju ciepłownictwa (Francja, Włochy) również nie jest celowe.

W tabeli 1 przedstawiono podstawowe wielkości charakteryzujące systemy ciepłownicze trzech krajów zakwalifikowanych jako podobne w oparciu o wartość liniowej gęstości cieplnej.

Tabela 1. Porównanie w liczbach (dla lat 2013–2015)

Parametr	Polska	Niemcy	Łotwa
Liczba ludności (os.)	38 017 858	80 767 463	2 001 468
Powierzchnia (km ²)	312 679	357 340	64 573
Gęstość zaludnienia (os./km ²)	92	192	55
Zużycie energii pierwotnej (toe/os.)	2,45	3,75	2,20
Udział obywateli zaopatrywanych przez systemy sieciowe (%)	41	12	64
Całkowita długość sieci ciepłowniczej (tys. km)	19,62	20,15	2,00
Ciepło sprzedane do sieci (TJ)	235	249	25
Moc zainstalowana (MW _t)	58 300	57 000	3 210
Udział ciepła sieciowego produkowanego w kogeneracji (%)	64	84	62
Udział paliw kopalnych w produkcji ciepła sieciowego (%)	87,4	70,9	72,4

Analizując poszczególne parametry uwagę zwracają bardzo duże różnice ich wartości. Przykładowo długość sieci ciepłowniczej w Polsce i w Niemczech jest ok. 10 razy większa niż na Łotwie, jednak zużycie energii pierwotnej lub też udział ciepła sieciowego produkowanego w kogeneracji, nie wykazują aż tak dużych różnic. Podkreślić należy, że w Niemczech udział paliw kopalnych w produkcji ciepła sieciowego jest najmniejszy, jednak wciąż stanowi ponad 70%. Mimo najniższej wartości gęstości zaludnienia, to właśnie Łotwa posiada największy udział obywateli zaopatrywanych przez systemy ciepłownicze.



Rys. 2. Zestawienie państw wg ciepła sieciowego produkowanego w kogeneracji

Na rys. 2 porównano udział ciepła sieciowego produkowanego w kogeneracji (CHP) w wybranych krajach europejskich. Liderem w zestawieniu są Niemcy (84%). Co ciekawe udział CHP w produkcji energii elektrycznej w Niemczech to tylko 13% (liderująca Dania posiada prawie 40%) [10]. Znając wartość tej technologii, Polityka Energetyczna Niemiec zakłada wzrost udziału CHP w produkcji energii elektrycznej do 25% w roku 2020 [8].

Imponująco wygląda natomiast udział CHP na Łotwie, biorąc pod uwagę, że jeszcze w 2006 roku, potencjał instalacji kogeneracyjnych był 2 razy mniejszy niż obecnie. Łotwa w latach 2006–2013 zwiększyła zasoby instalacji kogeneracyjnych, które są oparte głównie o gaz ziemny i energię wody [4]. Wynik taki udało się osiągnąć dzięki świadomości odnośnie zalet jakie może przynieść zastosowanie owej technologii. Przejawem dojrzałości w tym aspekcie są działania legislacyjne prowadzone w tym zakresie. Równocześnie zwraca się uwagę na konieczność podnoszenia efektywności systemów ciepłowniczych i rozwój tego sektora. Bo właśnie sieci ciepłownicze są docelowym odbiornikiem ciepła powstałego w procesie produkcji energii elektrycznej [12].

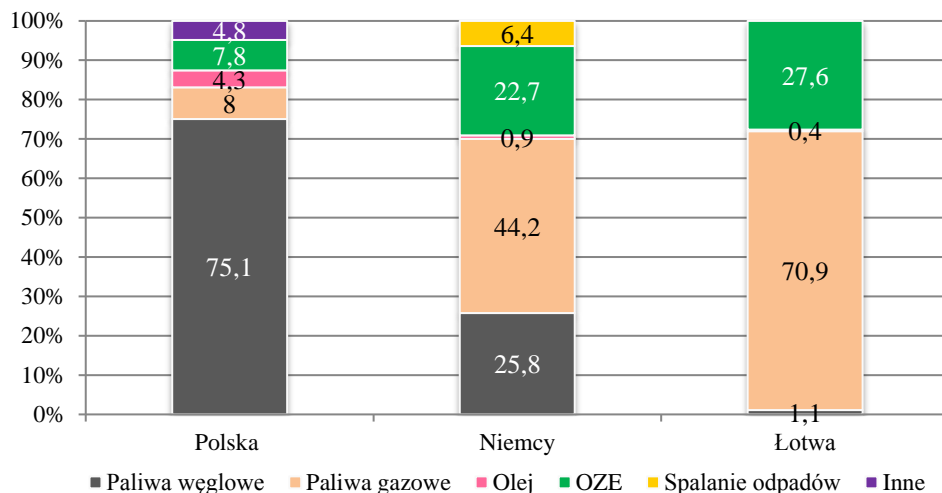
3.1. PALIWO

Struktura paliw wykorzystywanych w sektorze ciepłowniczym zależy od wielu różnych czynników. Po pierwsze – dostępność paliwa (ewentualny eksport), konieczność jego transportu/przesyłu/pozyskania, co wpływa na najważniejszy parametr czyli cenę. Konkurencyjność systemu zdalacznego zależy obecnie w głównej mierze od tego, jak niską cenę może zaoferować dostawca ciepła sieciowego. Cena tego ciepła zależy

w dużej mierze od kosztów pozyskania energii pierwotnej w paliwie zasilającym centralne źródło ciepła. Kolejny aspekt to emisje – czyli struktura prawna dotycząca ograniczeń emisji gazów z instalacji energetyki zawodowej. Konieczność ponoszenia wysokich opłat za wprowadzenie do środowiska dużych ilości np. siarki ze spalania węgla (Szwecja, Norwegia) sprawia, że użycie danego paliwa staje się nieopłacalne [14].

Strukturę paliw do produkcji ciepła sieciowego dla poszczególnych państw przedstawiono na rys. 3. Największy udział paliw węglowych notuje się dla Polski (ponad 75%). Jest on prawie 3 krotnie wyższy niż dla Niemiec. Wynika głównie z niskiej ceny węgla (w porównaniu np. do gazu) i jego dużej dostępności na rynku. Dodatkowo, opóźnienia w wprowadzaniu polityki klimatycznej (m.in. niedawno wdrożona *Dyrektywa IED* [15] czy *Ustawa o odnawialnych źródłach energii* [16]) nie wpłynęły jeszcze na znaczne zmniejszenie udziału węgla w danym zestawieniu. Z uwagi na wielkość sektora ciepłownictwa w Polsce, proces zmiany struktury paliw w kierunku „zielonych energii” następuje powolnie. Marginalny udział węgla na Łotwie wynika z braku owego surowca w zasobach naturalnych kraju. Podstawą łotewskiego ciepłownictwa jest gaz (ponad 70%), który musi być w dużej części importowany (brak naturalnych złóż paliw kopalnych). Natomiast siłą rynku energetyki w tym małym nadbałtyckim państwie jest energia wody oraz biomasa. Z uwagi na wysoki stopień zalesienia kraju (45% wg [11]) możliwa jest intensywna eksploatacja odnawialnego źródła energii, jakim jest biomasa, w sektorze ciepłownictwa. I tak prawie 28% energii dla systemu ciepłowniczego pochodzi z OZE, co jest imponującą wartością w porównaniu do Polski (oraz innych państw europejskich). Warto dodać, że celem Krajowej Polityki Energetycznej Łotwy, jest uzyskanie 40% udziału OZE do 2020 r. i 50% w roku 2030 (w skali wszystkich sektorów kraju, tj. transport, zaopatrzenie w ciepło, przemysł, itd.).

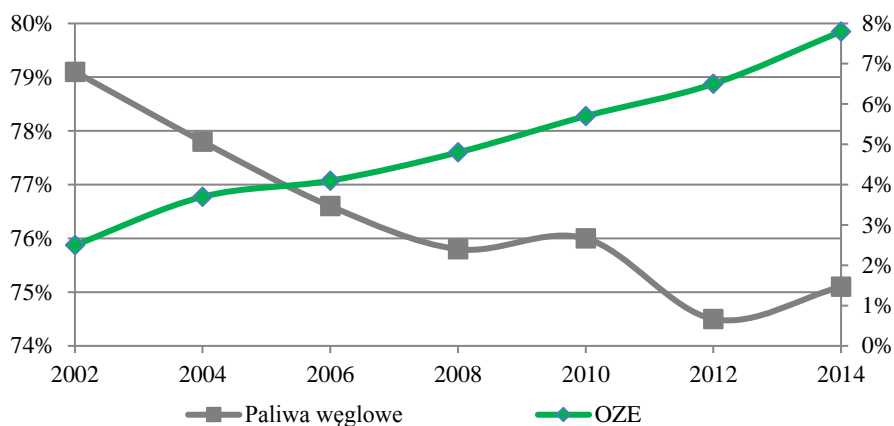
W skład OZE w Niemczech wchodzi głównie: biogaz i energia słoneczna. Wysoki udział rolnictwa w gospodarce, jak i zaawansowana gospodarka odpadami dają duże ilości bio – odpadów, wykorzystywanych właśnie do produkcji biogazu. Jest to paliwo, produkowane i możliwe do wykorzystania lokalnie. Co ważne – przystosowane do bezstratnego składowania i wykorzystania w momencie zwiększonego zapotrzebowania na ciepło (w przeciwieństwie do większości OZE). Niemcy są jednym z 3 państw w Europie (oprócz Danii i Szwecji [20]), które wykorzystują energię słoneczną z kolektorów w sieci ciepłowniczej. Możliwość adaptacji energii słonecznej do zmiennego zapotrzebowania na ciepło z sieci daje zastosowanie instalacji *Central Solar Heating Plants with Seasonal Heat Storage* (CSHPSS). Jest to nic innego jak wykorzystanie magazynu ciepła, zgromadzonego przez baterię kolektorów. W Niemczech instalacje tego typu funkcjonują od 1996 roku. Typy wykorzystywanych kolektorów: płaski, próżniowe, dachy solarne. Bufory (magazyny ciepła) wykorzystują głównie ciepłą wodę. Systemy tego typu zaopatrują zazwyczaj około 100 mieszkań w c.o. i c.w.u. poprzez sieć ciepłowniczą [13].



Rys. 3. Struktura zużycia paliw w produkcji ciepła sieciowego dla roku 2013

Niemcy to jedyny kraj w zestawieniu, który w znaczącym stopniu (6,4%) wykorzystuje ciepło ze spalania odpadów do zasilania sieci ciepłowniczej. Należy wspomnieć iż ze względu na ograniczone możliwości składowania odpadów od stycznia 2016 r. (wg *Dyrektywy 99/31/EC w sprawie składowania odpadów*) w Polsce, spalanie staje się automatycznie jednym z głównych możliwych rozwiązań zagospodarowania „śmieci”. Problemem jest skład wsadu do spalania (ograniczenia wg zawartości niektórych pierwiastków) oraz konieczna bliskość spalarni i zakładu ciepłowniczego (lub bezpośrednie spalanie w zakładzie).

Udział OZE dla Polski w strukturze paliw wynosi obecnie 7,8%. Od kilku lat notuje się powolny wzrost owego udziału z jednoczesnym spadkiem udziału węgla (rys. 4). Skład odnawialnych źródeł jest homogeniczny – całość odnawialnych źródeł to biomasa. Wg [7] aż 97,9% udziału OZE w produkcji ciepła sieciowego w 2014 r. stanowiły biopaliwa stałe (spalanie i współspalanie biomasy), pozostały odsetek to biogaz.



Rys. 4. Udział dwóch wybranych paliw w strukturze sektora ciepłowniczego w Polsce na przestrzeni lat 2002–2014. Na podstawie raportów Prezesa URE „Energetyka ciepła w liczbach”

3.2. REGULACJA RYNKU CIEPŁA

Podobnie jak w Polsce, „taryfa dla ciepła” jest ustalana na Łotwie osobno dla każdego przedsiębiorstwa ciepłowniczego przez Regulatora. Władze jednostek terytorialnych mają prawo do ustalania tzw. „stref” ciepła sieciowego. Oznacza to, że ciepłownictwo na owym obszarze, winno być priorytetowym sposobem zaopatrzenia w ciepło. Energia ciepła (dystrybucja i użycie) podlega pod regulację Ministerstwa, jednocześnie ważną rolę pełnią decyzje ustalane na poziomie gmin (dystrybucja ciepła sieciowego). Ustalane jest metodologia oraz poziom opłat dotyczący usług komunalnych (w tym ciepła sieciowego). Struktura własności jest przesunięta w kierunku jednostek terytorialnych. Jedynie 8% ciepła jest produkowane przez przedsiębiorstwa znajdujące się w rękach prywatnych [17].

Na poziomie legislacyjnym Niemcy posiadają ustawę odnośnie ciepła sieciowego (*AVBFernwärmeV*). Mimo braku odgórnej regulacji taryf na kształt polskiego lub łotewskiego systemu, istnieją obligatoryjne zapisy we wspomnianym akcie, które odnoszą się do cen ciepła sieciowego. Dodatkowo funkcjonują regionalne i krajowe plany zaopatrzenia w ciepło, które są szczegółowo egzekwowane [8, 19].

W tabeli 2 przedstawiono w skrócie najczęściej spotykane trendy w ciepłownictwie, dla konkretnych państw.

Tabela 2. Tabela trendów krajowych

Kraj	Główne trendy w ciepłownictwie/cele krajowe
Polska	Podnoszenie efektywności sieci dystrybucji, wykorzystanie ciepła odpadowego z przemysłu i spalania odpadów. Wzrost udziału układów kogeneracyjnych. Aktywne poszukiwanie nowych odbiorców, w tym na obszarach o niskiej gęstości cieplnej. Wzrost udziału paliw odnawialnych.
Niemcy	Promowanie ciepła sieciowego, cele wzrostu udziału paliw odnawialnych i CHP (na poziomie krajowym) winny być realizowane za pomocą sieci ciepłowniczych. Pożądaný wzrost udziału ciepłownictwa w zaopatrzeniu obywateli z 14% obecnie do 65% w 2050 r. [8].
Łotwa	Podnoszenie efektywności, zwiększenie udziału CHP, użycie paliw lokalnych, obniżanie temperatur w sieci [17].

4. WNIOSKI

- Polskie systemy ciepłownicze były i wciąż są poważnym elementem krajowego systemu zaopatrzenia w ciepło. Od wielu lat przechodzą one modernizację w warstwie technicznej, ale również formalnej i własnościowej. Sukces zapewnić mogą tylko działania przemyślane, o rozpoznanym i ograniczonym ryzyku.
- Obserwowanie systemów ciepłowniczych w innych krajach pozwala wyeliminować pomysły i idee nieefektywne, a jednocześnie umożliwia stworzenie katalogu rozwiązań, które wymagają dokładniejszej analizy.
- W ocenie poszczególnych rozwiązań należy uwzględniać cudze doświadczenia z implementacji poszczególnych projektów.
- Należy pamiętać, że systemy ciepłownicze co do zasady działają na rynku lokalnym. Muszą zatem uwzględniać specyfikę obszaru, na którym działają i miejscowe uwarunkowania.
- Bezpośrednie przenoszenie określonych wzorców może nie dać zamierzonych efektów. Konieczna jest bowiem modyfikacja i dopasowanie rozwiązań do lokalnego rynku. W niektórych przypadkach celowym może okazać się rezygnacja z wdrożenia konkretnego pomysłu, nawet uznanego w innym systemie ciepłowniczym za efektywny.
- Obserwuje się wzrost udziału źródeł odnawialnych w strukturze paliw krajowego sektora ciepłowniczego. Z uwagi na m.in. wymagania Polityki Energetycznej, przewiduje się dalszy wzrost wykorzystanie OZE.

Praca została sfinansowana ze środków na działalność statutową nr S50532 Katedry Klimatyzacji, Ogrzewnictwa, Gazownictwa i Ochrony Powietrza.

LITERATURA

- [1] ASTE N., BUZZETTI M., CAPUTO P., *District heating in Lombardy Region (Italy): Effects of supporting mechanisms*, Sustainable Cities and Society, 2015, No. 14.
- [2] CHERUBIN W., *Zaopatrzenie krajów Europy Środkowo-Wschodniej w ciepło i kogeneracja – stan obecny i perspektywy rozwoju*, Biuletyn Urzędu Regulacji Energetyki, 2006, No. 2.
- [3] CLEASONN C., *Fjärrvärme till smlhus – litteraturstudie 2003 (District heating for single family houses – literature study 2003)*, Chalmers Tekniska Högskola, Forskning och Utveckling, Värmegles, 2003, No. 2.
- [4] COGENERATION OBSERVATORY AND DISSEMINATION EUROPE 2, *Cogeneration Roadmap for Latvia – SUMMARY*, November 2014
- [5] DYRELUND A., LUND H., *Danish Heating Sector can be CO₂ neutral before 2030*, Euro-Heat&Power, 2009, Vol. 6., No. 2.
- [6] GEBREMEDHIN A., *Introducing District Heating in a Norwegian town – Potential for reduced Local and Global Emissions*, Applied Energy, 2012, Vol. 95.
- [7] GUS, *Energia za źródeł odnawialnych w 2014 r.*, Warszawa 2015.
- [8] HUTHER H., *The prospect of District Heating and District Heating Research in Germany*, 12th International Symposium on District Heating and Cooling, Tallinn 5–7 September 2010
- [9] LASKOWSKI K., *36th DHC Country by Country 2013*. Euroheat & Power Congress, Vienna 27–28 May 2013.
- [10] LUTSCH W., *Heat and the German Energiewende*, A Heating and Cooling Strategy for Europe, 24 June 2014.
- [11] RASMUSSEN L.H., *A sustainable energy-system in Latvia*, Applied Energy, 2003, Vol. 76.
- [12] SAYEGH M.A., DANIELEWICZ J., MINIEWICZ M., JADWISZCZAK P., PIEKARSKA K., NANNOU T., JOUHARA H., *Trends of European research and development in district heating technologies*, Proceedings of SEEP2015, Paisley 11–14 August 2015.
- [13] SUSTAINABLE TECHNOLOGIES AND COMBINED COMMUNITY APPROACHES TAKE OFF, *Del. No. 10 – Inventory of the relevant European building stock and heating distribution systems*, May 2008–December 2014
- [14] TRUONG N.L., Gustavsson L., *Cost and primary energy efficiency of small-scale district heating systems*, Applied Energy, 130/2014.
- [15] Ustawa z dnia 11 lipca 2014 r. o zmianie ustawy – Prawo ochrony środowiska oraz niektórych innych ustaw (Dz.U. 2014 poz. 1101).
- [16] Ustawa z dnia 20 lutego 2015 r. o odnawialnych źródłach energii (Dz.U. 2015 poz. 478, wraz z późniejszymi zmianami).
- [17] VIGANTS E., *DH & CHP in Latvia*, EUROHEAT & POWER Energy Policy Meeting, Budapest, 11.09.2008.
- [18] WERNER S., *Benefits with more District Heating and Cooling in Europe*. Chalmers University of Technology Department of Energy & Environment, Göteborg, Sweden 2010.
- [19] WERNER S., *Good Support Scheme Characteristics*, Ecoheat4eu report, 2010.
- [20] WERNER S., CONSTANTINESCU N., *Possibilities with more DH in Europe*. Ecoheatcool – work package 4, 2005–2006.
- [21] WIŚNIEWSKA H., *Rozwój ciepła sieciowego w Polsce z perspektywy doświadczeń europejskich*. IV Międzynarodowa Studencka Konferencja Naukowa „Inżynieria Środowiska Młodym Okiem”, Białyсток, 15.05.2015.
- [22] ZIEMELE J., PAKERE I., BLUMBERGA D., *The future competitiveness of the non-Emissions Trading Scheme district heating systems in the Baltic States 2015*, Applied Energy, 2015, article in press.

TRENDS IN DISTRICT HEATING. DESCRIPTION OF DEVELOPMENT SELECTED EUROPEAN COUNTRIES

District heating is an complex element in Polish power industry. Around 53% of the population in Poland is served by district heating (2013). In spite of such an important position, it's still a field which requires modernization and financial support. Additionally it's specified as one of the key elements to achieving an energy efficient heat supply system. As shown in the paper, the current district heating differ in each country. The paper differentiates selected European countries in terms of the heat density indicator value. Due to the linear heat density indicator four classes have been listed. Particular attention is paid to the structure of the used fuel, the share of CHP and renewable energy participation in DH. In this manner, specified trends for the analyzed countries has been described.

Wojciech CEPIŃSKI, Piotr JADWISZCZAK*

MOŻLIWOŚĆ WYKORZYSTANIA CHŁODZENIA RADIACYJNEGO W BUDYNKU JEDNORODZINNYM

Na całym świecie coraz większym zainteresowaniem cieszą się ekologiczne, naturalne sposoby pozyskiwania energii do chłodzenia budynków. Możliwość zaspokajania bądź uzupełniania potrzeb chłodniczych budynków ze źródeł naturalnych ściśle związana jest z cechami energetycznymi budynku i jego otoczenia. W artykule przedstawiono analizę wykorzystania chłodzenia radiacyjnego do zasilania lub wspomagania instalacji chłodniczej pracującej na potrzeby budynku jednorodzinny w warunkach klimatycznych Polski.

1. WSTĘP

1.1. WPROWADZENIE

Rosnąca potrzeba oszczędności energii konwencjonalnej oraz konieczność ograniczenia zanieczyszczenia powietrza sprzyja wykorzystywaniu „zielonej” energii naturalnej. W naszej strefie klimatycznej kształtowanie mikroklimatu pomieszczeń wymaga ich długookresowego ogrzewania i coraz powszechniej chłodzenia. Pochłania to prawie 40% wytworzonej w kraju energii. Pozyskiwanie taniej i „zielonej” energii ze źródeł naturalnych może zaspokajać lub uzupełniać potrzeby energetyczne budynków, obniżając zapotrzebowanie energii wytwarzanej z paliw kopalnych.

Pod pojęciem energii naturalnej rozumie się powszechnie dostępne w naturze źródła energii, którą można pozyskiwać i wykorzystywać w określonym celu. Teoretycznie w środowisku występują niewyczerpalne pokłady energii naturalnej. Podstawową przeszkodą w jej szerokim wykorzystywaniu do celów grzewczych i chłodniczych jest jej

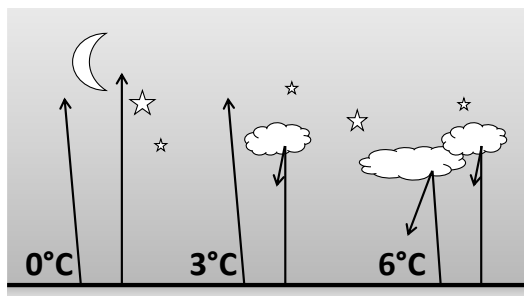
* Politechnika Wroclawska, Wydział Inżynierii Środowiska, Katedra Klimatyzacji, Ogrzewnictwa, Gazownictwa i Ochrony Powietrza, Wybrzeże Stanisława Wyspiańskiego 27, 50-370 Wrocław, wojciech.cepinski@pwr.edu.pl.

mała gęstość oraz odwrotna proporcjonalność dostępności i zapotrzebowania. Łatwo dostępny w naturze zimą chłód potrzebny jest w budynkach latem, a naturalne ciepło dostępne latem potrzebne jest w budynkach zimą.

Ze względu na rosnące wymagania komfortu i dostępność technologii chłodzenie budynków staje się coraz powszechniejsze. Obok ogrzewania chłodzenie staje się znaczącą pozycją w całorocznym zapotrzebowaniu energii w budynkach. Energia naturalna może być źródłem chłodu również latem, istnieją bowiem technologie pozyskiwania użytecznego chłodu z natury nawet w środku lata. Jedną z nich jest wykorzystanie efektu chłodzenia radiacyjnego jako taniego, naturalnego źródła energii do ochładzania budynków.

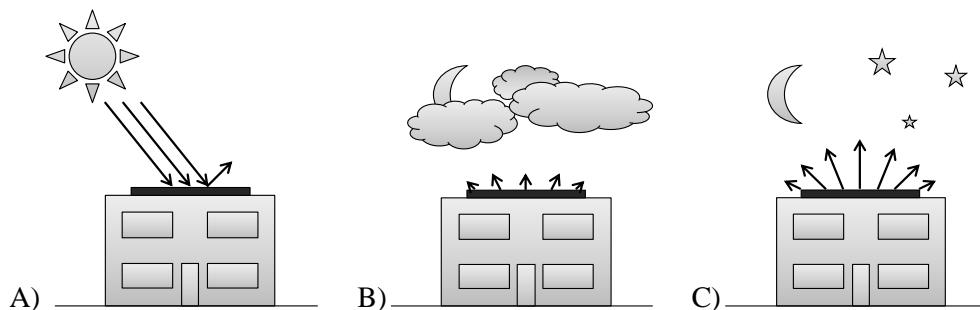
1.2. CHŁODZENIE RADIACYJNE [1, 2]

Zjawisko chłodzenia radiacyjnego polega na obniżaniu temperatury danego ciała poniżej temperatury otaczającego powietrza na skutek intensywnego wypromieniowania ciepła do chłodniejszego nieboskłonu (atmosfery). Najintensywniejsze chłodzenie radiacyjne dotyczy płaszczyzn poziomych (stropodachów, gruntu itp.). Najintensywniejsze chłodzenie radiacyjne występuje w nocy w warunkach bezchmurnego nieba, ponieważ do płaszczyzny poziomej dociera najmniejsze promieniowanie długofalowe atmosfery stanowiące rekompensatę dla wypromieniowania ciepła przez tę płaszczyznę. W wyniku znacznych radiacyjnych strat ciepła temperatura zewnętrznej powierzchni danego radiatora (stropodachu, gruntu, itp.) może obniżyć się w stosunku do temperatury powietrza otaczającego o 4 do 7°C, a w sprzyjających warunkach nawet o 11°C. Zachmurzenie nieboskłonu ogranicza chłodzenie radiacyjne, co pokazano na rysunku 1. W analogicznych warunkach temperaturowych przy pełnym, częściowym i zerowym zachmurzeniu osiąga się różne temperatury powierzchni wypromieniowującej ciepło w kierunku nieboskłonu. Z punktu widzenia pozyskiwania chłodu w naturalnym procesie chłodzenia radiacyjnego pożądane są bezchmurne noce, z odsłoniętym nieboskłonem.



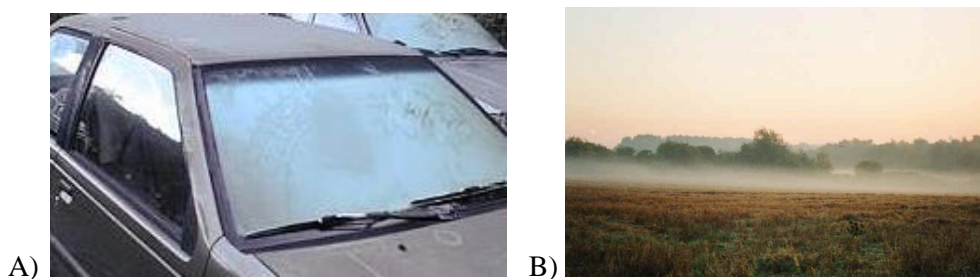
Rys. 1. Chłodzenie radiacyjne – mechanizm zjawiska

Chłodzenie radiacyjne jest pasywnym sposobem pozyskiwania chłodu do chłodzenia budynków. Jest przeciwieństwem rozpowszechnionego mechanizmu pozyskiwania ciepła z promieniowaniem słonecznym w kolektorach słonecznych (rys. 2).



Rys. 2. Pasywne ogrzewanie słoneczne (A) oraz pasywne chłodzenie radiacyjne w warunkach zachmurzonego (B) i bezchmurnego nieboskłonu (C)

Efekt pasywnego chłodzenia radiacyjnego znany jest od wielu wieków. Już w starożytności w krajach o gorącym klimacie wznoszono budynki w sposób wykorzystujący chłodzenie radiacyjne do kontrolowanego wychładzania nocą nagrzanym w ciągu dnia pomieszczeń. Wykorzystywano je również do produkcji lodu na pustyni. W Polsce można zaobserwować efekty chłodzenia radiacyjnego np. tworzącą się na powierzchni szyb samochodowych warstwę szronu w warunkach bezchmurnego nieba i dodatniej temperatury powietrza lub tzw. mgłę radiacyjną powstającą nad ranem na skutek nocnego wypromieniowania ciepła (rys. 3).



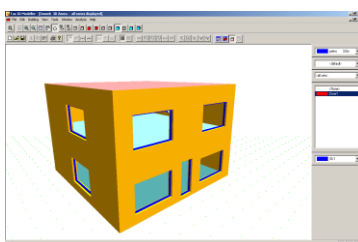
Rys. 3. Efekty chłodzenia radiacyjnego: A) zamarznięta szyba samochodowa (źródło <http://www.rain.org>) oraz B) mgła radiacyjna (źródło <http://meteorologiaonline.republika.pl>)

W technice chłodniczej powstają nowatorskie konstrukcje z powodzeniem wykorzystujące efekt chłodzenia radiacyjnego. Specjalne materiały nanoptyczne odbijają promieniowanie słoneczne jednocześnie wypromieniowując ciepło do otwartego nieboskłonu obniżając temperaturę powierzchni na której są zamontowane, np. dachu budynku [3–5].

2. ANALIZA

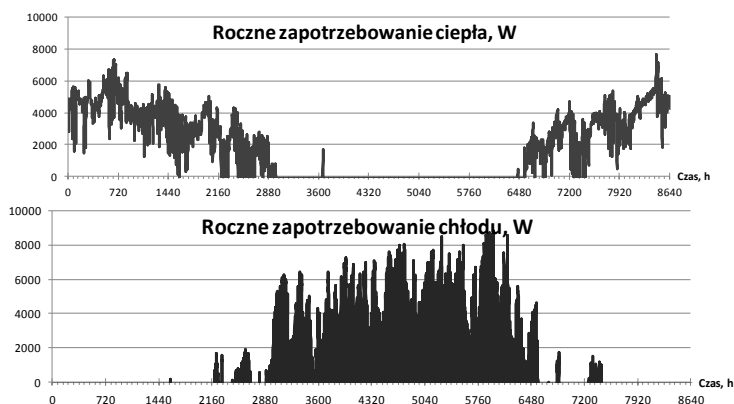
2.1. ZAŁOŻENIA

W artykule określono możliwość zasilania lub wspomagania pasywnym chłodzeniem radiacyjnym instalacji chłodniczej w jednorodzinny budynek niskoenergetyczny. Do analizy przyjęto budynek dwukondygnacyjny o prostej bryle ($9 \times 9 \times 6$ m), o dostępnej powierzchni płaskiego dachu 81 m^2 , zlokalizowany we Wrocławiu (rys. 4). Analizowany budynek jest ogrzewany zimą do temperatury normatywnej i chłodzony latem do tzw. temperatury nadążnej.



Rys. 4. Trójwymiarowy model numeryczny budynku – podstawa symulacji energetycznych

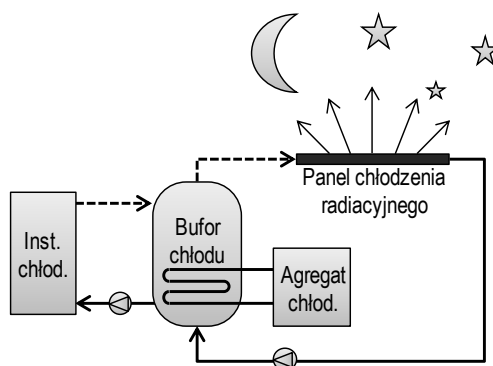
Wykorzystując dynamiczny model energetyczny budynku, zbudowany przy wykorzystaniu aplikacji komputerowej EDSL TAS, wyznaczono potrzeby energetyczne analizowanego budynku w skali całego roku. Symulację przeprowadzono w kroku godzinowym dla warunków typowego roku klimatycznego we Wrocławiu (rys. 5). Projektowe obciążenie cieplne budynku wynosi $8,0 \text{ kW}$, projektowe obciążenie chłodnicze $8,8 \text{ kW}$, roczne zapotrzebowanie ciepła na cele ogrzewania $17\,228 \text{ kWh}$, a chłodu $9\,887 \text{ kWh}$.



Rys. 5. Roczne zapotrzebowanie ciepła i chłodu w analizowanym budynku

Istnieje wiele rozwiązań instalacji i systemów chłodzenia budynków gdzie czynnikiem obiegowym jest woda. W zależności od przyjętego rozwiązania zmieniają się temperatury robocze wody obiegowej oraz rodzaj i wielkość odbiornika chłodu w pomieszczeniu. Niskie temperatury robocze wody obiegowej (np. 12/16°C) pozwalają ograniczać wielkość odbiornika i zwiększyć jego wydajność, wymagają jednak bardzo sprawnego źródła chłodu. Średnie temperatury (np. 14/18°C) zwiększają wymaganą powierzchnię odbiornika chłodu, pozwalając jednocześnie na stosowanie bardziej energooszczędnych źródeł chłodu. Wyższe temperatury wody obiegowej (np. 16/20°C) wymagają dużych powierzchni chłodzących w pomieszczeniach, jednocześnie umożliwiając wykorzystanie naturalnych źródeł chłodu o małej gęstości strumienia ciepła. W budynkach jednorodzinnych, gdzie wymagania odnośnie temperatury chłodzonych pomieszczeń są umiarkowane, spotyka się nawet układy chłodzące o relatywnie wysokich parametrach (np. 18/22°C) wykorzystujące płaszczyzny chłodzące będące w okresie zimowym ogrzewaniami płaszczyznowymi (podłogi, ściany). W czasie upałów jest to znaczna ulga dla użytkowników, a złożony układ chłodzenia aktywnego nie wymaga inwestycji.

Do analizy przyjęto wodny, dwururowy, pompowy system chłodzenia, zasilany konwencjonalnym sprężarkowym źródłem chłodu napędzanym energią elektryczną, dla czterech typowych zakresów temperatury wody obiegowej 12/16, 14/18, 16/20 i 18/22°C. Wykorzystując wspólny bufor układ wspomagany jest zespołem płaskich paneli chłodzenia radiacyjnego (rys. 6). Rodzaj odbiornika chłodu ma w tej analizie znaczenie wtórne, ponieważ celem jest określenie udziału chłodzenia radiacyjnego w rocznym zapotrzebowaniu chłodu w domu jednorodzinnym bez wskazywania szczegółowego rozwiązania instalacyjnego.



Rys. 6. Schemat instalacji pozyskiwania chłodu z chłodzenia radiacyjnego

Udział chłodzenia radiacyjnego w zaspokajaniu zapotrzebowania chłodu w budynku wyznaczono w całorocznej symulacji energetycznej zapotrzebowania chłodu i radiacyjnej produkcji chłodu. Dodatkowo w celu sprawdzenia wpływu wielkości paneli radiacyjnych dla tego samego budynku wariantowo zmieniano ich powierzchnię od

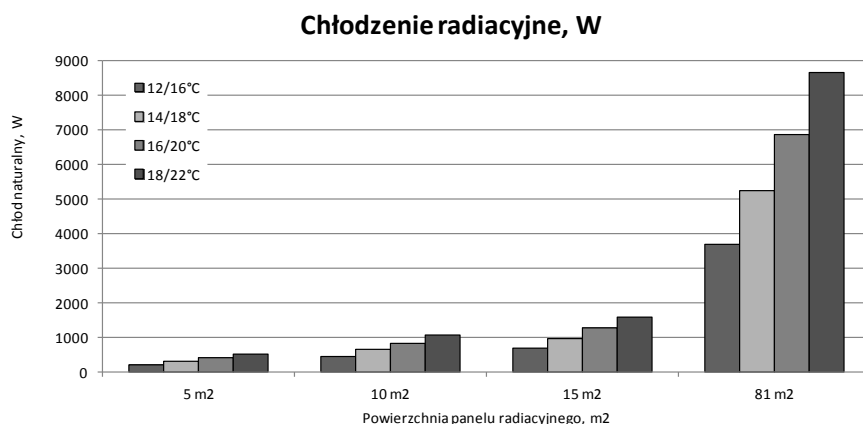
5 poprzez 10, 15 aż po 81 m² czyli całą dostępną powierzchnię dachu. Szczegółowo przeanalizowano dane meteorologiczne pod kątem występowania warunków umożliwiających chłodzenie radiacyjne oraz ilości naturalnego chłodu dostępnego z paneli radiacyjnych. Założono, że chłodzenie radiacyjne nie zachodzi przy pełnym zachmurzeniu, a w pozostałych przypadkach jego intensywność zależy od stopnia zachmurzenia niebosłonu. Chłodzenie radiacyjne zachodzi, gdy temperatura wody obiegowej jest maksymalnie o 1 K wyższa od temperatury otoczenia (ze względu na konwekcyjne straty ciepła panelu radiacyjnego).

2.2. WYNIKI

Całoroczna analiza oparta na symulacji numerycznej w kroku godzinowym pozwala w precyzyjny sposób ocenić możliwości zasilania lub wspomaganie konwencjonalnego układu chłodzenia budynku panelami chłodzenia radiacyjnego. W przeciwieństwie do mechanicznych lub chemicznych źródeł chłodu nie wymagają one zasilania energią poza napędem pompy obiegowej. Podsumowanie wyników dotyczących wszystkich analizowanych wariantów zestawiono w tabeli 1 i przedstawiono na wykresie (rys. 7). Podano w niej roczną produkcję naturalnego chłodu oraz jej procentowy udział w rocznym zapotrzebowaniu chłodu w budynku, rozumiany jako oszczędność energii konwencjonalnej.

Tabela 1. Roczna produkcja chłodu w systemie chłodzenia radiacyjnego zależnie od wielkości kolektora i parametrów wodnej instalacji chłodu

Zapotrzebowanie chłodu, [kWh/a]	Parametry wodnej instalacji chłodu	Oszczędność	Chłodzenie radiacyjne 5 m ² , [W]	Chłodzenie radiacyjne 10 m ² , [W]	Chłodzenie radiacyjne 15 m ² , [W]	Chłodzenie radiacyjne 81 m ² , [W]
9 887	12/16°C	kWh	229	458	688	3 713
		%	2,3%	4,6%	7,0%	37,6%
	14/18°C	kWh	323	646	970	5 236
		%	3,3%	6,5%	9,8%	53,0%
	16/20°C	kWh	425	849	1 274	6 879
		%	4,3%	8,6%	12,9%	69,6%
	18/22°C	kWh	536	1 071	1 607	8 675
		%	5,4%	10,8%	16,2%	87,7%

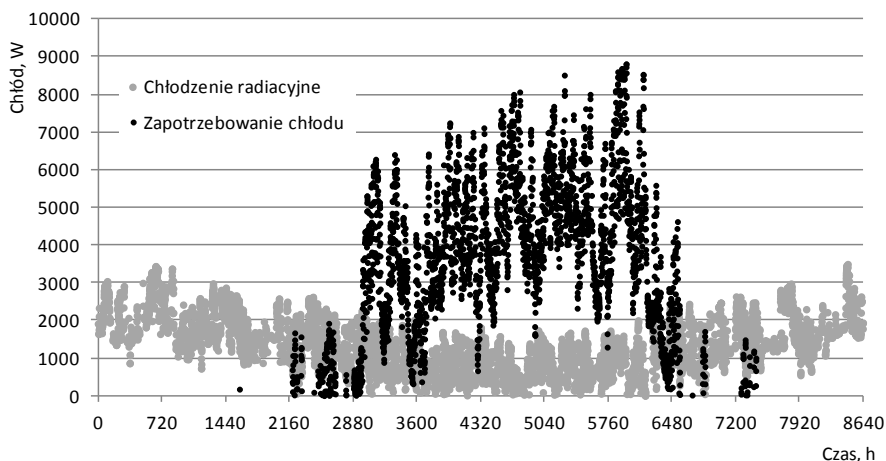


Rys. 7. Roczna produkcja chłodu w systemie chłodzenia radiacyjnego zależnie od wielkości panelu i parametrów wodnej instalacji chłodu

Zestawienie wyników pokazuje, że możliwe jest wspomaganie konwencjonalnego układu chłodzącego w budynku za pomocą paneli radiacyjnych (chłodzenia radiacyjnego). Wraz z rosnącą powierzchnią paneli radiacyjnych rośnie udział naturalnego chłodu w pokrywaniu zapotrzebowania budynku. Dodatkowo dla danej powierzchni paneli radiacyjnych widoczne jest zwiększanie udziału naturalnego chłodu wraz ze wzrostem temperatury wody obiegowej w układzie chłodzenia. Oznacza to, że naturalne źródło chłodu sprawniej zasila układy o mniejszej różnicy temperatur między wodą obiegową i otoczeniem, czyli wymagające mniejszej gęstości strumienia chłodu. W budynkach jednorodzinnych jest to wynik akceptowalny, w dużych komercyjnych obiektach może być to spore ograniczenie. Wysokie parametry i mała gęstość strumienia chłodu wymagają dużych nakładów na odbiorniki (wymyenniki w pomieszczeniach) i przewody transportowe oraz zapowiada duże koszty pompowania. W domach jednorodzinnych wyposażonych już w systemy ogrzewania płaszczyznowego rozwiązanie to jest bardzo atrakcyjne. W analizowanym budynku wykorzystując całą dostępną powierzchnię dachu i obiegi ogrzewania podłogowego do chłodzenia pomieszczeń uzyskuje się 88% pokrycie potrzeb chłodniczych z naturalnego źródła, czyli bez pracy konwencjonalnego źródła chłodu. Oznacza to brak lub spore ograniczenie emisji CO₂ związanej z zużyciem energii elektrycznej przez sprężarkowe źródło chłodu.

Wyniki całorocznej analizy energetycznej pracy paneli radiacyjnych umożliwiają wskazanie okresów pracy paneli radiacyjnych oraz ocenę intensywności ich pracy w tych okresach. Wydajność chłodnicza paneli radiacyjnych, wykorzystywanych w zaproponowany w artykule sposób, są najmniejsze w okresie występowania najwyższych temperatury zewnętrznych, co niestety obniża ich przydatność. Uwzględniając jednak częstotliwość i czas trwania ekstremalnych temperatur okazuje się, że są to bar-

dzo małe ilości godzin w ciągu roku. Największa wydajność chłodnicza paneli radiacyjnych osiągana jest w okresach przejściowych przy względnie niewielkich lecz długotrwałych obciążeniach chłodniczych (rys. 8).



Rys. 8. Przykładowy wykres produkcji chłodu w systemie chłodzenia radiacyjnego dla wielkości panelu 15 m^2 i parametrów pracy instalacji $12/16^\circ\text{C}$

Powyższa analiza, dla rozpatrywanej lokalizacji, stawia pod sporym znakiem zapytania zasadność inwestycji w system wspomaganie instalacji chłodniczej panelem radiacyjnego chłodzenia szczególnie dla instalacji pracujących na niskich i średnich parametrach czynnika chłodniczego przy niewielkiej jego powierzchni. Wykorzystanie zjawiska radiacyjnego chłodzenia jest racjonalne i będzie najbardziej korzystne pod względem kosztów eksploatacji jedynie w przypadku możliwie najwyższych parametrów pracy instalacji chłodniczej oraz przy wykorzystaniu względnie dużej powierzchni paneli. W praktyce jako wspomaganie konwencjonalnego źródła chłodu rozwiązanie to może znaleźć zastosowanie głównie dla układów pracujących przy wykorzystaniu belek i płaszczyzn chłodzących przy jednoczesnym zagospodarowaniu znacznej powierzchni w miarę płaskiego dachu oraz wszędzie tam gdzie liczyć się będzie ekologiczny i nowatorski sposób pozyskiwania naturalnej energii.

3. PODSUMOWANIE

Obecnie ponownie skłaniamy się ku wszelkim możliwym sposobom pozyskiwania darmowej energii powstającej naturalnie w środowisku. Liczne wymagania prawne Unii Europejskiej, rosnąca świadomość oraz trend oszczędzania i poszanowania energii

sprawiają iż każde rozwiązanie nawet nieznacznie poprawiające sprawność działania instalacji chłodniczej winno być brane pod uwagę już na etapie planowania, projektowania, jak i realizacji nowych inwestycji.

Jak pokazała powyższa analiza właściwie wykorzystane chłodzenie radiacyjne pozwala na ograniczenie zużycia energii konwencjonalnej w przyjazny dla środowiska sposób, a dla rozwiązań skrajnie korzystnych np. w budynkach prawie- i zeroenergetycznych możliwe jest pasywne chłodzenie oparte wyłącznie na panelach radiacyjnych. Wymaga to odpowiedniego wykorzystania aspektów architektonicznych budynku, właściwego sposobu akumulacji i dystrybucji chłodu w budynku oraz poprawnej współpracy z innymi pasywnymi rozwiązaniami.

Interesującym rozwiązaniem jest połączenie w jednej płaszczyźnie kolektora słonecznego i panelu radiacyjnego. W dzień pozyskuje ona ciepło jako kolektor słoneczny, w nocy wytwarza chłód wykorzystując chłodzenie radiacyjne. Ogromnie poprawiło by rentowność inwestycji i wykorzystanie powierzchni dachu. Upowszechnienie nowoczesnych rozwiązań materiałowych [3–5] pozwoli na rozwój i dostępność tej formy wytwarzania chłodu w budynkach.

Praca została sfinansowana ze środków na działalność statutową nr S50532 Katedry Klimatyzacji, Ogrzewnictwa, Gazownictwa i Ochrony Powietrza.

LITERATURA

- [1] NOWAK H., *Oddziaływanie cieplnego promieniowania środowiska zewnętrznego na budynek*, Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej, Wrocław 1999.
- [2] NOWAK H., *Zastosowanie badań termowizyjnych w budownictwie*, Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej, Wrocław 2012.
- [3] RAMAN A.P., ANOMA M.A., Zhu L., REPHAELI E., FAN S., *Passive radiative cooling below ambient air temperature under direct sunlight*, Nature, 2014, Vol. 515, 540–544.
- [4] ZAREA A., HANIFA M., MAHLIAA, T.M.I., SAKSAHDANA T.J., METSELAARC H.S.C., *Potential energy savings by radiative cooling system for a building in tropical climate*, Renewable and Sustainable Energy Reviews, 2014, Vol. 32, 642–650.
- [5] ZHU L., RAMAN A., FAN S., *Radiative cooling of solar absorbers using a visibly transparent photonic crystal thermal blackbody*, Proceedings of the National Academy of Sciences, Vol. 112, No. 40, 12282–12287.

POSSIBILITY OF USE COOLING RADIATION IN THE SINGLE-FAMILY BUILDING

The article presents a simplified analysis of the reasonableness of the use of radiation cooling for the needs of single-family building in climatic conditions of the city on the Polish territory.

Wojciech CEPIŃSKI, Maria KOSTKA, Agnieszka ZAJĄC*

MOŻLIWOŚCI WYKORZYSTANIA SWOBODNEGO CHŁODZENIA W WARUNKACH KLIMATYCZNYCH POLSKI

W artykule omówiono możliwości wykorzystania swobodnego chłodzenia w warunkach klimatycznych Polski dla trzech typowych parametrów wodnego czynnika chłodniczego. Uwzględniono możliwość wykorzystania free-coolingu w sezonie chłodniczym – w miesiącach V–IX oraz w cyklu całorocznym. Na podstawie danych z polskich stacji meteorologicznych sporządzono mapki możliwości wykorzystania potencjału powietrza zewnętrznego dla terenu Polski.

1. WSTĘP

1.1. WPROWADZENIE

Nieodzowna potrzeba oszczędności energii oraz konieczność ograniczania zanieczyszczenia powietrza zobowiązuje do bardziej powszechnego stosowania rozwiązań sprzyjających wykorzystywaniu darmowej energii naturalnej. Do zmian w sektorze energetycznym obligują nas także dyrektywy przyjmowane przez Parlament Unii Europejskiej, m.in. pakiet energetyczno-klimatyczny (pakiet „3 x 20”), który jest zbiorem ustaw mających na celu przeciwdziałanie zmianom klimatycznym. Zgodnie z nim kraje należące do Unii Europejskiej mają do roku 2020 zmniejszyć emisję dwutlenku węgla o 20%, zmniejszyć zużycie energii o 20% oraz zwiększyć zużycie energii z odnawialnych źródeł do 20%. Ponadto, dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2010/31/UE z dnia 19 maja 2010 r. w sprawie charakterystyki energetycznej budynków, zobowiązuje państwa członkowskie do doprowadzenia do tego, aby od początku 2021r. wszystkie nowo powstające budynki były obiektami „o niemal zerowym zużyciu energii”.

* Politechnika Wroclawska, Wydział Inżynierii Środowiska, Katedra Klimatyzacji, Ogrzewnictwa, Gazownictwa i Ochrony Powietrza, Wybrzeże Stanisława Wyspiańskiego 27, 50–370 Wrocław, maria.kostka@pwr.edu.pl.

W związku z powyższym, także w szeroko pojętej branży budowlanej, bardzo pożądane są wszelkie działania prowadzące do ograniczenia zużycia energii oraz do skutecznego podwyższania efektywności działania urządzeń, zwłaszcza dla celów zapewnienia właściwego mikroklimatu pomieszczeń. A warto przypomnieć, że w naszej strefie klimatycznej na potrzeby kształtowania mikroklimatu, na ogrzewanie i chłodzenie pomieszczeń, zużywa się prawie 40% wytworzonej mocy.

Zmniejszenie zapotrzebowania na energię oraz zwiększenie wykorzystania energii odnawialnej może być osiągnięte m.in. dzięki zastosowaniu swobodnego chłodzenia, które zależnie od warunków klimatycznych i zastosowanego układu chłodniczego jest w stanie pokryć pewną część potrzeb chłodniczych, a w okresach mniej korzystnych wspomóc częściowo działanie instalacji.

1.2. SWOBODNE CHŁODZENIE

Celem swobodnego chłodzenia, czyli tzw. free-cooling jest maksymalne wykorzystanie potencjału zawartego w powietrzu zewnętrznym, w momencie w którym temperatura jego jest niższa od parametrów pracy instalacji chłodniczej. W rozwiązaniu takim część energii niezbędnej do obniżenia temperatury czynnika chłodniczego, która w wariancie podstawowym związana jest z pracą sprężarki, zastąpiona zostaje energią dostarczoną w sposób bezpośredni (wymiana ciepła czynnik wodny-powietrze atmosferyczne w wymienniku przeponowym), z pominięciem lub ograniczeniem pracy obiegu sprężarkowego. W związku z ograniczeniem zużycia energii na pracę agregatu chłodniczego, efektem zastosowania swobodnego chłodzenia jest wzrost efektywności energetycznej procesu ochładzania wody na potrzeby klimatyzowania pomieszczeń oraz redukcja kosztów tego procesu.

Swobodne chłodzenie może być z powodzeniem wykorzystywane w obiektach biurowych, handlowych, usługowych i mieszkalnych oraz przemysłowych. Czynnikiem wpływającym na potencjał jego wykorzystania jest jednak temperatura czynnika wodnego zasilającego chłodnicę powietrza. Im niższa jest ta temperatura, tym mniejsza jest wymagana powierzchnia wymiany ciepła, a więc mniejsze gabaryty chłodnic powietrza, a także mniejsze średnice instalacji rozprowadzającej czynnika. Jednocześnie niestety mniejszy jest potencjał wykorzystania free-cooling. Niska temperatura czynnika gwarantuje także większe osuszenie powietrza przepływającego przez chłodnicę, co niekiedy jest zjawiskiem koniecznym, a w innym przypadku niepożądanym. Wykorzystanie urządzeń pozwalających na swobodne chłodzenie powietrza powinno być zatem podparte analizą potencjału wykorzystania tego procesu dla konkretnego rozwiązania instalacji wentylacyjnej lub klimatyzacyjnej.

Istnieje szereg rozwiązań schładzania i dochładzania wody powracającej z urządzeń wentylacyjnych i klimatyzacyjnych. W praktyce inżynierskiej, każdorazowo wybór konkretnego rozwiązania dopasowuje się do potrzeb instalacji i charakteru zapotrzebowania na energię chłodniczą obiektu.

2. ANALIZA

2.1. ZAŁOŻENIA

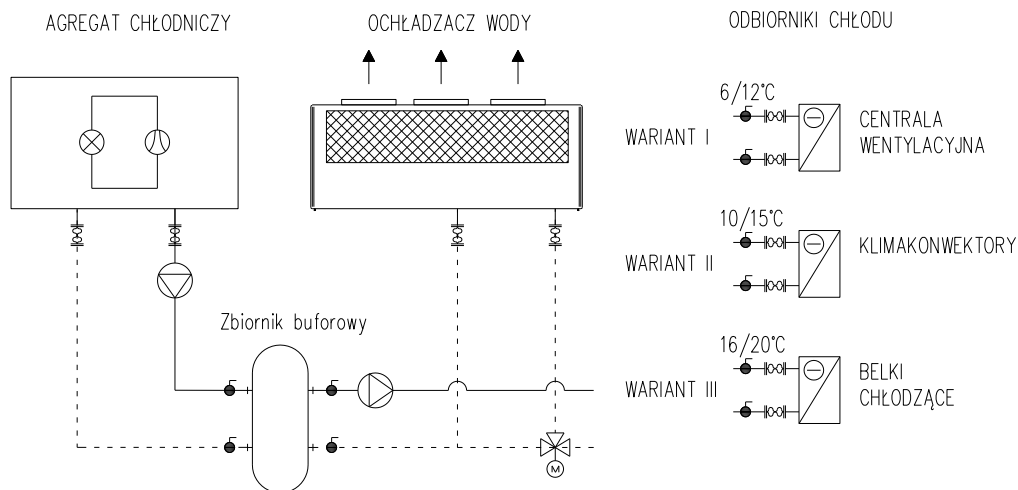
Korzystając ze statystycznych danych klimatycznych udostępnionych na stronie Ministerstwa Infrastruktury i Budownictwa [1] przeanalizowano temperatury zewnętrzne dla 61 stacji meteorologicznych na terenie całego kraju.

Rozpatrzono dwa przypadki pracy instalacji tj. całoroczne i sezonowe (w miesiącach V–IX) działanie układu chłodniczego. Ponadto, założono trzy warianty pracy instalacji wentylacyjnych lub klimatyzacyjnych z chłodzeniem powietrza za pomocą czynnika wodnego:

- I wariant - praca instalacji oparta na centralnym ochładzaniu powietrza w chłodnicy o parametrach czynnika $6/12^{\circ}\text{C}$,
- II wariant - praca instalacji oparta na ochładzaniu powietrza w klimakonwektorach pracujących na parametrach czynnika chłodniczego $10/15^{\circ}\text{C}$,
- III wariant – praca instalacji oparta na ochładzaniu powietrza w belkach chłodzących pracujących na parametrach czynnika chłodniczego $16/20^{\circ}\text{C}$.

Założono akumulację ciepła w zbiorniku buforowym ładowanym w korzystnych okresach.

Na potrzeby analizy przejęto układ przedstawiony na rysunku 1.

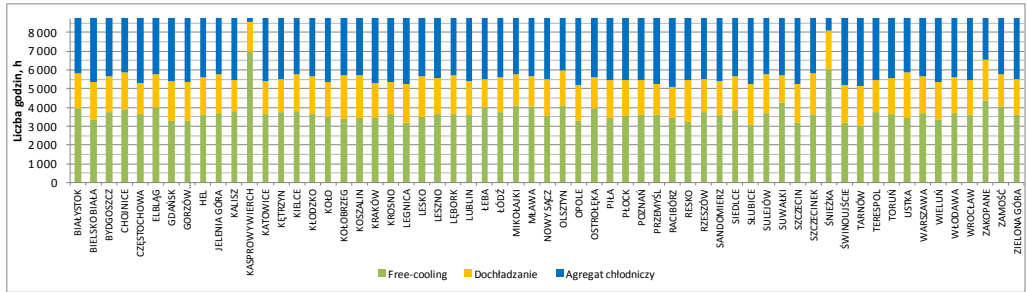


Rys. 1. Schemat rozpatrywanego układu chłodniczego

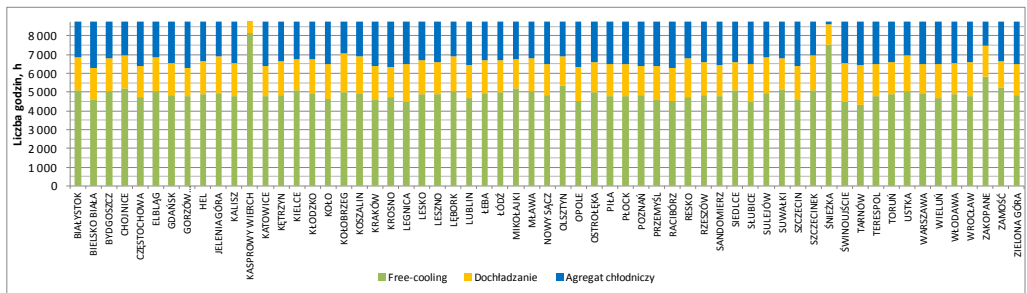
2.2. WYNIKI

Dane meteorologiczne przeanalizowano pod kątem możliwości pełnego oraz częściowego wykorzystania swobodnego chłodzenia. Analiza dotyczyła wyłącznie potencjału powietrza zewnętrznego i nie brała pod uwagę możliwości zapewnienia wymaganej ilości energii oraz możliwości doboru urządzeń dla konkretnego rozwiązania.

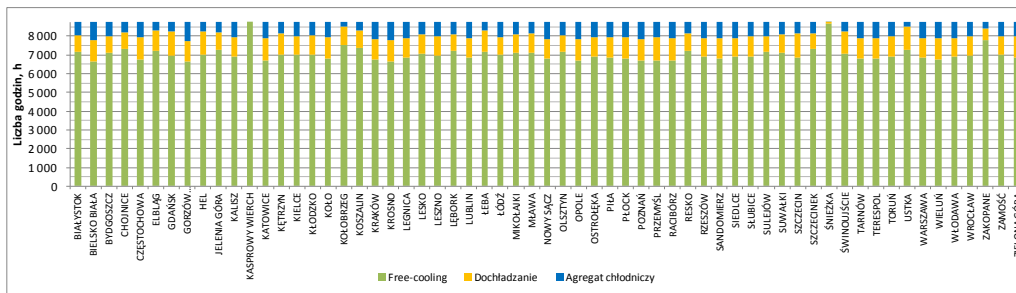
Na rysunkach 2–7 zaprezentowano wyniki analizy dla sezonowej i całorocznej pracy układów. Kolorem zielonym na wykresach zaznaczono liczbę godzin, kiedy temperatura powietrza zewnętrznego umożliwia schłodzenie czynnika do założonych parametrów. Kolorem pomarańczowym oznaczono liczbę godzin, kiedy powietrze zewnętrzne pozwala na częściowe schłodzenie czynnika, jednak konieczna jest także praca tradycyjnego układu sprężarkowego. Kolorem niebieskim natomiast oznaczono liczbę godzin, kiedy niemożliwe jest schłodzenie czynnika za pomocą free-coolingu i konieczne staje się działanie agregatu.



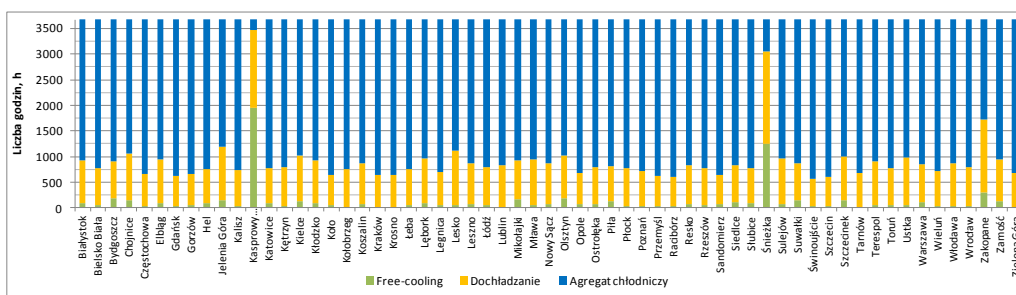
Rys. 2. Liczba godzin pracy instalacji ze swobodnym chłodzeniem (free-coolingu oraz dochładzanie) oraz działania wyłącznie układu sprężarkowego, cykl całoroczny, wariant I – parametry czynnika chłodniczego 6/12°C



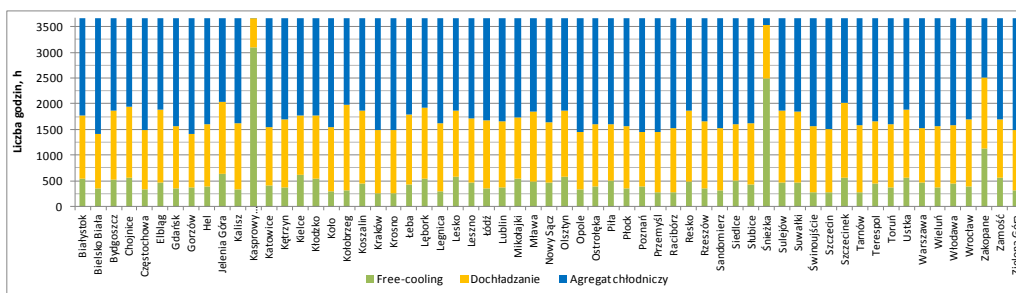
Rys. 3. Liczba godzin pracy instalacji ze swobodnym chłodzeniem (free-coolingu oraz dochładzanie) oraz działania wyłącznie układu sprężarkowego, cykl całoroczny, wariant II – parametry czynnika chłodniczego 10/15°C



Rys. 4. Liczba godzin pracy instalacji ze swobodnym chłodzeniem (free-cooling oraz dochładzanie) oraz działania wyłącznie układu sprężarkowego, cykl całoroczny, wariant III – parametry czynnika chłodniczego 16/20°C



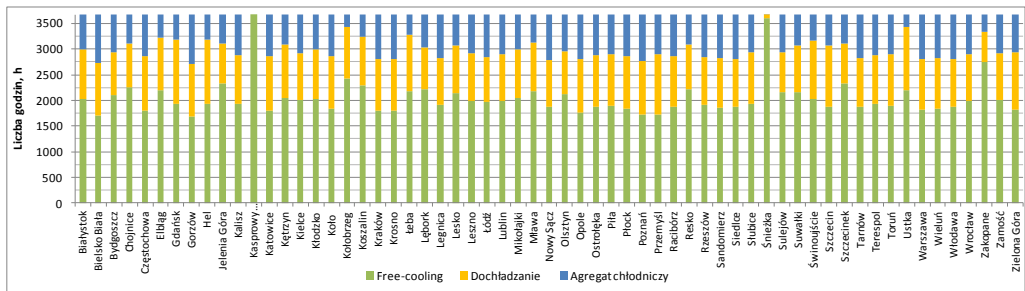
Rys. 5. Liczba godzin pracy instalacji ze swobodnym chłodzeniem (free-cooling oraz dochładzanie) oraz działania wyłącznie układu sprężarkowego, cykl sezonowy, wariant I – parametry czynnika chłodniczego 6/12°C



Rys. 6. Liczba godzin pracy instalacji ze swobodnym chłodzeniem (free-cooling oraz dochładzanie) oraz działania wyłącznie układu sprężarkowego, cykl sezonowy, wariant II – parametry czynnika chłodniczego 10/15°C

Na wykresach zauważyć można, iż największy potencjał wykorzystania swobodnego chłodzenia gwarantują instalacje pracujące na wysokich parametrach czynnika chłodniczego. W praktyce sytuacja ta ma najczęściej miejsce w przypadku urządzeń pracujących z wykluczeniem kondensacji wilgoci na powierzchniach wymiennika

(belki i płaszczyzny chłodzące, klimakonwektory i wentylokonwektory) oraz w urządzeniach z ograniczeniem kondensacji (klimakonwektory i wentylokonwektory).



Rys. 7. Liczba godzin pracy instalacji ze swobodnym chłodzeniem (free-cooling oraz dochładzanie) oraz działania wyłącznie układu sprężarkowego, cykl sezonowy, wariant III – parametry czynnika chłodniczego 16/20°C

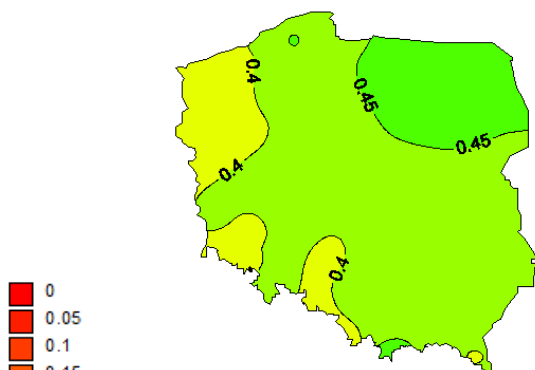
Z przeprowadzonej analizy wynika, iż średni możliwy czas wykorzystania swobodnego chłodzenia wynosi w Polsce:

- dla parametrów czynnika chłodniczego 6/12°C i pracy całorocznej ok. 3600 h, a dla pracy w okresie V–IX ok. 80 h,
- dla parametrów czynnika chłodniczego 10/15°C i pracy całorocznej ok. 4900 h, a dla pracy w okresie V–IX ok. 430 h,
- dla parametrów czynnika chłodniczego 16/20 °C i pracy całorocznej ok. 7000 h, a dla pracy w okresie V–IX ok. 2000 h,

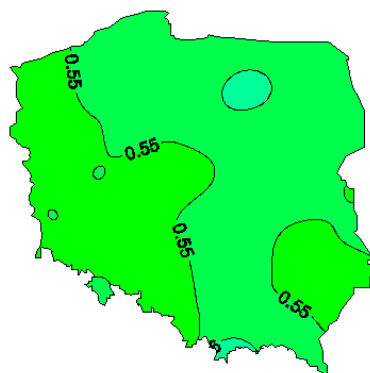
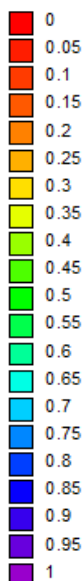
Przy obliczaniu średniego czasu możliwego wykorzystania swobodnego chłodzenia nie uwzględniono wyników dla Śnieżki i Kasprowego Wierchu, ze względu na to, że nie są to obszary reprezentatywne dla całego regionu. Ponadto miejsca te nie stanowią typowej lokalizacji dla klimatyzowanych budynków.

Poniżej umieszczono poglądowe mapy terenu Polski obrazujące możliwy procentowy czas wykorzystania swobodnego chłodzenia w instalacjach pracujących w cyklu całorocznym. Przy sporządzaniu map, podobnie jak powyżej, nie brano pod uwagę stacji meteorologicznych zlokalizowanych na Śnieżce i Kasprowym Wierchu.

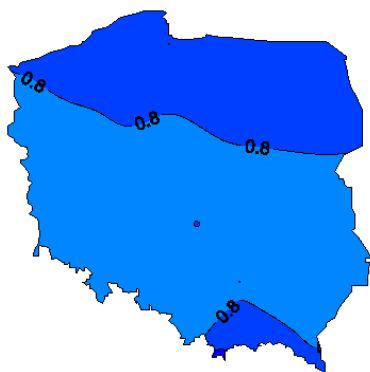
Dla potrzeb całorocznego użytkowania instalacji chłodniczej, pracującej na parametrach czynnika 6/12°C, możliwe jest wykorzystanie swobodnego chłodzenia średnio przez ok. 40% roku. Z kolei w instalacji pracującej na parametrach czynnika 10/15°C wykorzystanie free-cooling jest możliwe przez ok. 55% roku. Jeśli z kolei parametry czynnika w instalacji chłodniczej będą wynosiły 16/20°C, to średnio przez 80% roku powietrze zewnętrzne będzie miało temperaturę umożliwiającą swobodne chłodzenie. Powyższe szacunki pozwalają stwierdzić, że zastosowanie free-cooling w polskich warunkach klimatycznych, w instalacjach chłodniczych użytkowanych całorocznie ma szansę stać się inwestycją uzasadnioną ekonomicznie.



Rys. 8. Udział czasu możliwego wykorzystania free-cooling w instalacjach chłodniczych pracujących w cyklu całorocznym, wariant I – parametry czynnika chłodniczego 6/12°C

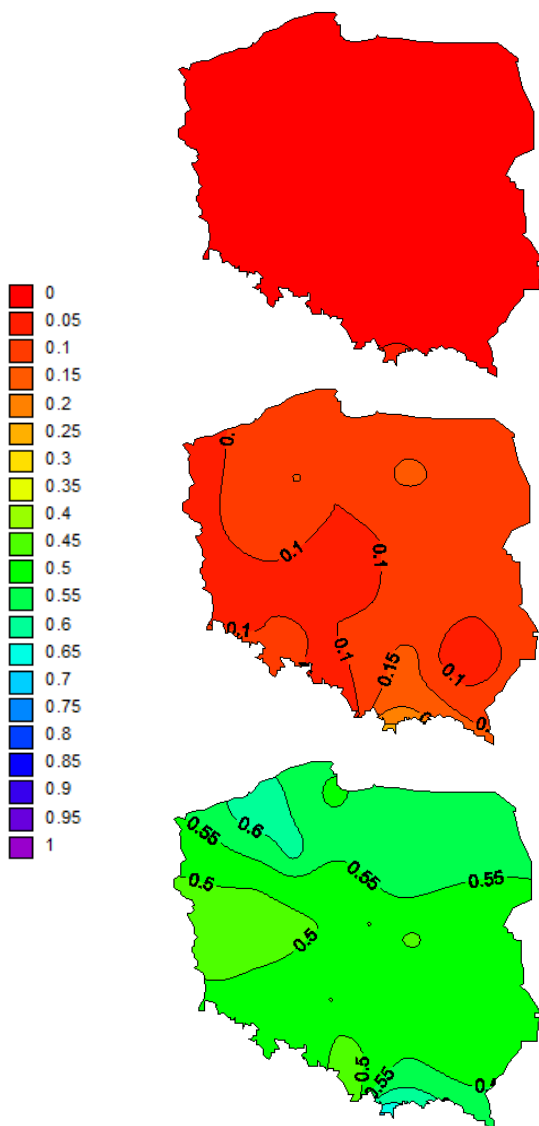


Rys. 9. Udział czasu możliwego wykorzystania free-cooling w instalacjach chłodniczych pracujących w cyklu całorocznym, wariant I – parametry czynnika chłodniczego 10/15°C



Rys. 10. Udział czasu możliwego wykorzystania free-cooling w instalacjach chłodniczych pracujących w cyklu całorocznym, wariant I – parametry czynnika chłodniczego 16/20°C

Zupełnie inaczej przedstawia się sytuacja urządzeń chłodniczych pracujących w cyklu sezonowym. Poniżej przedstawiono mapy Polski z zaznaczonym możliwym udziałem czasu wykorzystania swobodnego chłodzenia w instalacjach pracujących w okresie V–IX.



Rys. 11. Udział czasu możliwego wykorzystania free-cooling w instalacjach chłodniczych pracujących w cyklu sezonowym, wariant I – parametry czynnika chłodniczego 6/12°C

Rys. 12. Udział czasu możliwego wykorzystania free-cooling w instalacjach chłodniczych pracujących w cyklu sezonowym, wariant I – parametry czynnika chłodniczego 10/15°C

Rys. 13. Udział czasu możliwego wykorzystania free-cooling w instalacjach chłodniczych pracujących w cyklu sezonowym, wariant I – parametry czynnika chłodniczego 16/20°C

Dla instalacji pracującej w miesiącach V–IX z parametrami czynnika chłodniczego 6/12°C, wykorzystanie free-cooling możliwe będzie średnio tylko przez 2% sezonu chłodniczego. Dla instalacji w której obliczeniowe parametry czynnika wynoszą 10/15°C udział ten wynosi również niewiele – ok. 12% czasu trwania sezonu. Jedynie najwyższe parametry czynnika chłodniczego 16/20°C dają zadowalające rezultaty – średnio przez ok. 55% czasu trwania sezonu możliwe będzie swobodne chłodzenie.

2.3. WNIOSKI

Dla całorocznego eksploataowania układu chłodniczego np. dla pomieszczeń o prawie stałych zyskach ciepła, zastosowanie swobodnego chłodzenia jest korzystne dla wszystkich rozpatrywanych parametrów czynnika chłodniczego. Najbardziej korzystne pod względem kosztów eksploatacji będzie rozwiązanie opierające się na możliwie najwyższych parametrach pracy instalacji.

Powyższa analiza stawia pod dużym znakiem zapytania zasadność inwestycji w system swobodnego chłodzenia dla instalacji pracujących wyłącznie w sezonie ciepłym, szczególnie na niskich i średnich parametrach czynnika chłodniczego. Dla eksploatacji w rozpatrywanym trybie sezonowym, wykorzystanie free-cooling jest uzasadnione jedynie w przypadku najwyższych parametrów pracy instalacji chłodniczej. W praktyce rozwiązanie to może znaleźć zastosowanie głównie dla układów pracujących przy wykorzystaniu belek i płaszczyzn chłodzących.

Należy również wspomnieć, iż niezwykle istotne jest aby agregat, pomimo zastosowanego sprzęgła hydraulicznego i bufora chłodu, pracował na parametry pracy instalacji, a nie jak ma to często miejsce, na inne, niższe parametry. Pozwoli to na jego pracę z wyższym współczynnikiem wydajności chłodniczej, co przełoży się na obniżoną konsumpcję energii elektrycznej.

Jak wynika z rysunków, możliwości wykorzystania swobodnego chłodzenia nie odbiegają znacznie od siebie na terenie Polski. Większe różnice zaobserwowano jedynie w regionach górskich.

3. PODSUMOWANIE

Właściwie wykorzystane chłodzenie swobodne pozwala na ograniczenie zużycia energii, a dzięki temu zmniejszenie zużycia paliw kopalnych i zredukowanie zanieczyszczenia środowiska. W obliczu obecnych wymagań prawnych, rozwiązanie to powinno być każdorazowo brane pod uwagę już na etapie planowania, projektowania jak i realizacji nowych inwestycji, choć nie zawsze w toku analizy wykazana zostanie jego opłacalność.

Przeprowadzona analiza możliwości wykorzystania swobodnego chłodzenia na potrzeby przygotowania czynnika chłodniczego dla systemów wentylacji i klimatyzacji pomieszczeń, miała na celu wykazanie wrażliwości wyników na parametry oraz czas użytkowania instalacji chłodniczej. Wykazano, że zastosowanie takiego rozwiązania w różnych obszarach Polski i przy różnych sposobach użytkowania instalacji, powinno być każdorazowo poprzedzone analizą techniczno-ekonomiczną, gdyż może się okazać inwestycją opłacalną, lub zupełnie nierentowną.

Praca została sfinansowana ze środków na działalność statutową nr S50532 Katedry Klimatyzacji, Ogrzewnictwa, Gazownictwa i Ochrony Powietrza.

LITERATURA

[1] www.mib.gov.pl.

FREE-COOLING POTENTIAL IN POLISH CLIMATIC CONDITIONS

The article discusses the possibilities of using free cooling in Polish climatic conditions for three typical ways of cooling – seasonal and year-round. Maps showing the potential of the outside air for free-cooling were based on data from the Polish meteorological stations.

Anna CHLEBOWSKA-STYŚ, Izabela SÓWKA, Łukasz PACHURKA*

ANALIZA SKŁADU PYŁU ZAWIESZONEGO PM₁₀ NA STACJI TŁA MIEJSKIEGO W PIŁE

Celem opracowania była analiza składu pyłu zawieszzonego PM₁₀ na stacji tła miejskiego w województwie wielkopolskim w mieście Piła w latach 2011–2015. W tym celu wykorzystano dane z bazy Wojewódzkiego Inspektoratu Ochrony Środowiska w Poznaniu. Zaprezentowano średnie roczne stężenia PM₁₀, metali ciężkich w PM₁₀ oraz WWA w PM₁₀. Zwrócono uwagę na wyraźną sezonową zmienność stężeń omawianych zanieczyszczeń. Wykazano, iż na terenie miasta Piła występuje problem z zanieczyszczeniem powietrza pyłem zawieszonym PM₁₀ oraz WWA. Nie stwierdzono natomiast przekroczenia dopuszczalnych norm określonych dla metali ciężkich. Występowanie najwyższych stężeń zanieczyszczeń w sezonie zimowym pozwala przypuszczać, że za stan zanieczyszczenia powietrza pyłami zawieszonymi oraz WWA w Piłie odpowiedzialne jest zjawisko niskiej emisji z sektora komunalno-bytowego.

1. WPROWADZENIE

1.1. INFORMACJE PODSTAWOWE

Zanieczyszczenie powietrza w znaczący sposób wpływa na środowisko i warunki zdrowotne populacji [1, 7, 19]. Szczególnie niebezpieczne dla ludzi jest narażenie na pyły zawieszane, które drogą inhalacji wnikają do wnętrza organizmów. Co więcej pyły zawieszane odgrywają ogromną rolę w zmianach klimatu poprzez zaburzenie równowagi radiacyjnej na Ziemi. Pyły powodują ochładzanie klimatu poprzez rozpraszanie promieni słonecznych, ale równocześnie prowadzą do ogrzania atmosfery w wyniku absorpcji promieniowania słonecznego. Pośredni wpływ pyłów zawieszonych na zmiany klimatu wynika z ich wpływu na zmiany w składzie chmur. Obecnie,

* Zakład Ekologii i Zarządzania Ryzykiem Środowiskowym, Wydział Inżynierii Środowiska, Politechnika Wrocławska, pl. Grunwaldzki 9, 50–370 Wrocław, anna.chlebowska@pwr.edu.pl.

pośrednie, jak i bezpośrednie działanie pyłów zawieszonych stwarza dużą niepewność w tworzeniu prognoz klimatycznych [18, 13, 25].

Wpływ pyłów zawieszonych na zdrowie determinowany jest wielkością ich cząstek. Bardzo małe ziarna, których średnica aerodynamiczna jest mniejsza niż $1\ \mu\text{m}$, wykazują silne właściwości toksyczne, cytotoksyczne i mutagenne. Najwyższy potencjał mutagenny oraz oksydacyjny posiadają cząstki o średnicy mniejszej niż $0,1\ \mu\text{m}$ [4, 15]. Nie tylko wielkość ziaren wpływa na toksyczność pyłów, niezwykle istotny jest także ich skład chemiczny. Niektóre pierwiastki czy związki znajdujące się na powierzchni pyłów mają właściwości toksyczne. Szczególnie niebezpieczna dla zdrowia ludzkiego jest obecność w powietrzu metali ciężkich oraz wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (WWA). Nawet jeśli obecność wyżej wymienionych zanieczyszczeń nie powoduje przekroczenia dopuszczalnych norm, chroniczne narażenie na ich obecność negatywnie wpływa na stan zdrowia. Stwierdzono, że metale ciężkie mają zdolność do akumulacji w tkankach ludzkiego ciała, np. w kościach, nerkach, czy mózgu [6, 26]. Narażenie na tlenki lub sole metali ciężkich może powodować ostre lub chroniczne zatrucia, nowotwory, choroby układu naczyniowego i nerwowego [14]. Najdrobniejsze pyły zawierające w swym składzie tlenek miedzi wykazują wyższą szkodliwość dla komórek ludzkiego ciała niż pyły, które w swym składzie nie zawierają tego związku. Zgrubne ziarna pyłów zawierające dwutlenek tytanu częściej powodują zmiany w kodzie genetycznym niż ziarna o mniejszej średnicy [12]. Według różnych badań prowadzonych na zwierzętach, WWA i ich pochodne wykazują działanie mutagenne, rakotwórcze i nowotworowe [9], niektóre z nich wykazują właściwości teratogenne [28]. Wykazują zdolność addycji do kwasu deoksyrybonukleinowego i właściwości immunosupresyjne po kontakcie skórny, połknięciu lub wniknięciu do wnętrza organizmu drogą inhalacyjną [9]. Benzo(a)piren (B(a)P) został uznany za marker WWA ze względu na swoją wysoką toksyczność w stosunku do ludzi oraz powszechne występowanie w środowisku przyrodniczym [17]. B(a)P posiada zdolność ingerowania w łańcuch DNA, które prowadzi do niewłaściwych transformacji, tym samym przyczynią się do tworzenia zmian nowotworowych [17]. Narażenie na kontakt z WWA może powodować u ludzi zmiany skórne, zaćmy, uszkodzenia nerek i wątroby, żółtaczkę. Ponadto ekspozycja na WWA może powodować nowotwory płuc, piersi, skóry i przełyku [8].

Skład chemiczny pyłów zawieszonych określa ich właściwości takie, jak: gęstość, reaktywność czy toksyczność. Ponadto, skład chemiczny wskazuje na ich główne źródła emisji [20]. Stężenie oraz skład chemiczny pyłów zawieszonych zależą od wielu czynników, przede wszystkim od charakteru i rodzaju źródeł emisji, warunków meteorologicznych oraz obecności prekursorów ich powstawania. Przeprowadzane analizy pyłów (w Polsce głównie frakcji PM_{10} i $PM_{2,5}$) wykonuje się głównie w celu zrozumienia stałych oraz okresowych zależności między ich stężeniami a głównymi źródłami emisji [23, 33]. Są pomocne również w identyfikacji wpływu pyłów na zdrowie oraz środowisko [2, 5, 24,].

Głównymi źródłami metali ciężkich w powietrzu atmosferycznym są przemysł hutniczy oraz metalurgiczny, a także spalanie paliw kopalnych oraz transport. W przypadku WWA jako główne źródła przyjmuje się procesy niepełnego spalania materii organicznej. Za faktem tym przemawia występowanie wysokich stężeń WWA głównie w sezonie grzewczym, kiedy to w domowych instalacjach spalane są paliwa stałe. Emisja WWA związana z indywidualnym ogrzewaniem budynków to około 78% całkowitej emisji benzo(a)pirenu do powietrza z terenu Polski i około 87% sumarycznej emisji czterech WWA: benzo(a)antracenu (B(a)A), benzo(b)fluoroantenu (B(b)F), benzo(k)fluoroantenu (B(k)F) i indeno(1,2,3-cd)-pirenu (IP) [16]. Dodatkowo, na wysokie stężenia WWA oraz metali ciężkich w powietrzu wpływ mają emisje niezorganizowane takie jak wypalanie ściernisk na polach i w ogrodach, spalanie odpadów i śmieci w ogniskach lub urządzeniach do tego nieprzystosowanych. Transport drogowy jest również ważnym źródłem. Ocenia się, że emisja z samochodów stanowi 5% całkowitej emisji B(a)P oraz 2% sumarycznej emisji czterech WWA [16]. Na terenie Polski głównym źródłem emisji WWA i metali ciężkich do powietrza jest tak zwana niska emisja. Stosowanie konwencjonalnych nośników energii sprzyja emisji szkodliwych zanieczyszczeń do środowiska zarówno na obszarach aglomeracji miejskich, jak i terenach wiejskich [27]. Emisja zanieczyszczeń z rafinerii ropy naftowej, hut żelaza, aluminium i miedzi oraz z innych zakładów wykorzystujących w produkcji WWA ma znaczenie lokalne, w przeciwieństwie do zjawiska niskiej emisji, które dotyczy terenu całego kraju (tab. 1).

Tabela 1. Emisja WWA na terenie Polski w 2013 roku [33]

Kategoria źródeł emisji	Emisja w kg/rok			
	benzo(a)piren B(a)P	ben- zo(b)fluoroant en B(b)F	ben- zo(k)fluoroant en B(k)F	indeno(1,2,3- cd)-piren IP
Produkcja energii elektrycznej i ciepła publicznego	0	0,15	0,15	0,03
Stacjonarne spalanie w przemyśle wytwórczym i budownictwie	0	0,19	0,31	0,1
Transport drogowy	2,46	0	0	0
Transport szynowy	0,03	0	0	0
Indywidualne ogrzewanie budynków	35,9	43,24	9,25	46,6
Rolnictwo, leśnictwo, rybołówstwo – maszyny robocze	0,5	0,07	0,07	0,03
Koksownie	7,02	2,34	2,34	2,81
Produkcja aluminium	0,18	0,64	,064	0,08
Inne	0,1	0,01	0,03	0,01
Razem	46,1	46,64	12,79	49,66

W Polsce występuje poważny problem zanieczyszczenia powietrza pyłem zawieszonym PM_{10} oraz $PM_{2,5}$, a co za tym idzie również metalami ciężkimi oraz WWA. Polska odpowiada za 14,6% emisji czterech WWA (tj. B(a)A, B(b)F, B(k)F, IP) z terenu całej Unii Europejskiej. Więcej WWA do środowiska w 2013 roku wyemittowała tylko Hiszpania (16,1%) i Niemcy (16,2%) [16].

Ocenę jakości powietrza w Polsce prowadzi się zgodnie z prawodawstwem krajowym i europejskim. Monitoring prowadzony jest zgodnie z kryteriami określonymi w dyrektywie Parlamentu Europejskiego i Rady 2008/50/WE z dnia 21 maja 2008 roku w sprawie jakości powietrza i czystszej powietrza dla Europy oraz dyrektywie Parlamentu Europejskiego i Rady 2004/107/WE z dnia 15 grudnia 2004 r. w sprawie arsenu, kadmu, niklu, rtęci i wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych w otaczającym powietrzu. Zgodnie z powyższymi dokumentami w Polsce wyznaczone zostały poziomy dopuszczalne substancji w powietrzu dla pyłów PM_{10} i $PM_{2,5}$ oraz Pb jak również poziomy docelowe dla pyłu $PM_{2,5}$ i As, Cd, Ni oraz B(a)P w PM_{10} (tab. 2). Niestety, zarówno w prawie krajowym jak i europejskim nie zostały określone normy regulujące emisję WWA do powietrza. Również w przypadku wykonywania oceny jakości powietrza uwzględnia się jedynie zanieczyszczenie powietrza B(a)P – nie bierze się pod uwagę pozostałych WWA. Wynika to z zapisów dyrektywy 2004/107/WE, według której B(a)P powinien być stosowany jako marker rakotwórczego ryzyka związanego z obecnością pozostałych kancerogennych WWA. Zgodnie z powyższym dokumentem, mimo, iż nie uwzględniane w ocenie jakości powietrza, monitorowane są również inne związki z grupy WWA – takie jak: benzo(a)antracen, benzo(b)fluoroanten, benzo(j)fluoroanten, benzo(k)fluoroanten, indeno(1,2,3-cd)piren, dibenzo(a,h,)antracen i bezno(a)piren.

Tabela 2. Poziomy dopuszczalne substancji w powietrzu [34]

Nazwa substancji	Okres uśredniania wyników pomiarów	Poziom dopuszczalny [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	Dopuszczalna częstość przekroczenia poziomu dopuszczalnego w roku kalendarzowym	Margines tolerancji [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]				
				2010	2011	2012	2013	2014
Pył PM_{10}	24 godziny	50	35	0	0	0	0	0
	rok kalendarzowy	40	-	0	0	0	0	0
Pył $PM_{2,5}$	rok kalendarzowy	25	-	4	3	2	1	1
	rok kalendarzowy	20	-	0	0	0	0	0
Ołów Pb*	rok kalendarzowy	0,5	-	0	0	0	0	0

Tabela 2 cd. Poziomy docelowe substancji w powietrzu [34]

Nazwa substancji	Okres uśredniania wyników pomiarowych	Poziom docelowy	Termin osiągnięcia poziomu docelowego
Pył PM _{2,5}	rok kalendarzowy	25 µg/m ³	2010
Arsen As*	rok kalendarzowy	6 ng/m ³	2013
Nikiel Ni*	rok kalendarzowy	20 ng/m ³	2013
Kadm Cd*	rok kalendarzowy	5 ng/m ³	2013
Benzo(a)piren**	rok kalendarzowy	1 ng/m ³	2013

* suma metalu i jego związków w pyłe zawieszonym PM₁₀

** całkowita zawartość benzo(a)pirenu w pyłe PM₁₀

Celem pracy była analiza składu pyłu zawieszonego PM₁₀ na stacji tła miejskiego w Pile pod kątem zawartości metali ciężkich oraz WWA. Wskazano również na trendy zmian badanych zanieczyszczeń w latach 2011–2015. Z analizy danych literaturowych wynika bowiem, że na terenie Polski, w tym województwa wielkopolskiego stwierdza się wysokie stężenia omawianych zanieczyszczeń.

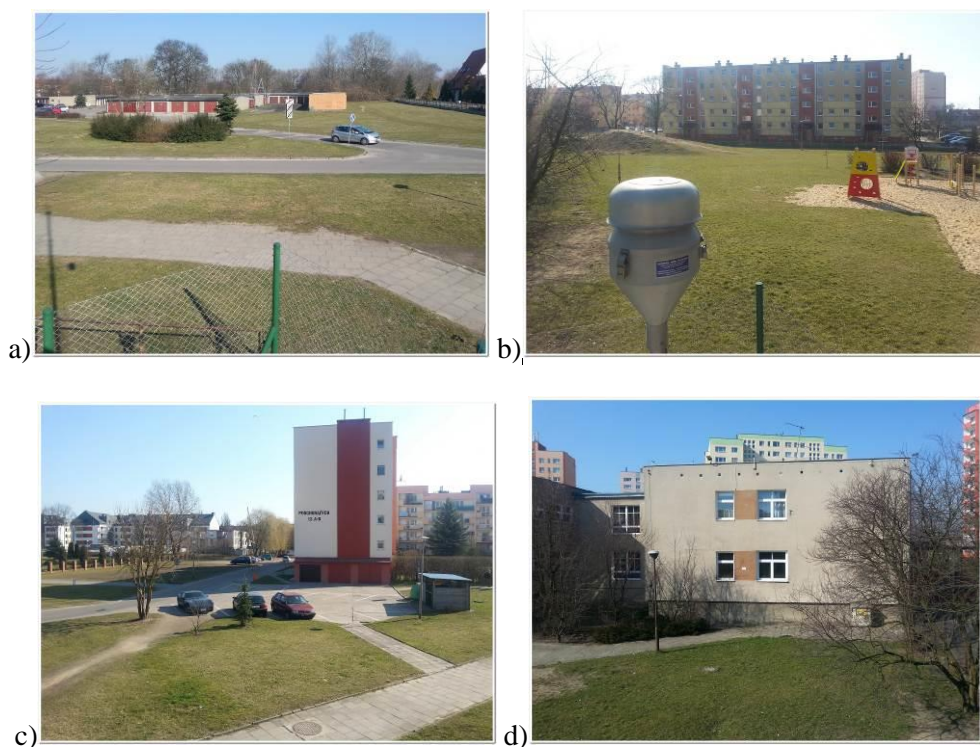
2. CHARAKTERYSTYKA OBSZARU I METODYKA BADAŃ

Dane wykorzystane w opracowaniu pochodzą ze stacji monitoringu powietrza zlokalizowanej w Pile (fot. 1), w województwie wielkopolskim, w strefie wielkopolskiej. Należy ona do wielkopolskiej wojewódzkiej sieci monitoringu powietrza działającej w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska. Właścicielem stacji jest Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Poznaniu, który prowadzi na niej m.in. monitoring tła miejskiego pod kątem WWA. Obowiązek prowadzenia pomiarów nakłada dyrektywa 2004/107/WE, a celem zadania jest określenie udziału benzo(a)pirenu w wielopierścieniowych węglowodorach aromatycznych zawartych w pyłe PM₁₀.



Fot. 1. Stacja monitoringu powietrza w Pile (autor: B. Gruchociak)

Stacja monitoringu powietrza w Pile jest stacją tła miejskiego, spełnia kryteria określone w Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 13 września 2012 roku w sprawie dokonywania oceny substancji w powietrzu [21]. Zlokalizowana jest przy ul. Kusocińskiego, tym samym nie znajduje się w pobliżu ruchliwej drogi oraz źródeł emisji punktowej. Najbliższe otoczenie stacji to zabudowa mieszkaniowa wielorodzinna oraz usługowa (szkoły, stadion żużlowy MOSiR oraz sklepy) (Fot. 2). Warunki meteorologiczne panujące w otoczeniu stacji są typowe dla strefy, w której się znajduje, nie ma również w pobliżu przeszkód, które mogłyby zaburzyć proces dyspersji zanieczyszczeń. Poza manualnymi pomiarami pyłu PM_{10} na stacji prowadzone są automatyczne pomiary SO_2 , NO_2 , NO_x , NO , CO , PM_{10} . Dodatkowo mierzone są podstawowe parametry meteorologiczne. W materiale filtracyjnym z pobranym pyłem PM_{10} oznaczane są: As, Cd, Ni, Pb oraz siedem WWA: benzo(a)antracen (B(a)A), benzo(b)fluoroanten (B(b)F), benzo(j)fluoroanten (B(j)F), benzo(k)fluoroanten (B(k)F), indeno(1,2,3-cd)piren (IP), dibenzo(a,h)antracen (DB(ah)A) i bezno(a)piren (B(a)P) (tab. 3).



Fot. 2. Najbliższe otoczenie stacji monitoringu powietrza w Pile od strony północnej (a), południowej (b), wschodniej (c) i zachodniej (d) (autor: B. Gruchociak)

Tabela 3. Charakterystyka stacji monitoringu powietrza w Pile

Lp.	Parametr	Charakterystyka
1.	Kod krajowy stacji	WpPilaKusoci
2.	Województwo	wielkopolskie
3.	Nazwa i kod strefy	Strefa wielkopolska
4.	Adres	ul. Kusocińskiego 10a
5.	Współrzędne geograficzne	długość: 53.154408 szerokość: 16.759572
6.	Typ obszaru	miejski
7.	Typ stacji	tło miejskie
8.	Data uruchomienia	01.03.2003
9.	Właściciel	Wojewódzki Inspektor Ochrony Środowiska w Poznaniu
10.	Mierzone zanieczyszczenia i parametry meteorologiczne	PM ₁₀ , NO ₂ , NO _x , NO, SO ₂ , CO, temperatura powietrza, kierunek i prędkość wiatru, ciśnienie atmosferyczne, wilgotność względna
11.	Parametry oznaczane w PM ₁₀	As, Cd, Ni, Pb, BaP, BaA, BbF, BjF, BkF, IP, DBaH A

Tabela 4. Charakterystyka punktu pomiarowego PM₁₀ w Pile

Stanowisko pomiarowe	Stężenie PM	Typ miernika/ producent	Wysokość czerpni n.p.m.	Czas próbkiowania	Lokalizacja miernika
Piła, ul. Kusi- cińskiego	PM ₁₀	HVS Enviro- Sense DHA- 80 sampler DIGITEL	5 m	24 godz.	miernik w obudowie zewnętrznej zlokalizowane na terenie stacji pomiarowej

Poboru pyłu PM₁₀ dokonywano przy pomocy impaktora sekwencyjnego wysokoobjętościowego HVS marki DIGITEL typu DHA-80 charakteryzującego się przepływem w zakresie od 200 do 1000 l/min. Impaktor posiada wejście cyfrowe RS232 oraz magazyn filtrów na maksymalnie 14 sztuk. Jako materiał eksploatacyjny wykorzystywane są filtry kwarcowe o średnicy 150 mm. Czerpnia impaktora znajduje się na wysokości 5 m od poziomu gruntu.

Filtry do/z punktu pomiarowego transportowano do/z WIOŚ w Poznaniu, gdzie poddawano je kondycjonowaniu i ważeniu przed i po ekspozycji w pokoju wagowym. Do pomiarów wykorzystywano wagę analityczną Xa 60/220 firmy RADWAG. Filtry po ekspozycji kondycjonowano w takich samych warunkach temperatury i wilgotności względnej, w jakich były przygotowane przed ekspozycją przez okres przynajmniej 48 godzin. Po kondycjonowaniu filtry ważono dwukrotnie, z 24 godzinną przerwą. Filtry po ekspozycji, kondycjonowaniu i ważeniu poddano chemicznej analizie oznaczenia WWA i metali ciężkich [34].

Oznaczenie metali ciężkich wykonywano w akredytowanym laboratorium WIOŚ w Poznaniu. Oznaczenia wykonywano na zbiorczych próbkach tygodniowych łączonych z dobowych wyników. Próbkę łączoną poddawano mineralizacji, do tego celu

wykorzystywano mineralizator falowy. Łączone próbki umieszczano w naczyniach teflonowych i mineralizowano je stopniowo dodając kolejno stężone kwasy: azotowy, fluorowodorowy, nadchlorowy i solny. Następnie zawartość metali oznaczana była metodą absorpcyjnej spektrometrii atomowej z atomizacją w piecu grafitowym zgodnie z normą PN-EN 14902 „Jakość powietrza atmosferycznego – Standardowa metoda oznaczania Pb, Cd, As i Ni we frakcji PM_{10} pyłu zawieszzonego. Do oznaczania próbek stosowano spektrometr absorpcji atomowej AA 240 DUO firmy Agilent Technologies.

Pomiarów stężeń WWA w PM_{10} dokonywano za pomocą ekstrakcji dichlorometanem związków organicznych z filtra z dodatkiem ziemi okrzemkowej, w automatycznym ekstraktorze typu ASE. Analizę ekstraktu wykonywano za pomocą wysokosprawnej chromatografii cieczowej HPLC przy użyciu detektorów fluorescencyjnego i diodowego. Urządzenie wykorzystywane do analizy to wysokosprawny chromatograf cieczowy HPLC FLEXAR FX-10 firmy Perkin Elmer. Stężenie badanych WWA określano metodą wzorca zewnętrznego przez porównanie powierzchni pików.

W pierwszej części opracowania poddano analizie średnioroczne oraz średniamięсяczne stężenia pyłu PM_{10} w latach 2011–2015. W drugiej części skupiono się na zawartościach metali ciężkich w pyłe PM_{10} i przedstawiono zmienność stężeń metali ciężkich w omawianym okresie czasu. W ostatniej części pracy przedstawiono zanieczyszczenie powietrza WWA oraz wskazano na problem przekraczania norm ustanowionych dla B(a)P.

3. ANALIZA WYNIKÓW BADAŃ

Z analizy danych wynika, że w latach 2011–2015 na stacji monitoringu powietrza w Pile nie wystąpiło przekroczenie dopuszczalnej wartości średniorocznej dla pyłu zawieszzonego PM_{10} . Najwyższe średnie roczne stężenie odnotowano w 2014 roku, natomiast najniższe w 2015. Najwyższe stężenie wynosiło $34 \mu\text{g}/\text{m}^3$, co stanowi 85% wartości dopuszczalnej. Należy zwrócić uwagę, że zdecydowanie wyższe stężenia obserwowano w sezonie grzewczym, w sezonie letnim stężenie średnie wynosiło około 50% dopuszczalnej normy (tab. 5). Wysokimi stężeniami zanieczyszczeń charakteryzują się miesiące jesienno-zimowe, w których występuje zjawisko niskiej emisji z sektora komunalno-bytowego (tab. 6). W połączeniu z warunkami meteorologicznymi sprzyjającymi ograniczeniu dyspersji zanieczyszczeń (słaba prędkość wiatru, temperatura powietrza około 0°C) dochodzi do występowania sytuacji smogowych. Najniższymi stężeniami zanieczyszczeń charakteryzują się miesiące letnie (czerwiec, lipiec, sierpień) (rys. 1). Mimo, iż nie obserwowano przekroczenia dopuszczalnej wartości średniorocznej w latach 2011–2015, czterokrotnie wystąpiło przekroczenie dopuszczalnej liczby dni z przekroczeniami wartości średniodobowej, która wynosi

50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. W 2014 roku stwierdzono 60 dni z przekroczeniem dopuszczalnej wartości średniodobowej, oznacza to, że przez około 20% roku w Pile oddychano powietrzem złej jakości. Przekroczenia dopuszczalnej liczby dni nie stwierdzono jedynie w 2013 roku.

Tabela 5. Średnioroczne stężenia pyłu zawieszonego PM₁₀ na stacji monitoringu powietrza w Pile w latach 2011–2015

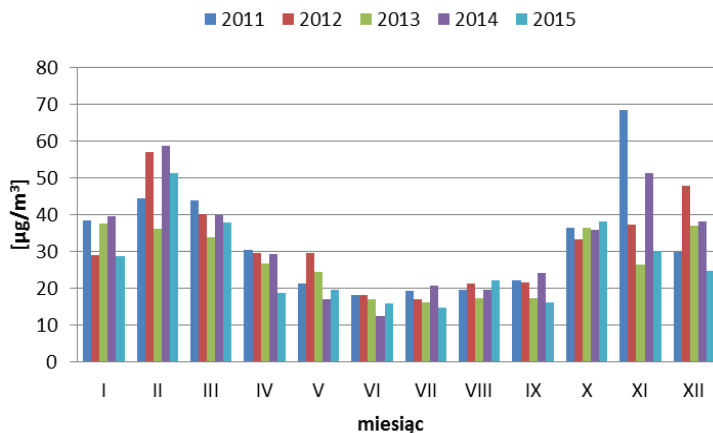
Rok	Stężenie średnie roczne	Stęż. śr. roczne w stosunku do wartości dop.	Stężenie średnie w sezonie grzewczym [IX-IV]	Stęż. śr. w sezonie grzewczym w stosunku do wart. dop.	Stężenie średnie w sezonie letnim [V-VIII]	Stęż. średnie w sezonie letnim w stosunku do wart. dop.	Liczba dni z przekroczeniami poziomem dop. w ciągu doby
	[$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	[%]	[$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	[%]	[$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	[%]	[dni]
2011	32,6	81,5	39,2	98,0	19,6	49,0	57
2012	32,9	82,3	37,0	92,5	21,5	53,8	56
2013	27,4	68,5	31,5	78,75	18,7	46,8	34
2014	34,0	85,0	39,6	99,0	17,5	43,8	60
2015	26,6	66,5	30,7	76,75	18,2	45,5	38

Tabela 6. Średniomiesięczne stężenia pyłu zawieszonego PM₁₀ na stacji monitoringu powietrza w Pile w latach 2011–2015

Rok	Stężenie średnie miesięczne PM ₁₀ [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]											
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
2011	38,4	44,4	43,8	30,4	21,3	18,2	19,3	19,6	22,1	36,5	68,3	30,0
2012	29,1	57,0	40,2	29,5	29,5	18,1	17,2	21,3	21,5	33,4	37,4	47,9
2013	37,7	36,3	33,9	26,8	24,4	17,0	16,2	17,3	17,3	36,4	26,6	37,1
2014	39,6	58,8	40,0	29,4	17,2	12,5	20,7	19,7	24,1	35,8	51,3	38,1
2015	28,7	51,3	37,8	18,9	19,7	16,0	14,7	22,3	16,1	38,2	30,2	24,7

Zawartość metali ciężkich w pyłe PM₁₀ na stacji monitoringu powietrza w Pile nie stanowi problemu. W zdecydowanej większości przypadków w latach 2012–2015 stężenia metali były poniżej granicy oznaczalności (tab. 7), co świadczy o ich bardzo niskim stężeniu w pyłe zawieszonym. W 2011 roku WIOŚ w Poznaniu nie prowadził pomiarów metali ciężkich w PM₁₀. Najwyższe stężenia obserwowano w przypadku zawartości Pb w PM₁₀, jednak były one znacznie poniżej poziomu dopuszczalnego. W 2013 roku została obniżona granica oznaczalności dla wszystkich metali, jednak i ten zabieg nie pozwolił na oznaczenie zawartości arsenu, kadmu i niklu w PM₁₀. W miesiącach zimowych występowały epizody wyższych stężeń poszczególnych me-

tali, dla których możliwe było oznaczenie stężenia w PM₁₀. W związku z tym, iż w większości przypadków stężenia metali w pyłe PM₁₀ były poniżej granicy oznaczalności można stwierdzić, że wartości docelowe dla metali ciężkich w PM₁₀ nie zostały przekroczone.



Rys. 1. Wartości średniomiesięczne pyłu zawieszonego PM₁₀ w latach 2011–2015

Zawartość metali ciężkich w pyłe PM₁₀ na stacji monitoringu powietrza w Pile nie stanowi problemu. W zdecydowanej większości przypadków w latach 2012–2015 stężenia metali były poniżej granicy oznaczalności (tab. 7), co świadczy o ich bardzo niskim stężeniu w pyłe zawieszonym. W 2011 roku WIOŚ w Poznaniu nie prowadził pomiarów metali ciężkich w PM₁₀. Najwyższe stężenia obserwowano w przypadku zawartości Pb w PM₁₀, jednak były one znacznie poniżej poziomu dopuszczalnego. W 2013 roku została obniżona granica oznaczalności dla wszystkich metali, jednak i ten zabieg nie pozwolił na oznaczenie zawartości arsenu, kadmu i niklu w PM₁₀. W miesiącach zimowych występowały epizody wyższych stężeń poszczególnych metali, dla których możliwe było oznaczenie stężenia w PM₁₀. W związku z tym, iż w większości przypadków stężenia metali w pyłe PM₁₀ były poniżej granicy oznaczalności można stwierdzić, że wartości docelowe dla metali ciężkich w PM₁₀ nie zostały przekroczone.

Analiza stężeń WWA w PM₁₀ w latach 2011–2015 wykazała coroczne przekroczenia normy docelowej ustanowionej dla B(a)P, który jest wskaźnikiem zanieczyszczenia powietrza wielopierścieniowymi węglowodorami aromatycznymi (tab. 8). W poszczególnych latach norma przekraczana była o 200% do 300%. Również stężenia pozostałych sześciu WWA były na wysokim poziomie. Podobnie jak w przypadku pyłu zawieszonego PM₁₀ jak i zawartości metali ciężkich w PM₁₀, WWA wykazują wyraźną zmienność sezonową. Dużo wyższe stężenia obserwowane są

w miesiącach zimowych, emisja WWA jest wtedy kilkunastokrotnie wyższa niż w miesiącach letnich. Na rys. 2 przedstawiono zmienność sezonową BaP w PM₁₀. Z analizy danych wynika iż wyraźnie wyższe stężenia występowały w miesiącach sezonu grzewczego, najwyższe w grudniu, styczniu i lutym. Podobną zależność obserwowano w przypadku wszystkich oznaczanych WWA (rys. 3). Najwyższymi stężeniami B(a)P, podobnie jak w przypadku pozostałych omawianych zanieczyszczeń charakteryzował się 2014 rok.

Tabela 7. Średniomiesięczne wartości stężenia metali ciężkich w pyłe PM₁₀ na stanowisku monitoringu powietrza w Pile

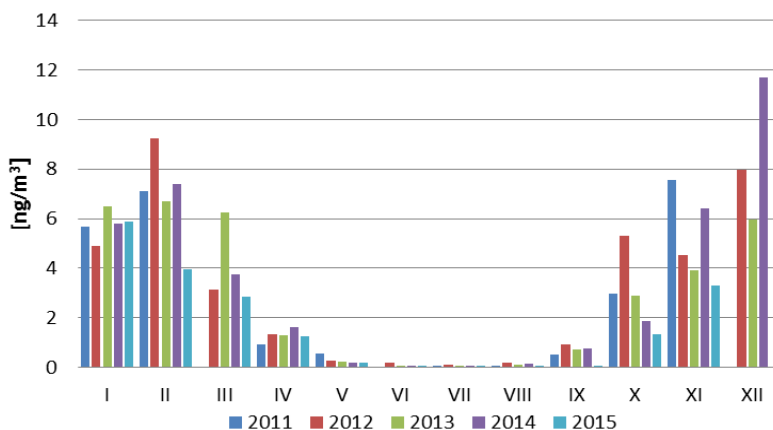
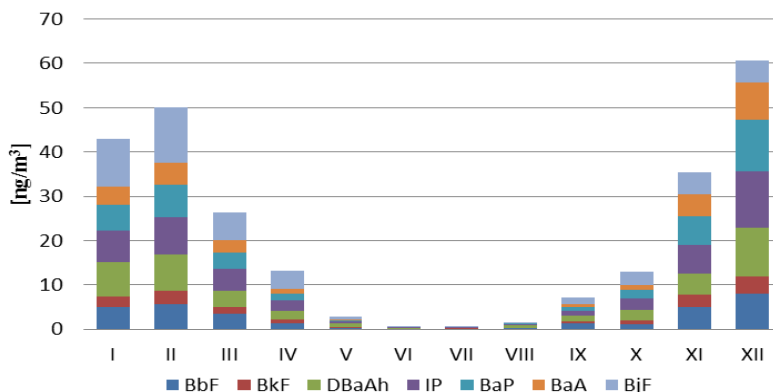
Metal	Stężenie średnie miesięczne												
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	gr. oznacz.
	2012												
As [ng/m ³]	<go	2,24	<go	<go	<go	<go	<go	<go	<go	<go	<go	2,24	1,8
Cd [ng/m ³]	<go	<go	<go	<go	<go	<go	<go	<go	<go	<go	<go	<go	1
Ni [ng/m ³]	<go	<go	<go	<go	<go	<go	<go	<go	<go	<go	<go	<go	3
Pb [μg/m ³]	<go	0,03	<go	<go	<go	<go	<go	<go	<go	<go	<go	0,035	0,024
	2013												
As [ng/m ³]	<go	<go	<go	<go	<go	<go	<go	<go	<go	<go	<go	<go	1,8
Cd [ng/m ³]	<go	<go	<go	<go	<go	<go	<go	<go	<go	<go	<go	<go	1
Ni [ng/m ³]	<go	<go	<go	<go	<go	<go	<go	<go	<go	<go	<go	<go	3
Pb [μg/m ³]	<go	<go	<go	<go	<go	<go	<go	<go	<go	<go	<go	<go	0,024
	2014												
As [ng/m ³]	<go	<go	<go	<go	<go	<go	<go	<go	<go	<go	<go	<go	1,5
Cd [ng/m ³]	0,55	0,55	0,37	<go	<go	<go	<go	<go	<go	<go	<go	<go	0,3
Ni [ng/m ³]	<go	<go	<go	<go	<go	<go	<go	<go	<go	<go	<go	<go	1,5
Pb [μg/m ³]	0,014	0,021	0,01	0,006	0,007	0,004	0,005	0,004	0,003	0,008	0,015	0,014	0,002
	2015												
As [ng/m ³]	1,29	1,86	1,12	<go	<go	<go	<go	<go	<go	<go	3,35	<go	1
Cd [ng/m ³]	<go	0,3	<go	<go	<go	<go	<go	<go	<go	0,41	0,66	0,49	0,2
Ni [ng/m ³]	<go	<go	<go	<go	<go	<go	<go	<go	<go	<go	<go	<go	1
Pb [μg/m ³]	0,006	0,011	0,011	0,006	<go	<go	0,004	0,002	0,005	0,013	0,006	0,004	0,002

• go – granica oznaczalności

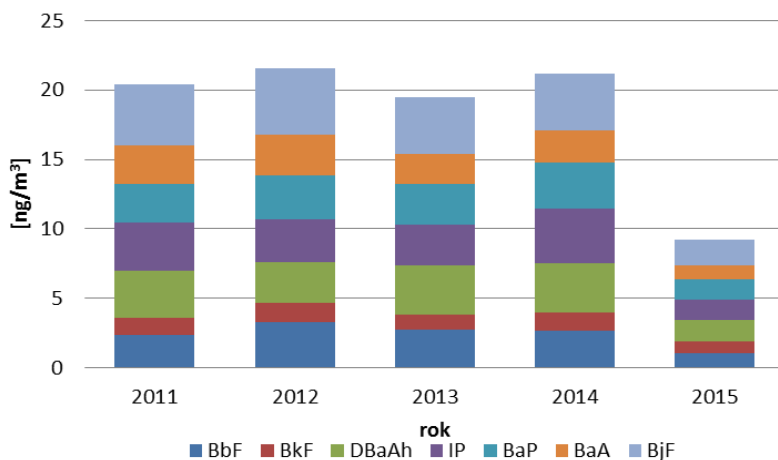
Tabela 8. Średnimiesięczne oraz średnioroczne stężenia siedmiu WWA w PM₁₀ w latach 2011–2015

WWA	Stężenie średnimiesięczne [ng/m ³]												
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	śr.
	2011												
B(b)F	6,90	6,91	bd	1,56	1,07	bd	0,10	0,07	0,82	2,68	0,92	bd	2,34
B(k)F	2,82	2,74	bd	0,46	0,31	bd	0,05	0,10	0,29	1,04	3,29	bd	1,23
DB(ah)A	9,52	7,66	bd	1,74	0,89	bd	0,03	0,17	0,73	3,99	5,72	bd	3,38
IP	7,69	7,49	bd	1,35	0,94	bd	0,06	0,08	0,82	2,72	10,07	bd	3,47
B(a)P	5,67	7,11	bd	0,92	0,57	bd	0,03	0,05	0,51	2,97	7,55	bd	2,82
B(a)A	6,73	5,89	bd	0,73	0,56	bd	0,04	0,05	0,52	2,14	7,92	bd	2,73
B(j)F	12,62	9,03	bd	1,91	0,72	bd	0,05	0,14	0,74	1,89	12,93	bd	4,45
	2012												
B(b)F	6,58	7,80	3,43	1,90	0,47	0,20	0,27	0,49	1,20	4,36	4,81	7,68	3,27
B(k)F	2,29	2,74	1,27	0,66	0,14	0,11	0,06	0,14	0,39	2,01	2,90	4,16	1,41
DB(ah)A	4,22	6,13	3,34	1,81	0,41	0,14	0,17	0,53	1,29	4,43	5,02	7,25	2,90
IP	6,96	5,46	2,76	1,25	0,26	0,15	0,10	0,25	1,09	4,51	5,50	8,65	3,08
B(a)P	4,91	9,24	3,14	1,35	0,27	0,17	0,09	0,20	0,93	5,29	4,54	7,98	3,18
B(a)A	6,25	8,50	2,85	0,86	0,13	0,11	0,06	0,12	0,42	4,22	3,91	7,78	2,96
B(j)F	6,36	15,74	5,47	2,40	0,30	0,17	0,09	0,26	1,79	5,00	8,69	10,77	4,75
	2013												
B(b)F	5,75	6,71	4,95	2,19	0,93	0,21	0,15	0,26	1,07	2,32	3,68	4,20	2,70
B(k)F	2,48	2,30	2,12	0,72	0,22	0,07	0,09	0,07	0,40	1,40	1,93	1,86	1,14
DB(ah)A	7,67	7,19	6,93	2,53	0,69	0,16	0,26	0,32	1,40	4,58	4,06	6,34	3,51
IP	5,63	5,37	5,94	1,87	0,43	0,11	0,09	0,19	1,31	3,74	4,54	6,41	2,97
B(a)P	6,50	6,69	6,23	1,27	0,21	0,05	0,05	0,09	0,73	2,88	3,91	5,98	2,88
B(a)A	5,06	5,03	4,41	1,01	0,17	0,08	0,08	0,04	0,66	2,03	3,64	4,36	2,21
B(j)F	7,79	9,72	6,84	2,49	0,45	0,08	0,11	0,09	1,61	6,43	5,95	7,39	4,08
	2014												
B(b)F	5,06	5,74	3,43	1,39	0,34	0,07	0,11	0,18	1,38	1,09	5,00	8,10	2,66
B(k)F	2,29	2,83	1,54	0,74	0,19	0,06	0,06	0,13	0,44	0,79	2,72	3,90	1,31
DB(ah)A	7,70	8,20	3,67	1,96	0,74	0,17	0,10	0,52	1,31	2,41	4,74	10,80	3,53
IP	7,30	8,52	4,92	2,31	0,59	0,10	0,10	0,32	1,10	2,67	6,60	12,80	3,94
B(a)P	5,79	7,41	3,76	1,60	0,20	0,06	0,05	0,13	0,77	1,87	6,40	11,70	3,31
B(a)A	4,04	4,89	2,86	1,02	0,16	0,05	0,07	0,11	0,61	1,19	5,00	8,30	2,36
B(j)F	10,70	12,40	6,18	4,07	0,72	0,09	0,10	0,16	1,48	2,87	4,90	5,06	4,06
	2015												
B(b)F	3,31	3,27	2,46	1,28	0,09	0,02	0,06	0,04	0,09	1,06	2,27	bp	1,06
B(k)F	1,70	2,17	1,88	0,74	0,16	0,05	0,05	0,06	0,11	0,67	2,78	bp	0,80
DB(ah)A	4,73	3,63	3,70	1,50	0,61	0,24	0,18	0,30	0,60	1,61	2,98	bp	1,55
IP	5,07	2,79	3,01	1,07	0,59	0,16	0,08	0,11	0,24	2,23	3,34	bp	1,47
B(a)P	5,89	3,94	2,84	1,23	0,18	0,04	0,05	0,06	0,08	1,33	3,30	bp	1,48
B(a)A	2,95	3,34	1,72	0,91	0,14	0,04	0,04	0,03	0,08	0,94	2,48	bp	0,98
B(j)F	8,88	3,38	3,00	1,31	0,32	0,05	0,20	0,14	0,19	2,99	3,74	bp	1,91

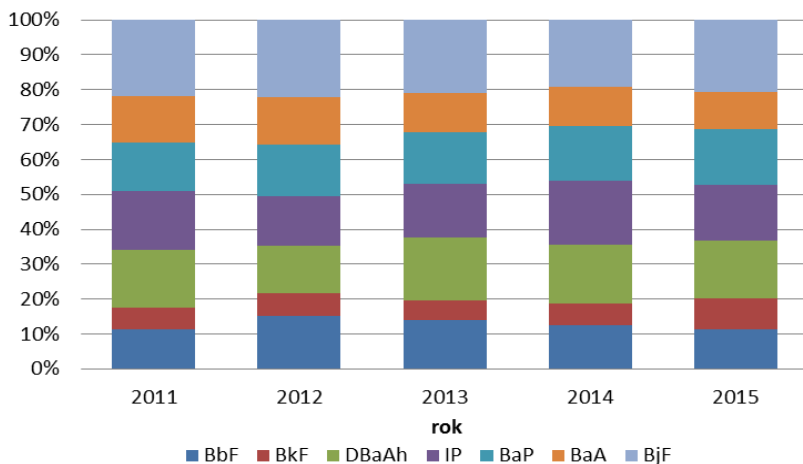
bp – brak pomiarów

Rys. 2. Średniomiesięczne stężenia B(a)P w PM₁₀ a latach 2011–2015Rys. 3. Średniomiesięczne stężenia siedmiu WWA w PM₁₀ w 2014 roku

W latach 2011–2015 suma siedmiu WWA w PM₁₀ w kształtowała się na zbliżonym poziomie. Najwyższe stwierdzone stężenia wystąpiły w 2012 i 2014 roku (rys. 4). Spośród wszystkich badanych WWA, w każdym z analizowanych lat, najwyższą ilość w PM₁₀ stanowił benzo(j)fluoroanten (około 20% sumy wszystkich WWA), w dalszej kolejności benzo(a)piren, indeno(1,2,3-)piren, dibenzo(a,h)antracen oraz benzo(b)fluoroanten. Zdecydowanie najmniej stwierdzono benzo(k)fluoroantenu (rys. 5).



Rys. 4. Suma siedmiu WWA w PM₁₀ w latach 2011–2015



Rys. 5. Udział poszczególnych WWA w sumie siedmiu WWA w latach 2011–2015

Reasumując, na stanowisku monitoringu powietrza w Pile nie stwierdzono przekroczeń średniorocznej wartości dopuszczalnej dla pyłu zawieszonego PM₁₀, jednakże w każdym z analizowanych lat stwierdzono przekroczenie dopuszczalnej liczby dni w ciągu roku z przekroczeniem wartości średniodobowej (z wyjątkiem 2013 r.). Zawartość metali ciężkich w pyłe PM₁₀ w każdym roku kształtowała się poniżej poziomu docelowego. W przypadku stężenia B(a)P w PM₁₀ obserwowano przekroczenie wartości docelowej. Stężenia pozostałych WWA również były na wysokim poziomie. Dla wszystkich analizowanych zanieczyszczeń zaobserwowano

zależność – zdecydowanie wyższe stężenia w okresie jeziennno-zimowym. Świadczy to o wpływie niskiej emisji na kształtowanie jakości powietrza na terenie miasta Piła.

4. WNIOSKI

Z przedstawionych danych wynika, iż na terenie miasta Piła występuje problem z jakością powietrza. Przekraczane są dopuszczalne normy ustalone dla pyłu zawieszonego PM_{10} i B(a)P. Stężenia pozostałych WWA również kształtowały się na wysokim poziomie.

Stężenie pyłu zawieszonego PM_{10} na terenie innych miast Wielkopolski jest wyższe niż w Pile [3]. Zdecydowanie najgorsza jakość powietrza pod względem zanieczyszczenia powietrza pyłem PM_{10} w regionie występuje w Kaliszu. Wyższe zanieczyszczenie obserwuje się województwach południowych Polski. Dla porównania województwa nadmorskie charakteryzują się najlepszą jakością powietrza w Polsce, występują tam silniejsze wiatry oraz teren jest mniej uprzemysłowiony, co w konsekwencji wpływa na dobrą jakość powietrza w tym regionie [10]. Piła znajduje się na północy województwa, panują tam dobre warunki do dyspersji zanieczyszczeń, poza tym rejon ten jest ubogi w przemysł, w przeciwieństwie do wschodniej części województwa, gdzie duży obszar zajęty jest przez przemysł wydobywczy i energetyczny.

Zanieczyszczenie powietrza metalami ciężkimi na terenie Piły znajduje się na poziomie poniżej określonego poziomu docelowego i dopuszczalnego. Podobne zależności obserwuje się na terenie województwa Wielkopolskiego i całego kraju [10, 29–32].

Zanieczyszczenie powietrza B(a)P na terenie kraju jest istotnym problemem. Miasto Piła nie jest wyjątkiem od tej sytuacji. Spalanie paliw stałych niskiej jakości, czy odpadów w domowych kotłowniach oraz wzmożony ruch samochodowy sprzyjają emisji szkodliwych WWA do środowiska. Na terenie Polski obserwuje się zależność, zgodnie z którą zdecydowanie niższe stężenia wielopierścieniowych węglowodorów występują na stanowiskach tła pozamiejskiego oraz na stanowiskach miejskich w miejscowościach nadmorskich [16]. Silne wiatry w tychże miejscowościach sprzyjają dyspersji zanieczyszczeń wpływając w ten sposób na poprawę jakości powietrza. Na podstawie pomiarów prowadzonych przez Wojewódzkie Inspektoraty Ochrony Środowiska można przyjąć, że im wyższe jest stężenie pyłu PM_{10} w powietrzu tym większy jest procentowy udział WWA w PM_{10} . Zgodnie z powyższym, na obszarach o wysokim stężeniu PM_{10} stężenia WWA rosną proporcjonalnie w większym stopniu niż stężenia PM_{10} .

Praca współfinansowana w ramach zlecenia B50601 z dotacji celowej przyznawanej dla Wydziału Inżynierii Środowiska Politechniki Wrocławskiej (W-7) przez Ministra Nauki i Szkolnictwa Wyższego na prowadzenie badań naukowych lub prac rozwojowych oraz zadań z nimi związanych służących rozwojowi młodych naukowców oraz uczestników studiów doktoranckich w roku 2015/2016.

LITERATURA

- [1] ATKINSON R.W., MILLS I.C., WALTON H.A., ANDERSON H.R., *Fine particle components and health – a systematic review and meta analysis of epidemiological time series studies of daily mortality and hospital admissions*, Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology, 2015, Vol. 25, 208–2014.
- [2] BAXTER L.K. DUVALL R.M., SACKS J., *Examining the effects of air pollution composition on within region differences in PM_{2.5} mortality risk estimates*, Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology, 2013, Vol. 23, 457–465.
- [3] CHLEBOWSKA A., SÓWKA I., *Trendy zmian stężeń oraz składu pyłu zawieszzonego (PM₁₀ i PM_{2.5}) na przykładzie wybranych miast wielkopolski*, [w]: Interdyscyplinarne Zagadnienia w Inżynierii i Ochronie Środowiska, Tom 6, pod red. A. Kotowskiego, K. Piekarskiej i B. Kaźmierczaka, Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej, Wrocław 2015, 40-53.
- [4] DAHER N., SALIBA N., SHIHADDEH A.L., JAAFAR M., BAALBAKI R., SHAFER M.M., SCHAUER J.J., SIOUTAS C., *Oxidative potential and chemical speciation of size-resolved particulate matter (PM) at near-freeway and urban background sites in the greater Beirut area*, Science of the Total Environment, 2014, 417–426.
- [5] DUVALL R.M., MAJESTIC B.J., SHAFER M.M., CHUANG P.Y., SIMONEIT B.R.T., SCHAUER J.J., *The water-soluble fraction of carbon, sulfur and crustal elements in Asian aerosols and Asian soils*, Atmospheric Environment, 2008, Vol. 42, 5872–5884.
- [6] EC, *Council Directive 2004/107/EC relating to arsenic, cadmium, mercury, nickel and polycyclic aromatic hydrocarbons in ambient air*.
- [7] ENGLERT N., *Fine particles and human health – a review of epidemiological studies*, Toxicology Letters, 2004, 149–235.
- [8] GUO Y., WU K., HUO X., XU X., *Sources, distribution and toxicity of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons*, Journal of Environmental Health, 2011, Vol. 73, 22–25.
- [9] HENNER P., SCHIAVON M., MOREL J.L., LICHTFOUSE E., *Polycyclic Aromatic Hydrocarbon (PAH) Occurance and Remediation Methods*, Analusis, 1997, Vol. 25, M56–M59.
- [10] <http://powietrze.gios.gov.pl/pjp/maps/air/quality/type/R>
- [11] INSPEKCJA OCHRONY ŚRODOWISKA – PAŃSTWOWY INSTYTUT BADAWCZY, KRAJOWY ÓŚRODEK BILANSOWANIA I ZARZĄDZANIA EMISJAMI, *Poland's informative inventory report 2015 Submission under the UN ECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution*, Warszawa 2015.
- [12] KARLSSON H., GUSTAFSSON J., CRONHOLM P., MÖLLER L., *Size-dependent toxicity of metal oxide particles – a comparison between nano- and micrometer size*, Toxicology Letters, Vol. 188, 112–118.
- [13] LIM S., LEE M., LEE G., KIM S., YOON S., KANG K., *Ionic and carbonaceous compositions of PM₁₀, PM_{2.5} and PM_{1.0} at Gosan ABC Superstation and their ratios as source signature*, Atmospheric Chemistry and Physics, 2012, Vol. 12, 2007–2024.

- [14] LIPPMANN M., *Environmental toxicants: human exposure and their health effects*, Third Edition, John Wiley & Sons, 2008.
- [15] MASSOLO L., MULLER A., TUEROS M, REHWAGEN M., FRANCK U., RONCO A., HERBATH O., *Assessment of mutagenicity and toxicity of different-size fractions of air particulates from La Plata, Argentina and Leipzig, Germany*, *Environmental Toxicology*, 2002, Vol. 17, 219–231.
- [16] PAŃSTWOWY MONITORING ŚRODOWISKA – INSPEKCJA OCHRONY ŚRODOWISKA, *Zanieczyszczenie powietrza wielopierścieniowymi węglowodorami aromatycznymi na stacjach tła miejskiego w 2014 roku*, Warszawa 2015.
- [17] PASHIN Y.V., BAKHITOVA L., *Mutagenic and Carcinogenic Properties of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons*, *Environmental Health Perspectives*, 1979, Vol. 30, 185.
- [18] PASTUSZKA J. S., ROGULA-KOZŁOWSKA W., KLEJNOWSKI K., ROGULA-KOPIEC P., *Optical Properties of Fine Particulate Matter in Upper Silesia, Poland*, *Atmosphere*, 2015, Vol. 6, 1521–1538.
- [19] POPE C.A., DOCKERY D.W., *Health effects of fine particulate air pollution: lines that connect*, *Journal of the Air & Waste Management Association*, 2006, Vol. 56, 709–742.
- [20] ROGULA KOZŁOWSKA W., *Size-segregated urban particulate matter: mass closure, chemical composition, and primary and secondary matter content*, *Air Quality, Atmosphere and Health*, 2015.
- [21] ROZPORZĄDZENIE MINISTRA ŚRODOWISKA z 13 września 2012 roku w sprawie dokonywania oceny poziomów substancji w powietrzu, Dz.U. 2012 poz. 1032.
- [22] ROZPORZĄDZENIE MINISTRA ŚRODOWISKA z dnia 24 sierpnia 2012 r. w sprawie poziomów niektórych substancji w powietrzu, Dz.U. 2012 poz. 1031.
- [23] SÓWKA I., ZWOŹDZIAK A., TRZEPLA-NABAGLO K., SKRĘTOWICZ M., ZWOŹDZIAK J., *PM2.5 elemental composition and source apportionment in residential area of Wrocław, Poland*, *Environment Protection Engineering*, 2012, Vol. 38, 73–79.
- [24] SWAINE D.W., *Why trace elements are important*, *Fuel Process Technol.*, 2000, Vol. 65–66, 21–33.
- [25] WANG Y., KHALIZOV A., LEVY M., ZHANG R., *New directions: Light absorbing aerosols and their atmospheric impacts*, *Atmospheric Environment*, 2013, Vol. 81, 713–715.
- [26] WHO, *Air quality guidelines for Europe, 2nd end*, Regional Office for Europe 2000, Copenhagen.
- [27] WIECZOREK J., WIECZOREK Z., MOZOLEWSKI W., POMIANOWSKI J., *Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne w pyłe PM10*, *Inżynieria i Aparatura Chemiczna*, 2011, Vol. 50, No. 2, 26–27.
- [28] WŁÓKA D., KACPRZAK M., GROBELAK A., GROSSER A., NAPORA A., *The Impact of PAHs Contamination on the Physicochemical Properties and Microbiological activity of Industrial Soils*, *Polycyclic Aromatic Compounds*, 2014, Vol. 35, 372–386.
- [29] WOJEWÓDZKI INSPEKTORAT OCHRONY ŚRODOWISKA W POZNANIU, *Roczna ocena jakości powietrza w województwie wielkopolskim za 2011 rok*, Poznań 2012.
- [30] WOJEWÓDZKI INSPEKTORAT OCHRONY ŚRODOWISKA W POZNANIU, *Roczna ocena jakości powietrza w województwie wielkopolskim za 2012 rok*, Poznań 2013.
- [31] WOJEWÓDZKI INSPEKTORAT OCHRONY ŚRODOWISKA W POZNANIU, *Roczna ocena jakości powietrza w województwie wielkopolskim za 2013 rok*, Poznań 2014.
- [32] WOJEWÓDZKI INSPEKTORAT OCHRONY ŚRODOWISKA W POZNANIU, *Roczna ocena jakości powietrza w województwie wielkopolskim za 2014 rok*, Poznań 2015.
- [33] ZHANG W., LEI T., LIN Z.Q., ZHANG H.S., YANG D.F., XI Z.G., CHEN J.H., WANG W., *Pulmonary toxicity study in rats with PM10 and PM2.5: differential responses related to scale and composition*, *Atmospheric Environment*, 2011, Vol. 45, 1034–1041.

- [34] ŻABICKI R., *Pomiary stężeń pyłu PM₁₀ i PM_{2,5} metodą grawimetryczną pobornikami sekwencyjnymi wysoko i niskoobjętościowymi*, Laboratorium WIOŚ w Poznaniu.

ANALYSIS OF THE PARTICULATE MATTER (PM₁₀) COMPOSITION AT THE URBAN
BACKGROUND MEASUREMENT STATION IN PIŁA

The aim of the study was to analyze the concentrations and composition of PM₁₀ at urban background station in the Wielkopolska voivodship in the Piła city in 2011-2015. For this purpose, the data from the database of the Regional Inspectorate for Environmental Protection in Poznań was used. The annual average concentrations of PM₁₀, heavy metals in PM₁₀ and PAHs in PM₁₀ were presented. It has been indicated that in the Piła city there is a problem with particulate matter PM₁₀ and PAHs pollution. In case of heavy metals The highest concentrations of pollutants in the winter season suggest that for the low air quality in Piła is responsible the phenomenon of low-emissions from the municipal sector.

*piroliza, utylizacja, utylizacja termiczna,
opony, zużyte opony,
olej popirolityczny, sadza popirolityczna*

Dina CZAJCZYŃSKA, Renata KRZYŻYŃSKA*

PIROLIZA JAKO METODA TERMICZNEJ UTYLIZACJI ZUŻYTYCH OPON

Zużyte opony stanowią jeden z bardzo uciążliwych odpadów. Ze względu na swoje przeznaczenie muszą one być odporne chemicznie i mechanicznie, więc nawet po zużyciu stanowią odpad trudny do zagospodarowania. Około 1,5 miliarda opon jest produkowanych każdego roku, a w końcu każda z nich zasili strumień powstających odpadów. Zgodnie z przepisami krajowymi i międzynarodowymi zużyte opony nie mogą być składowane, powinno się je poddać procesom odzysku i recyklingu. Piroliza jest interesującą metodą utylizacji tego odpadu, ponieważ pozwala odzyskać cenne surowce. W procesie tym uzyskujemy gaz, pary, które możemy skroplić w celu uzyskania paliwa ciekłego oraz sadzę techniczną i stal. Olej popirolityczny uzyskiwany z opon ma skład podobny do oleju napędowego. Frakcja gazowa składa się głównie z wodoru, lekkich węglowodorów, tlenku i ditlenku węgla oraz siarkowodoru. Może być wykorzystywany jako paliwo gazowe. Powstająca sadza techniczna może być wzbogacana, co skutkuje uzyskaniem wartościowych węgla aktywnych. Badania prowadzone w skali laboratoryjnej i pilotowej pozwoliły na rozwój technologii pirolizy opon w takim stopniu, że funkcjonują już one w skali przemysłowej.

1. WSTĘP

Utylizacja odpadów wytwarzanych przez społeczeństwo jest jednym z największych wyzwań dwudziestego pierwszego wieku. Dodatkowo, idea zrównoważonego rozwoju nakłada na naukowców obowiązek poszukiwania takich metod i technologii zagospodarowania odpadów, które będą jak najmniej szkodliwe dla środowiska. Najbardziej pożądane przez użytkownika cechy opon, czyli odporność na uszkodzenia mechaniczne, długi okres eksploatacji i bezpieczeństwo użytkowania bez względu na warunki

* Politechnika Wroclawska, Wydział Inżynierii Środowiska, Katedra Klimatyzacji, Ogrzewnictwa, Gazownictwa i Ochrony Powietrza, Wybrzeże Stanisława Wyspiańskiego 27, 50-370 Wrocław, dina.czajczynska@pwr.edu.pl, renata.krzyzynska@pwr.edu.pl.

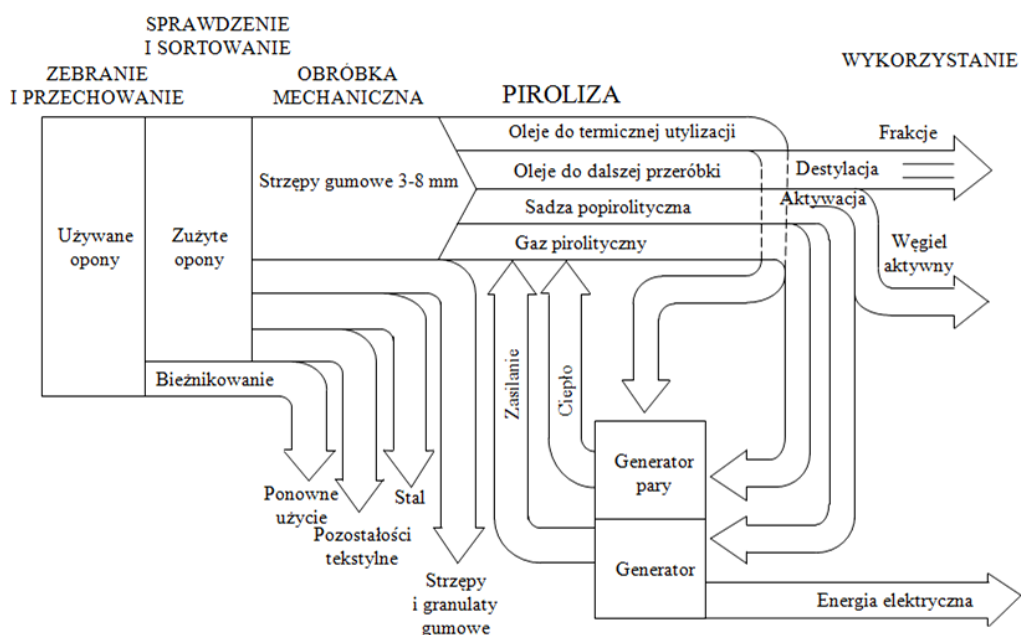
atmosferyczne, sprawiają, że napotykamy na duże trudności z ich zagospodarowaniem po zakończeniu okresu eksploatacji. Ponadto, zużyte opony są odpadami, które zajmują dużo przestrzeni [12]. W warunkach naturalnych nie ulegają biodegradacji nawet przez 100 lat, a spalane w niekontrolowanych warunkach generują dym, oleje i inne toksyczne substancje, które zanieczyszczają glebę, wody powierzchniowe i podziemne oraz powietrze.

W 2014 roku w Europie sprzedano 4,8 milionów ton opon, a na całym świecie każdego roku sprzedaje się około 1,4 miliarda nowych opon. Zgodnie z danymi statystycznymi liczba użytkowników samochodów na świecie cały czas się powiększa i przewiduje się, że w samej Europie może ona wzrosnąć z 322 milionów w 2014 roku do 347 milionów w 2025 [10]. Każda wyprodukowana opona w końcu się zużywa i musi być poddana procesom odzysku i recyklingu. Ustawa z dnia 11 maja 2001 r. o obowiązkach przedsiębiorców w zakresie gospodarowania niektórymi odpadami oraz o opłacie produktowej (tekst ujednolicony z dnia 4 września 2014 r.) [19] nakłada na polskich przedsiębiorców obowiązek zapewnienia odzysku, a w szczególności recyklingu, odpadów takiego samego rodzaju jak odpady powstałe z produktów wprowadzonych przez nich na terytorium kraju, na poziomie określonym w załączniku do ustawy, do 31 grudnia 2020 roku. W wypadku opon zakładany poziom odzysku wynosi 75%, a recyklingu – 15%. Ponieważ zużyta opona może stracić nawet 20–25% wagi w stosunku do opony nowej, to wymagany poziom odzysku oznacza w praktyce, że zbierana jest i poddawana odzyskowi blisko taka sama ilość opon zużytych, jaka wprowadzana jest w danym roku na rynek krajowy [23].

Gospodarka zużytymi oponami obejmuje następujące elementy: minimalizacja ilości powstających odpadów, ponowne wykorzystanie, recykling, odzysk energii i składowanie. Stosowanie wyżej wymienionych operacji zgodnie z hierarchią pozwala zmniejszyć negatywny wpływ odpadów na środowisko. Dyrektywa End of Life Vehicle stanowi, że na terenie Unii Europejskiej opony powinny być zdejmowane z samochodów przed ich złomowaniem, a Dyrektywa Waste Landfill zakazuje składowania zużytych opon [6, 7, 16]. Wprowadzenie tych Dyrektyw spowodowało istotną zmianę w sposobie zagospodarowania opon w ostatnich latach. W 1996 roku około 50% zużytych opon trafiało na składowiska, a w 2010 było to zaledwie 4% [9].

Najpowszechniejsze metody odzysku zużytych opon to: ponowne użycie całych opon, recykling materiałowy i surowcowy, piroliza oraz odzysk energii. Ponowne użycie całych opon w Polsce jest niewielkie i nie przekracza 4%, z czego połowa to opony bieżnikowane. Recykling materiałowy opon polega przede wszystkim na ich rozdrabnianiu, oddzieleniu tkaniny i metalu od frakcji gumowej oraz na późniejszym wykorzystywaniu. W wyniku rozdrabniania opon uzyskujemy frakcje o różnych rozmiarach. Są to strzępy (300–40 mm), chipsy (50–10 mm), granulaty (10–1 mm) oraz miął gumowy (0–1 mm lub 0–0,5 mm). Z granulatu gumowego w połączeniu ze stabilizatorem można wytworzyć nawierzchnie do różnych zastosowań, np. jako podłoże placów zabaw dla dzieci. Drugą grupę wyrobów z granulatu stanowią nawierzchnie o charakterze

warstw utwardzonych, kładzione w formie płyt lub w formie zastygającej masy. Nawierzchnie takie mają wiele zalet: są elastyczne, nie pękają, nie tworzą przełomów i są przepuszczalne dla wód opadowych. Opony mogłyby być spalane ze względu na ich wysoką kaloryczność. Niestety, nieunikniona jest wówczas wysoka emisja szkodliwych gazów, co sprawia, że jest to proces nieekonomiczny i nie przyjazny środowisku. Opony w całości lub pocięte na mniejsze fragmenty stanowią jednak bardzo dobre paliwo w cementowniach. Podaje się je do instalacji od tzw. zimnej strony pieca przez specjalne śluzy. Pojedynczo są one wtłaczane w obręb pieca, gdzie temperatura wynosi 1100–1200°C, a następnie wraz z materiałem przemieszczają się w stronę wyższych temperatur. Taka technologia gwarantuje całkowity rozkład w obrębie pieca [3, 24, 26].



Rys. 1. Zintegrowany system zagospodarowania zużytych opon [20]

Procesy, w których istotną rolę w przekształcaniu fizycznym bądź chemicznym materiału odgrywa ciepło, nazywane są procesami termicznymi. Odgrywają one istotną rolę zarówno w technice, jak i w życiu codziennym. Z punktu widzenia techniki istnieją różne procesy termiczne, które mogą być wykorzystane w utylizacji odpadów: suszenie, higienizacja, zeszklenie, zgazowanie, piroliza, spalanie [18]. Natomiast zgodnie z Ustawą o odpadach [25], przez termiczne procesy przekształcania odpadów rozumie się: spalanie odpadów przez ich utlenianie, oraz inne procesy termicznego przekształcania odpadów, w tym pirolizę, zgazowanie i proces plazmowy, o ile substancje powstające podczas tych procesów są następnie spalane.

Termin piroliza pochodzi z języka greckiego. Jest to połączenie dwóch słów: πῦρ [pyr] - ogień i λύσις [lis] – rozkład. Bardziej prawidłowe zapewne byłoby określenie termoliza, gdyż słowo „ogień” sugeruje obecność tlenu, a piroliza to proces przebiegający bez dostępu tlenu [17, 18]. Jest to przyjazny środowisku proces przekształcenia zużytych opon w użyteczne produkty. Jest to rozkład związków organicznych zawartych w oponie bez dostępu powietrza lub w atmosferze beztlenowej zazwyczaj w temperaturze 400–700°C. Zużyte opony rozkładają się do produktów popirolitycznych w formie: sadzy, olejów oraz frakcji gazowej [13, 22].

2. CHARAKTERYSTYKA ODPADU/SUROWCA

Opona jest złożoną konstrukcją wykonaną głównie z trzech rodzajów materiałów, są to: mieszanki gumowe, metal i tekstylia. Przeciętny skład produkowanych opon do samochodów osobowych i ciężarowych podano w tabeli 1.

Tabela 1. Przeciętny udział zastosowanych składników używanych do produkcji opon [17]

Składnik	Udział w oponach do samochodów osobowych, %	Udział w oponach do samochodów ciężarowych, %
Kauczuk	47	45
Sadza	21,5	22
Metal	16,5	25
Tekstylia	5,5	-
Tlenek cynku	1	2
Siarka	1	1
Dodatki	7,5	5

Guma stanowi 75–80% jej masy. W zależności od przeznaczenia mieszanek gumowych składają się one z kauczuku syntetycznego i/lub naturalnego w 65–70%. Kauczuk naturalny uzyskiwany jest z soku kauczukowca brazylijskiego (*Hevea brasiliensis*) i stanowi około 30–40% całkowitej proporcji elastomerowej opony samochodowej, zaś 60–80% – w przypadku opony do samochodu ciężarowego. Kauczuk syntetyczny uzyskuje się z petrochemikaliów. Najczęściej stosowane w oponach są kauczuk butylowy oraz kopolimer styren-butadien. W skład mieszanek gumowych oprócz kauczuków wchodzi także napełniacze, które nadają gumie określone właściwości (np.: sadza i krzemionka zapewniają wytrzymałość, odporność na ścieranie i rozdzarcia) oraz środki wulkanizujące (np.: siarka, tlenek cynku) i dodatki. Można stwierdzić, że około stu różnych związków może być dodawane do opony w zależności od przeznaczenia i producenta (np.: związki heterocykliczne, pochodne fenylendiaminy, stabilizatory fenolowe, sulfenamidy, tiazole, ditiofosforany, tiomoczniki) [16, 21, 24].

Drugi rodzaj materiału wykorzystywanego w oponach to metal (15–25%). Jest to głównie drut stalowy, często mosiądzowany lub ocynkowany. Metal zapewnia opornie sztywność i siłę. Stal stosowana w oponach jest wysokiej jakości i wytwarza ją tylko kilka zakładów na świecie.

Trzecią grupę materiałów stanowią tekstylia naturalne i syntetyczne (ok. 5%) – kord. Najczęściej są to włókna wiskozowe, poliestrowe lub poliamidowe [24].

3. CHARAKTERYSTYKA PROCESU

Piroliza (termoliza) to ciepło-chemiczna obróbka surowca, która umożliwia zniszczenie części wiązań chemicznych. Obejmuje ona ogrzewanie wsadu do temperatury przekraczającej najczęściej 400 °C w obojętnej lub pozbawionej tlenu atmosferze. W takich warunkach w surowcu zachodzą liczne reakcje takie jak: odwodnienie, odwodornienie, izomeryzacja, aromatyzacja i inne. Choć idea procesu wydaje się być dość prosta, to powstający produkt może być niskowartościową mieszaniną węglowodorów o szerokim składzie. Z tego względu, w zależności od tego jaki produkt finalnie chcemy uzyskać, należy dobrać optymalne warunki prowadzenia procesu pirolizy. Należy uwzględnić między innymi: wielkość cząstek surowca, temperaturę, czas reakcji, szybkość ogrzewania, skład atmosfery [16].

3.1. RODZAJE PIROLIZY

Można wyróżnić wiele typów pirolizy w zależności od warunków prowadzenia procesu. Najogólniej możemy podzielić te procesy na pirolizę wolną i szybkościową. Zazwyczaj w reaktorach ze złożem fluidalnym stosuje się proces szybkościowy, a w złożach stałych – pirolizę wolną.

Piroliza wolna charakteryzuje się wolnym tempem ogrzewania i powolnym rozkładem związków w temperaturze około 400°C. Odznacza się także stosunkowo długim czasem przebywania cząstki w komorze (od minut do godzin), co skutkuje wystąpieniem wtórnej konwersji pierwotnie powstałych produktów. W efekcie końcowym uzyskujemy więcej sadzy popirolitycznej, dlatego często piroliza wolna bywa określana mianem zwęglenia. Celem prowadzenia procesu w takich warunkach maksymalizacja produkcji sadzy, co nie znaczy, że nie powstaje frakcja ciekła i gazowa. Mogą jednak nie być one odzyskiwane [16].

Piroliza szybkościowa charakteryzuje się natomiast gwałtownym rozpadem termicznym surowca spowodowanym szybkim tempem ogrzewania. Czas przebywania w komorze powinien być krótszy niż 2 sekundy [2]. W procesie tym zazwyczaj wymagane jest rozdrobnienie surowca i zastosowanie urządzeń zaprojektowanych tak, by można było szybko odprowadzać powstające związki lotne. Szybkie tempo ogrzewania i krótki

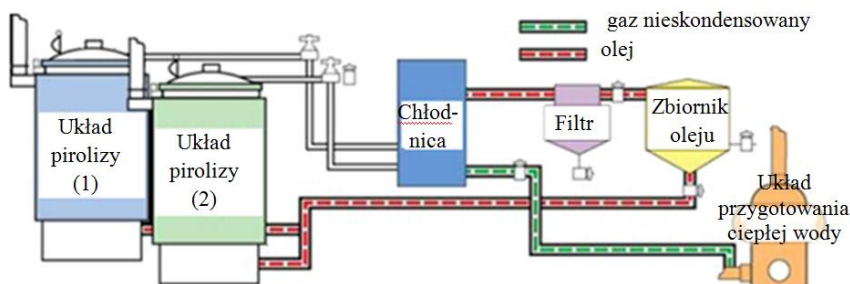
czas przebywania w komorze sprawiają, że uzyskujemy więcej oleju pirolitycznego, który kondensuje po odprowadzeniu z komory, ale zanim związki tworzące frakcję ciekłą ulegną dalszemu rozkładowi do frakcji gazowej. Produktem tego procesu jest paliwo ciekłe o dobrych właściwościach.

3.2. TYPY REAKTORÓW

Opracowano różne typy reaktorów i sposoby prowadzenia procesu pirolizy opon. Stosowane są między innymi reaktory ze stałym złożem, z piecem obrotowym, ze złożem fluidalnym, z rurą opadową, ze złożem sitowym oraz z tzw. złożem fontannowym, reaktory do pirolizy próżniowej i inne. W zastosowaniach przemysłowych przeważają piece obrotowe, ale wykorzystuje się także reaktory ze stałym złożem.

Reaktor badawczy zazwyczaj jest ogrzewany piecem elektrycznym. Azot lub inny gaz obojętny jest wykorzystywany jako nośnik. Po rozpoczęciu procesu termicznego rozkładu powstające związki lotne są odbierane z reaktora za pomocą tego nośnika. Część z nich kondensuje, a pozostałe niekondensujące związki również są zbierane i analizowane. Sadza popirolityczna i stal są usuwane z reaktora po zakończeniu procesu, a ich próbki poddaje się analizie [27].

Stosowane reaktory porcjowe ze złożem stałym zazwyczaj mają pojemność do 2 ton wsadu, ale można tworzyć z nich systemy wielomodułowe w celu zwiększenia wydajności. Firma Kouei Industries opracowała porcjowy reaktor ze złożem stałym, który w systemie złożonym z dwóch jednostek, może przetwarzać 16 ton zużytych opon na dobę, czyli około 2000 sztuk opon samochodowych. Reaktor jest przystosowany do przetwarzania całych opon, dzięki temu nie trzeba ich rozdrabniać. Takie zaprojektowanie sprawia, że proces staje się bardziej opłacalny. Ponadto, do ogrzewania reaktora wykorzystywany jest powstający olej pirolityczny. Firma chwali się, że jest to najbardziej efektywny ekonomicznie system pirolizy zużytych opon na świecie [14]. Poniższy schemat przedstawia główne elementy opracowanego systemu.



Rys. 2. System pirolizy zużytych opon [14]

Okolo 1 tony zużytych opon umieszczane jest w kasecie, która następnie trafia do pieca. Ogrzewanie wsadu trwa 3 godziny. Lotne produkty procesu pirolizy trafiają do pionowej kolumny kondensacyjnej. Cięższe i lżejsze frakcje olejowe kondensują, a frakcja gazowa opuszcza kolumnę górnym wylotem. Po zakończeniu procesu kaseta zawierająca sadzę popirolityczną i stal jest wyjmowana z pieca, a na jej miejsce trafia nowa porcja opon.

Firma Xinxiang Doing Renewable Energy Equipment Co. Ltd. produkuje w trzech rozmiarach systemy pirolizy opon pracujące w trybie ciągłym, które przetwarzają od 6 do 10 ton wsadu na dzień. Z takiej ilości surowca można uzyskać od 2,7 do 5,5 tony oleju. System taki jest oparty o reaktor z piecem obrotowym. Prędkość obrotu pieca wynosi 0,4 obrotu minutę. Powstający gaz pirolityczny jest oczyszczany i spalany, a gorące spaliny są wykorzystywane do ogrzewania reaktora [28].



Rys. 3. Urządzenie do procesu pirolizy zużytych opon [28]

4. PRODUKTY

Końcowym efektem pirolizy zużytych opon są cztery produkty: gas i olej pirolityczny, które powstają na skutek rozkładu makrocząsteczek i innych związków organicznych; węgiel popirolityczny, który w dużej części stanowi przekształcona sadza, (dodatkowo zanieczyszczona substancjami mineralnymi i osadami koksu) oraz stal, uzyskana z kordu i drutowki [5]. Z jednej opony ważącej 6 kg można uzyskać średnio 2,2 l frakcji ciekłej; 0,5 m³ gazu pirolitycznego; 2,5 kg węgla pirolitycznego oraz 1 kg złomu metalowego [22].

4.1. SKŁAD I ZASTOSOWANIE GAZU PIROLITYCZNEGO

Gaz pirolityczny jest mieszaniną złożoną głównie z następujących składników: tlenek węgla, ditlenek węgla, siarkowodór, wodór, azot, metan i inne węglowodory o liczbie atomów węgla od 2 do 6 i różnej konfiguracji. Mogą się również w nim pojawić niewielkie ilości innych związków siarki (np. SO₂, COS, CS₂) lub azotu (NH₃). Jego wartość opałowa waha się w granicach 30–40 MJ/Nm³. Skład gazu pirolitycznego zmienia się w zależności od typu zastosowanego reaktora i warunków prowadzenia procesu. Wraz ze wzrostem temperatury od 350 do 550°C maleje wartość jego opałowa, w strumieniu pojawia się więcej CO, CH₄ i H₂, a maleje zawartość CO₂ i węglowodorów C₂ do C₆ [15, 16]. W tabeli 2 przedstawiono skład gazu pirolitycznego uzyskanego w reaktorze ze stałym złożem.

Tabela 2. Skład gazu pirolitycznego uzyskanego w reaktorze ze stałym złożem [1]

Składnik	Udział, %
H ₂	30,40
CO ₂	2,90
CO	2,38
N ₂	9,93
H ₂ S	1,55
CH ₄	23,27
C ₂ H ₆	6,20
C ₂ H ₄	4,45
Propan	5,17
Propylen	2,48
Izobutan	1,24
Butan	0,72
Trans-2-buten	0,72
1-buten	0,10
Izobutylen	7,55
C2-buten	0,52
1,3-butadien	0,41

Właściwości gazu pirolitycznego sprawiają, że może on pokryć większą część zapotrzebowania energetycznego samego procesu pirolizy, co pozwala na zaprojektowanie efektywnego ekonomicznie, zintegrowanego procesu. Jednak trzeba pamiętać, że gdy spalamy gaz powstający w procesie pirolizy zużytych opon, to zgodnie z dyrektywą Waste Incineration [8], jest to traktowane jak proces spalania odpadów, co pociąga za sobą konieczność spełnienia wysokich standardów emisyjnych dla różnych rodzajów zanieczyszczeń. Większość z tych standardów nie zostanie przekroczona, np. stężenie metali ciężkich, fluorowodoru czy dioksyn i furanów. Zanotowano jednak zawartość SO₂ i HCl w spalinach wyższą niż dopuszczalna, co pociąga za sobą konieczność zastosowania instalacji redukującej stężenia tych związków [5].

4.2. SKŁAD I ZASTOSOWANIE OLEJU PIROLITYCZNEGO

Uzyskiwany zazwyczaj olej popirolityczny jest ciemną, mętną i gęstą cieczą o dość intensywnym zapachu. Składa się głównie z nasyconych i nienasyconych węglowodorów łańcuchowych i cyklicznych oraz aromatycznych o liczbie atomów węgla od 7 do 20. Mogą również pojawić się w nim substancje żywiczne. Wartość opałowa oleju pirolitycznego wynosi około 40 MJ/kg. Jego zaletą jest to, że nie zawiera wanadu, powodującego korozję systemów grzewczych. Jednak, ponieważ w procesie wulkanizacji gumy jednym z najistotniejszych składników jest siarka, to olej pirolityczny charakteryzuje duża jej zawartość – nawet powyżej 1%. W związku z tym najczęściej nie może być bezpośrednio wykorzystany np. jako paliwo silnikowe [3, 5, 11].

Dotychczas opracowano kilka metod odsiarczania oleju pirolitycznego. Dodawanie substancji alkalinizujących (np. CaO, Ca(OH)₂, NaOH), które modyfikują przebieg procesu pirolizy daje efekt, w postaci zdecydowanego obniżenia zawartości siarki we frakcji ciekłej. Związki alkaliczne można także zastosować do odsiarczania już w procesie destylacji oleju pirolitycznego. Inna metoda to utlenianie związków siarki przy pomocy nadtlenu wodoru w obecności kwasowych katalizatorów, połączone z systematycznym usuwaniem powstających produktów; a jedną z najnowszych jest hydrorafinacja [5]. Usunięcie nadmiernej ilości siarki zawartej w oleju pirolitycznym sprawia, że spełnia on wymagania stawiane olejom opałowym. Niestety, taki sposób pozyskiwania olejów opałowych – piroliza zużytych opon połączona z odsiarczaniem powstałego oleju pirolitycznego – jest dość drogi.

Jedną z możliwości uatrakcyjnienia (z ekonomicznego punktu widzenia) procesu pirolizy opon jest odzyskiwanie wartościowych chemikaliów. Olej popirolityczny zawiera takie cenne związki jak: dipenten, benzen, toluen, ksylen, etylobenzen i inne. Związki te są podstawowymi surowcami w produkcji plastików, żywic, surfaktantów, farmaceutyków i innych substancji. Największy udział wśród nich stanowi dipenten (w procesie pirolizy prowadzonej w stosunkowo niskiej temperaturze), dlatego wzbudza on duże zainteresowanie. Jest to racemiczna mieszanina dwóch enancjomerów D- i L-limonenu. Dipenten wykorzystywany jest do produkcji rozpuszczalników przemysłowych, środków czyszczących, może być użyty także jako składnik aktywnym pestycydów czy preparatów na komary. Co ciekawe, D-limonen pachnie pomarańczami, a L-limonen ma zapach sosnowy. Po rozdzieleniu te enancjomery mogą być wykorzystane w produkcji perfum i substancji zapachowych [4, 16].

4.3. SKŁAD I ZASTOSOWANIE WĘGLA POPIROLITYCZNEGO

Sadza popirolityczna powstająca z przeróbki zużytych opon może stanowić prawie do 50 % wagi uzyskanego produktu. Ilość oraz skład powstającej sadzy zależy od warunków prowadzenia procesu i składu opon użytych jako surowiec. Generalnie można

stwierdzić, że sadza popirolityczna charakteryzuje się wysoką zawartością węgla (dochodzącą nawet do 90%) oraz siarki ok. 2–3%. Zawartość popiołu waha się w granicach 8–15%, jest ona związana z dodawaniem metalu (zwłaszcza cynku) w procesie produkcji opon oraz zabrudzeniami obecnymi na zużytych oponach. Powierzchnia właściwa sadzy popirolitycznej wynosi około 45 do 90 m²/g [13, 27].

Nieprzerobiona sadza popirolityczna początkowo posiada niską wartość handlową, ponieważ – w porównaniu z sadzą stosowaną w produkcji nowych opon – jest zanieczyszczona związkami nieorganicznymi i ma nieodpowiednią strukturę cząstek. Zatem produkt będący wynikiem pirolizy nie posiada tej samej jakości, co oryginalne sadze wykorzystywane do wytwarzania opon. Jednak nowoczesne techniki pozwalają uzyskać produkt o czystości porównywalnej do pierwotnie zastosowanej sadzy [21].

Istotną możliwością zastosowania sadzy popirolitycznej jest produkcja węgla aktywnych. Przy pomocy pary lub ditlenku węgla udało się już wyprodukować ze zużytych opon węgle aktywne o powierzchni właściwej dochodzącej do 1000 m²/g. Inne sposoby wykorzystania sadzy popirolitycznej to użycie jej jako: napełniacza wzmacniającego w niskiej jakości produktach gumowych, napełniacza nawierzchni drogowych lub pigmentu drukarskiego [16].

Sadza popirolityczna ma wartość opałową od 25 do 34 MJ/kg, co sprawia, że stanowi potencjalnie wysokokaloryczne paliwo stałe, ale jej specyficzne właściwości sprawiają, że ten sposób wykorzystania napotyka duże na trudności. Może być spalana bezpośrednio, ale raczej w przystosowanych do tego instalacjach przemysłowych [24].

5. PODSUMOWANIE

Opony to ważny element naszego życia codziennego. Korzystamy z nich niemal cały czas – podróżując naszymi samochodami lub środkami transportu publicznego czy też w czasie lotów samolotowych, a samochody ciężarowe przewożą dla nas rozmaite materiały i produkty. Globalny popyt na opony wzrasta w ostatnich latach, jest to spowodowane ciągłym rozwojem gospodarczym. Prowadzi to jednak do zwiększania ilości zużytych opon, które jeśli nie zostaną odpowiednio zagospodarowane stanowią poważne zagrożenie dla środowiska. Dyrektywy UE zakazują składowania zużytych opon – muszą być one poddawane procesom odzysku i recyklingu. Najpowszechniejsze metody odzysku zużytych opon to: ponowne użycie całych opon, recykling materiałowy i surowcowy, piroliza oraz odzysk energii.

Piroliza polegająca na rozkładzie związków organicznych zawartych w zużytych oponach pod wpływem ciepła, ale bez dostępu tlenu, pozwala zutylizować kłopotliwy odpad, a dodatkowo uzyskuje się wartościowe produkty. Co więcej, można sterować procesem w taki sposób, by uzyskać jak najwięcej produktu, na który jest największe

zapotrzebowanie. Frakcja gazowa po oczyszczeniu może być wykorzystana jako paliwo. Frakcja ciekła stanowi potencjalne źródło cennych związków chemicznych, takich jak benzen, toluen, ksylen i dipenten. Może być też wykorzystana jako paliwo ciekłe o właściwościach zbliżonych do oleju opałowego lub napędowego. Frakcja stała z kolei może być poddana procesom aktywacji w celu wyprodukowania węgla aktywnego. Najtrudniejszym ograniczeniem, które trzeba pokonać jest wysoka zawartość siarki w produktach pirolizy, dlatego rozwijane są różne metody ich odsiarczenia.

Zainteresowanie procesem pirolizy zużytych opon pojawiło się już w latach sześćdziesiątych ubiegłego wieku. Od tego czasu opracowano wiele rozwiązań w skali laboratoryjnej i pilotażowej. Część z nich została wdrożona na skalę przemysłową. Najpopularniejsze urządzenia do procesu pirolizy zużytych opon to reaktory porcjowe ze stałym złożem oraz reaktory z piecem obrotowym. Wykorzystanie części powstających produktów do uzyskania ciepła niezbędnego do prowadzenia procesu oraz stosowanie technologii pozwalających na przetwarzanie całych opon sprawia, że piroliza staje się coraz bardziej efektywnym ekonomicznie, a jednocześnie przyjaznym środowisku procesem utylizacji zużytych opon.

Praca została sfinansowana ze środków na działalność statutową nr S50532 Katedry Klimatyzacji, Ogrzewnictwa, Gazownictwa i Ochrony Powietrza.

LITERATURA

- [1] AYLÓN E., MURILLO R., FERNÁNDEZ-COLINO A., ARANDA A., GARCÍA T., CALLÉN M.S., MASTRAL A.M., *Emissions from the combustion of gas-phase products at tyre pyrolysis*, Journal of Analytical and Applied Pyrolysis, 2007, Vol. 79, 210–214.
- [2] BRIDGWATER A.V., PEACOCK G.V.C., *Fast pyrolysis process for biomass*, Renewable and Sustainable Energy Reviews, 2000, Vol. 4, 1–73.
- [3] CHOI G-G., JUNG S-H., OH S-J., KIM J-S., *Total utilization of waste tire rubber through pyrolysis to obtain oils and CO₂ activation of pyrolysis char*, Fuel Processing Technology, 2014, Vol. 123, 57–64.
- [4] DANON B., VAN DER GRYP P., SCHWARZ C.E., GÖRGENS J.F., *A review of dipentene (DL-limonene) production from waste tire pyrolysis*, Journal of Analytical and Applied Pyrolysis, 2015, Vol. 112, 1–13.
- [5] DĘBEK C., WALENDZIEWSKI J., *Hydrotreating of oil from pyrolysis of whole tyres for passenger cars and vans*, Fuel, 2015, Vol. 159, 659–665.
- [6] EC, 1999. European Council Directive, Waste Landfill Directive (1999/31/EC, 1999) Official Journal of the European Communities, Brussels, Belgium.
- [7] EC, 2000. European Council Directive, End-of-Life-Vehicle (ELV) Directive (2000/53/EC, 2000) Official Journal of the European Communities, Brussels, Belgium.
- [8] EC, 2000. European Council Directive, The Waste Incineration Directive (2000/76/EC, 2000) Official Journal of the European Communities, Brussels, Belgium.
- [9] ETRMA, 2011. End of Life Tyres: A Valuable Resource with Growing Potential; Edition 2011, European Tyre and Rubber Manufacturers Association, Brussels, Belgium.

- [10] ETRMA, 2015. *European Tyre & Rubber Industry, Statistics*, Edition 2015, N.7, European Tyre and Rubber Manufacturers Association, Brussels, Belgium.
- [11] GONZÁLEZ J.F., ENCINAR J.M., CANITO J.L., RODRÍGUEZ J.J., *Pyrolysis of automobile tyre waste. Influence of operating variables and kinetics study*, Journal of Analytical and Applied Pyrolysis, 2001, Vol. 58–59, 667–683.
- [12] GRONOWICZ J., KUBIAK T., *Recykling zużytych opon samochodowych*, Problemy Eksploatacji, 2007, Vol. 2, 5–17.
- [13] KANDASAMY J., GÖKALP I., *Pyrolysis, Combustion, and Steam Gasification of Various Types of Scrap Tires for Energy Recovery*, Energy Fuels, 2015, Vol. 29, 346–354.
- [14] Kouei Industries, <http://koueiinternational.com>, on-line: styczeń 2016.
- [15] LARESGOITI M.F., DE MARCO I., TORRES A., CABALLERO B., CABRERO A., CHOMON M.J., *Chromatographic analysis of the gases obtained in tyre pyrolysis*, Journal of Analytical and Applied Pyrolysis, 2000, Vol. 55, 43–54.
- [16] MARTINEZ J.D., PUY N., MURILLO R., GARCIA T., NAVARRO M.V., MASTRAL A.M., *Waste tyre pyrolysis – A review*, Renewable and Sustainable Energy Reviews, 2013, Vol. 23, 179–213.
- [17] MICHALSKI R., WOJCIECHOWSKI A., *Guma w pojazdach samochodowych*, Tworzywa Sztuczne w Przemysle, 2016, No. 6.
- [18] NADZIAKIEWICZ J., WACŁAWIAK K., STELMACH S., *Procesy termicznej utylizacji odpadów*, Wydawnictwo Politechniki Śląskiej, Gliwice 2007, 978-83-7335-413-5.
- [19] OBWIESZCZENIE MARSZAŁKA SEJMU RZECZYPOSPOLITEJ POLSKIEJ z dnia 4 września 2014 r. w sprawie ogłoszenia jednolitego tekstu ustawy o obowiązkach przedsiębiorców w zakresie gospodarowania niektórymi odpadami oraz o opłacie produktowej, Dz.U. 2014 poz 1413.
- [20] ONDREY G., *Tires, old and new*, Chemical Engineering, 2011, 17–21.
- [21] PROGRAM NARODÓW ZJEDNOCZONYCH DS. OCHRONY ŚRODOWISKA, *Wytyczne techniczne w sprawie bezpiecznej dla środowiska gospodarki zużytymi oponami pneumatycznymi i ich odpadami*, 2011, UNEP//CHW.10/CRP.24, Cartagena, Kolumbia.
- [22] RYMS M., JANUSZKIEWICZ K., LEWANDOWSKI W.M., KLUGMANN-RADZIEMSKA E., *Pyrolysis process of whole waste tires as a biomass energy recycling*, Ecological Chemistry and Engineering, 2013, Vol. 20, No. 1, 93–107.
- [23] SOBIECKI M., *Rozwój systemu gospodarki odpadami po oponach w Polsce*, [w:] Zarządzanie gospodarką odpadami: gospodarowanie odpadami ze szczególnym uwzględnieniem zużytych opon, sprzętu elektronicznego i elektrycznego, osadów ściekowych, Polskie Zrzeszenie Inżynierów i Techników Sanitarnych Oddział Wielkopolski, Poznań 2009.
- [24] URBANIAK W., *Ocena gospodarki zużytymi oponami*, Recykling, 2011, Vol. 12.
- [25] USTAWA z dnia 14 grudnia 2012 r. o odpadach, Dz.U. 2013 poz. 21.
- [26] WESOŁOWSKI A., *Opona w chodniku*, Recykling, 2010, Vol. 5.
- [27] WILLIAMS P.T., *Pyrolysis of waste tyres: review*, Waste Management, 2013, Vol. 33, 1714–1728.
- [28] Xinxiang Doing Renewable Energy Equipment Co. Ltd., <http://www.china-doing.com>, on-line: styczeń 2016.

PYROLYSIS AS A METHOD OF THERMAL UTYLIZATION OF WASTE TIRES

Waste tires are one of the very burdensome waste. Because of their destiny, they must be chemically and mechanically resistant, so even after use they are difficult to management. About 1.5 billion tires are produced each year, and at the end all of them augments the stream of waste. According to national and international legislation waste tires cannot be stored, they should be recovered and recycled. Pyrolysis is an

interesting method of disposal of this waste, because it allows to recover valuable raw materials. In this process four fraction are obtained: the gas, the vapor that condenses to obtain a liquid fuel, the carbon black and steel. Pyrolysis oil extracted from the tire has a composition similar to diesel oil. The gaseous fraction consists mainly of hydrogen, light hydrocarbons, carbon monoxide and carbon dioxide, and hydrogen sulfide. It can be used as a fuel gas. The carbon black can be enriched, which provide to obtain a valuable activated carbons. Studies carried out on a laboratory scale and pilot plant led to the development of tire pyrolysis technology and they are already work in an industrial scale.

Grzegorz DUMIENSKI, Andrzej TIUKAŁO*

GMINA JAKO SYSTEM SPOŁECZNO-EKOLOGICZNY ZAGROŻONY POWODZIĄ

Zgodnie z ustawą, z dnia 24 lipca 1998 r., o wprowadzeniu zasadniczego trójstopniowego podziału terytorialnego państwa, gmina stanowi w Polsce podstawową jednostkę administracyjną. Wynikają z tego liczne obowiązki dotyczące m.in. konieczności zapewnienia przez gminę bezpieczeństwa lokalnej społeczności np. przed zagrożeniami naturalnymi. W prowadzonych badaniach nad oceną odporności (*resilience*) polskich gmin na zagrożenie powodziowe, autorzy utożsamiają je z systemami społeczno-ekologicznymi (z ang. *social-ecological systems – SES*), który stanowi układ ściśle powiązanych ze sobą i zależnych od siebie elementów podsystemów ekologicznego i społecznego, na które wpływ mają czynniki polityczne, kulturowe, ekonomiczne czy historyczne. Siłą napędową gminy jako systemu społeczno-ekologicznego jest kapitał społeczny i wynikająca z niego prężność gospodarcza, która generuje kierunki i tempo rozwoju danego SES. Zjawisko powodzi stanowi perturbację (zakłócenie) dla każdej gminy zagrożonej powodzią, stąd tak ważne staje się określenie jej odporności (tzw. *resilience*) poprzez analizę m. in. zdolności adaptacyjną gminy ograniczającej niekorzystne skutki wywołane powodzią. W artykule przedstawiono obowiązki gminy z zakresu ochrony przeciwpowodziowej oraz jej miejsce w systemie zarządzania ryzykiem powodziowym. Zaprezentowano także koncepcje gminy jako systemu społeczno-ekologicznego. Wskazano także na istotną rolę map zagrożenia i ryzyka powodziowego (MZP i MRP) w przygotowaniu dokumentów planistycznych gmin (systemów społeczno-ekologicznych).

1. WSTĘP

Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady z 23 października 2007 r. w sprawie oceny ryzyka powodziowego i zarządzania nim (tzw. dyrektywa powodziowa) [12] zobligowała wszystkie kraje członkowskie Unii Europejskiej do planowania działań z zakresu ochrony przeciwpowodziowej tj. ograniczania ryzyka powodziowego

* Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej – Państwowy Instytut Badawczy, ul. Podleśna 61, 01–673 Warszawa, adres do korespondencji: IMGW-PIB Oddział we Wrocławiu, ul. Parkowa 30, 51–616 Wrocław, grzegorz.dumienksi@imgw.pl.

i zmniejszania skutków powodzi. Realizacja dyrektywy odbyła się poprzez opracowanie Wstępnej Oceny Ryzyka Powodziowego (WORP), Map Zagrożenia i Ryzyka Powodziowego (MZP i MRP) [20, 26] oraz Planów Zarządzania Ryzykiem Powodziowym dla Obszarów Dorzeczy i Regionów Wodnych (PZRP). Należy zwrócić uwagę, iż strategicznym celem zarządzania ryzykiem powodziowym jest m.in. podjęcie działań zarówno technicznych jak i nietechnicznych, które ograniczyłyby wrażliwość (z ang. *vulnerability*) strefy szczególnego zagrożenia powodziowego oraz realizacja działań wzmacniających zidentyfikowane elementy systemu zarządzania ryzykiem powodziowym. Oznacza to m.in. wdrożenie informacji zawartych na mapach zagrożenia i ryzyka powodziowego do planowania przestrzennego (na wszystkich poziomach administracji samorządowej) – a w odniesieniu do gminy – do studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania (SUiKZ) oraz miejscowego planu zagospodarowania przestrzennego (MPZP) [38]. Racjonalne gospodarowanie obszarów zidentyfikowanych jako szczególnie zagrożone powodzią ma na celu zmniejszenie (minimalizację) istniejącego ryzyka powodziowego poprzez unikanie wzrostu zagospodarowania tychże terenów, określeniu warunków zagospodarowania obszarów chronionych obwałowaniami oraz poprzez określenie warunków zagospodarowania na obszarach o niskim prawdopodobieństwie wystąpienia powodzi ($p = 0,2\%$ – tzw. woda 500-letnia).

Analizy dotyczące rozkładu przestrzennego ryzyka powodziowego wedle przyjętych wskaźników społeczno-ekonomicznych zagrożenia powodziowego przeprowadził Dumieński wraz z zespołem [11]. Badania wykazały, że gmin narażonych na ryzyko powodzi dla prawdopodobieństwa jej wystąpienia $p = 1\%$ (tzw. woda 100-letnia) jest ponad 1300 gmin z spośród wszystkich 2478 gmin, co stanowi ponad połowę podstawowych jednostek samorządowych w Polsce. Zwrócić należy także uwagę, iż mimo skali zjawiska, w odniesieniu do powierzchni potencjalnie objętej zalewem podczas powodzi 100-letniej, powódź w Polsce dotyczy około 3% powierzchni kraju. Jednakże przestrzenny rozkład potencjalnych strat wedle przyjętych wskaźników [11] jest znacznie zróżnicowany i wbrew pozorom nie ogranicza się jedynie do gmin zlokalizowanych w województwach południowych. Warto także zasymalizować prace Biedroń i Bogdańskiej-Warmuz [3], które określiły, że aż 277 gmin trzykrotnie dotkniętych było skutkami powodzi z roku 1997, 2001 oraz 2010.

Przeprowadzone analizy stanowią istotną przesłankę dla zawężenia obszaru badawczego związanego z zagrożeniem powodziowym i „*zdolnością radzenie sobie*” (z ang. *ability to cope*) do tych gminy, które w prowadzonych przez autorów badaniach utożsamiane są z systemami społeczno-ekologicznymi (z ang. *social-ecological systems* – SES).

2. KONCEPCJA SYSTEMU SPOŁECZNO-EKOLOGICZNEGO

Rozwijana od lat 70 XX wieku koncepcja systemu społeczno-ekologicznego (z ang. *sociol-ecological system* – SES, rzadziej *socioecological system* – SES) [18, 19] doczekała się wielu definicji i współzależnych terminów. W najprostszym definiowaniu system społeczno-ekologiczny obejmuje ekologiczne (naturalne) i ludzkie podsystemy, które występują we wzajemnych interakcjach [7, 14, 15, 16]. Podsystem społeczny determinowany jest przez czynniki ekonomiczne, polityczne i kulturowe, oraz kapitał społeczny i ludzki. Cechy te tworzą społeczeństwo i określają jego istnienie w danym miejscu [7]. Z kolei podsystem ekologiczny funkcjonuje w oparciu o tzw. sieciowe powiązania usług ekosystemowych (z ang. *ecosystem services*), które sprzężeniami zwrotnymi łączą się z podsystemem społecznym. Za usługi ekosystemowe należy rozumieć wszelkie stany i procesy, dzięki którym naturalne ekosystemy podtrzymują i wypełniają ludzkie procesy życiowe [23]. Usługi te odpowiedzialne są za utrzymywanie różnorodności biologicznej jak i produkcję dóbr ekosystemowych takich jak np. drewna, żywności, wody. W literaturze przedmiotu wyróżnia m.in. następujące typy usług ekosystemowych: przestrzeni życiowej, produkcyjne, regulujące oraz kulturalne [6].

Warto w tym miejscu zasygnalizować, iż systemy społeczno-ekologiczne mogą być rozpatrywane w różnych skalach przestrzennych od poziomu lokalnego, poprzez regionalny, krajowy a nawet globalny (Ziemia jako system). W literaturze przedmiotu – w odniesieniu do skali przestrzennej - możemy znaleźć opracowania dotyczące m. in. systemu społeczno-ekologicznego jako konkretnej strefy przybrzeżnej [1], regionu przygranicznego [9] powiatu [32] bądź gminy [11]. Prowadzone analizy mogą być także ograniczone do konkretnych elementów SES, tworzących jego specyficzny podsystem np. jezioro [24]. Należy podkreślić, iż różne poziomy systemów społeczno-ekologicznych (regionalne, lokalne itp.) są ze sobą połączone za pomocą relacji zwrotnych i nie istnieją w odosobnieniu.

Wywodząca się z ekologii – nauki o wzajemnych zależnościach między organizmami oraz między organizmami a ich środowiskiem [25] – koncepcja systemu społeczno-ekologicznego stanowi interdyscyplinarną teorię z pogranicza nauk biologicznych i społecznych. W wypadku SES możemy mówić o połączeniu tzw. ekologii funkcjonalnej (poszukującej ogólnych zasad funkcjonowania ekosystemów, badającej związki, zależności pomiędzy jednostkami, z wyłączeniem człowieka) z tzw. ekologią społeczną i ekologią człowieka, stanowiącej próbę zharmonizowania jednostki ludzkiej ze środowiskiem. Badając systemy społeczno-ekologiczne poruszamy się także w obrębie koncepcji zrównoważonego rozwoju (z ang. *sustainable development*), stanowiącej zachowanie podczas rozwoju (np. określonego regionu) równowagi społeczno-ekonomiczno-przyrodniczej [27]. Równowaga ta ma zaspokoić potrzeby dzisiejszych pokoleń bez umniejszania szans przyszłych generacji na ich zaspokojenie [4]. Jak zaznacza Gallopin [15] SES stanowią integralną, analityczną jednostkę do badań

w dziedzinie zrównoważonego rozwoju, a określenie jego odporności (z ang. *resilience*) zapewnia koncepcyjne podstawy dla *sustainable development* [13].

Prowadzone przez autorów analizy zagrożenia powodziowego gmin w Polsce [11] i traktowanie tych podstawowych jednostek samorządu terytorialnego jako systemów społeczno-ekologicznych, spowodowały konieczność dostosowania tego terminu do uwarunkowań polskich [10]. **System społeczno-ekologiczny** stanowi układ ściśle powiązanych ze sobą i wzajemnie oddziałujących na siebie podsystemów ekologicznego i społecznego. Obie składowe funkcjonują w szeroko rozumianej strefie gospodarczej, która poprzez m.in. kapitał społeczny oraz uwarunkowania kulturowe - historyczne, polityczne, ekonomiczne, społeczne i ekologiczne generuje kierunki i tempo rozwoju danego SES [9, 10, 29, 32]. Graficzną konceptualizację systemu społeczno-ekologicznego prezentuje rysunek 1.



Rys. 1. Koncepcja systemu społeczno-ekologicznego
 źródło: opracowanie własne na podstawie [9, 10, 29, 32]

Należy podkreślić, iż tylko zrównoważony rozwój lokalny może prowadzić do wzmocnienia samoorganizacji i do tzw. „*zdolności radzenia sobie*” (z ang. *ability to cope*) w sytuacjach kryzysowych, gdyż wpływa on pozytywnie na sytuację społeczno-ekonomiczną danego SES, a także zmniejsza jego zależność od państwa i od zewnętrznych podmiotów gospodarczych [40]. Pojęcie tzw. „*zdolności radzenia sobie*” systemu dotyczy w tym kontekście wszystkich możliwych do zidentyfikowania czynników mających wpływ na pozytywną reakcję danego SES zarówno w fazie przygotowania wobec przewidywanych zagrożeń, jak i w trakcie oraz po ustąpieniu zjawiska powodzi.

Według Berkesa i in. [2] systemy społeczno-ekologiczne powszechnie uważane są za złożone systemy adaptacyjne (z ang. *complex adaptive systems* – CAS), które cechują m.in. interakcje, nieliniowość, mechanizmy sprzężenia zwrotnego, samoorganizacja, zdolność adaptacyjna oraz wielostrukturalność zmieniająca się w czasie i pod wpływem

oddziaływania na części składowe danego SES [17]. Jak akcentuje Holland [17], systemy te mają zdolność do zapamiętywania i uczenia się poprzez utrzymywanie wewnętrznych struktur poprzez wzajemne interakcje pomiędzy podsystemem społecznym i ekologicznym. Struktury takiego SES winny być oparte m.in. na dobrze zorganizowanych instytucjach administracyjnych (oraz organizacjach społecznych), a także jasnym systemie prawnym.

Jak podnoszą Adger i in. [1] zrozumienie powiązań między ekosystemami a społeczeństwem może przyczynić się do zmniejszenia wrażliwości (z ang. *vulnerability*) i zwiększenia odporności systemu (z ang. *resilience*). W nawiązaniu do analizy zjawiska powodzi wpływającego negatywnie na funkcjonowanie SES (powódź stanowi dla systemu określoną, mierzalną perturbację – zakłócenie w procesie realizacji samorozwoju). Wskazane jest aby poznać zarówno wszystkie wyeksponowane na zagrożenie powodziowe elementy (z ang. *exposure*) systemu, które mogą ulec częściowemu lub całkowitemu zniszczeniu stanowiąc źródło strat w gminie, jak i określić ich podatność na zniszczenie (z ang. *susceptibility*) czyli przypisać im określone cechy wpływające na poziom tego zniszczenia (np. dla budynków będących w strefie zagrożenia powodziowego możemy wyznaczyć ich itp. rodzaj konstrukcji lub wyposażenia, które wraz z głębokością ich zalania wodą powodziową determinują skalę zniszczeń powodziowych). Ważne jest także aby poznać czynniki determinujące zdolność adaptacyjną (z ang. *adaptive capacity*) systemu społeczno-ekologicznego, która może pozytywnie wpływać na jego odporność na zagrożenie.

Jak akcentują Carpanter i inni [5] odporność (*resilience*) odzwierciedla swoistego rodzaju stopień, do którego (w którym) dany system społeczno-ekologiczny (SES) zdolny jest do adaptacji. Stanowi także o elastyczności (tolerancji) SES w stosunku do oddziałujących na niego niekorzystnych zagrożeń naturalnych. Warto także zwrócić uwagę, iż prócz czynników zewnętrznych (np. zmian klimatu) SES poddawany jest także zjawisku antropopresji, które niekontrolowane może potęgować skutki zagrożeń naturalnych. W prowadzonych badaniach Dumieński i in. [11] za *resilience* (odporność) systemu przyjmują badaną niezależnie na trzech poziomach zdolność systemu społeczno-ekologicznego do:

1. ograniczania skutków powodzi,
2. adaptacji do zidentyfikowanego i prognozowanego zagrożenia (zdolność adaptacyjna),
3. transformacji w sytuacji gdy prognozowane zagrożenie wymaga zmiany filozofii ochrony SES.

Tak przyjęta logika sprawia, że *resilience* (z pol. odporność) może być traktowana jako równoważne pojęcie względem „zdolności radzenia sobie” z zagrożeniem powodziowym danego systemu (gminy). Zmiany klimatu oraz szybkie zmiany zachodzące we współczesnym świecie, powodują że systemy społeczno-ekologiczne poddawane są licznym zagrożeniom, stąd tak ważne jest wykształcenie w tych systemach „zdolności radzenia sobie” z tym zagrożeniami – odporności (*resilience*).

Strefy bezpośredniego zagrożenia powodziowego, zidentyfikowane na mapach zagrożenia powodziowego obejmują w większości tereny niezurbanizowane (m.in. pola uprawne, czy nieużytki rolne). Oznacza to, że mimo iż większe straty powodziowe odnotowywane są tam, gdzie infrastruktura jest zwarta, podczas powodzi podsystem ekologiczny ma większy udział (obszarowy) w ekspozycji na zagrożenie powodziowe, gdzie powódź powoduje zakłócenia w dostawie usług ekosystemowych (z ang. *ecosystem services*), w tym także ekosystemów miejskich. Damm [7] sugeruje, że tereny zalewowe stanowią typowy przykład systemu społeczno-ekologicznego. W prowadzonych przez autorów badaniach obszar analizy SES obejmuje całą gminę [10, 11] w której zidentyfikowano takie tereny zalewowe.

3. ROLA GMINY W SYSTEMIE OCHRONY PRZECIWPOWODZIOWEJ

Gmina jako podstawowa jednostka samorządu terytorialnego w Polsce [35] odpowiada za wszystkie sprawy o zasięgu lokalnym, które – zgodnie z założeniami ustawy o samorządzie gminnym [33] – mogą się przysłużyć „zaspokajaniu zbiorowych potrzeb wspólnoty” [28, 31, 33]. Jednym z podstawowych zadań gminy jest zapewnienie jej mieszkańcom szeroko rozumianego bezpieczeństwa, rozumianego jako zapewnienie zarówno bezpieczeństwa ludziom, ich mieniu, ale także środowisku w jakim przyszło im bytować przed nadzwyczajnymi zagrożeniami traktowanymi jako sytuacje nagłe (niekorzystne zdarzenia) niosące zagrożenia związane z siłami natury lub wynikającymi z działalności człowieka [21].

W wypadku gminy do zakresu jej działania należą wszystkie sprawy publiczne o znaczeniu lokalnym, niezastrzeżone ustawami dla innych podmiotów [21, 28, 31]. Z perspektywy podejmowanej tematyki zagrożenia powodziowego, główne zadania własne gminy wynikające art. 7 ustawy o samorządzie gminnym [33] obejmują prerogatywy i zadania z zakresu:

- ładu przestrzennego, gospodarki nieruchomościami, ochrony środowiska i gospodarki wodnej
- ochrony zdrowia
- porządku publicznego i bezpieczeństwa obywateli oraz ochrony przeciwpożarowej i przeciwpowodziowej, w tym wyposażenie i utrzymanie gminnego magazynu przeciwpowodziowego
- współpracy ze społecznościami lokalnymi i regionalnymi innych państw (szczególnie w przypadku wód granicznych).

Do wyłącznych uprawnień Rady Gminy należy uchwalanie miejscowych planów zagospodarowania przestrzennego. Z kolei do kompetencji wójta (burmistrza, prezydenta miasta), należy opracowanie planu operacyjnego ochrony przed powodzią oraz ogłaszania pogotowia i alarmu przeciwpowodziowego.

W prawodawstwie polskim istnieje także zespół regulacji prawnych dotyczących stanu klęski żywiołowej. Stan klęski żywiołowej stanowi jeden z trzech tzw. stanów kwalifikowanych o których mówi Konstytucja RP i może być wprowadzony w sytuacjach szczególnych zagrożeń, jeśli zwykłe środki konstytucyjne są niewystarczające [21]. Takim szczególnym zagrożeniem może być klęska żywiołowa np. powódź. Przez klęskę żywiołową ustawa o stanie klęski żywiołowej [37] rozumie katastrofę naturalną lub awarię techniczną, których skutki zagrażają życiu lub zdrowiu dużej liczby osób, mieniu w wielkich rozmiarach albo środowisku na znacznych obszarach, a pomoc i ochrona mogą być skutecznie podjęte tylko przy zastosowaniu nadzwyczajnych środków, we współdziałaniu różnych organów i instytucji oraz specjalistycznych służb i formacji działających pod jednolitym kierownictwem. Zasadniczą różnicą pomiędzy kryzysem a stanem nadzwyczajnym jest więc skala zagrożenia i jego charakter [21].

Ważną rolę w ochronie przeciwpowodziowej na terenie gminy pełnią jej jednostki pomocnicze – sołectwa (w gminach wiejskich). Jest ich w Polsce ponad 40 tys., a w ostatnich latach odnotowuje się wzrost zainteresowania i angażowania się mieszkańców w jego działania [31]. Struktura jednostki pomocniczej podobna jest do struktury gminy, jej uprawnienia regulowane są w ustawie o samorządzie gminnym oraz prawo lokalne.

Obowiązki gminy z zakresu ochrony przeciwpowodziowej wynikają także z licznych programów m.in. Krajowego Systemu Ratownictwa i Ludności (KSRIŁ) funkcjonującym w stanie czuwania (gotowości) bądź doraźnego reagowania oraz w stanie działań ratowniczych przy występowaniu różnorodnych zagrożeń, w tym powodziowych [21]. W skład systemu wchodzi m.in. Krajowy Program Ratowniczo-Gaśniczy (KPRG), który stanowi integralną część systemu ratownictwa i ludności, a jego działalność jest w głównej mierze oparta na Państwowej Straży Pożarnej – w tym w odniesieniu do gmin – około 4 tys. Ochotniczych Stażach Pożarnych. Kolejnymi składowymi KSRIŁ jest System Państwowego Ratownictwa Medycznego (SPRM), System Powiadamiania Ratunkowego (SPR) oraz System Zarządzania Kryzysowego (SZK). Organem właściwym do zarządzania kryzysowego (uruchamianego w czasie powodzi) na obszarze gminy jest wójt (burmistrz, prezydent miasta). Do jego zadań należy:

1. kierowanie monitorowaniem, planowaniem, reagowaniem i usuwaniem skutków zagrożeń na terenie gminy
2. realizacja zadań z zakresu planowania cywilnego, w tym:
 - realizacja zaleceń do gminnego planu zarządzania kryzysowego
 - opracowanie i przedkładanie starości do zatwierdzenia gminnego planu zarządzania kryzysowego
3. zarządzanie, organizowanie i przeprowadzenie szkoleń, ćwiczeń i treningów z zakresu zarządzania kryzysowego
4. wykonywanie przedsięwzięć wynikających z planu operacyjnego funkcjonowania gmin i gmin o statusie miasta.

5. zapobieganie, przeciwdziałanie i usuwanie skutków zdarzeń o charakterze terrorystycznym
6. współdziałanie z Szefem Agencji Bezpieczeństwa Wewnętrznego w zakresie przeciwdziałania, zapobiegania i usuwania skutków zdarzeń o charakterze terrorystycznym
7. organizacja i realizacja zadań z zakresu ochrony infrastruktury krytycznej.

Wójt zapewnia zgodnie z art. 20 ust. 1 ustawy o zarządzaniu kryzysowym [39], na obszarze gminy (miasta) realizację następujących zadań:

1. całodobowe alarmowanie członków gminnego zespołu zarządzania kryzysowego, a w szczególności w sytuacjach kryzysowych zapewnienie całodobowego dyżuru w celu zapewnienia przepływu informacji oraz dokumentowania prowadzonych czynności,
2. współdziałanie z centrami zarządzania kryzysowego organów administracji publicznej,
3. nadzór nad funkcjonowaniem systemu wykrywania i alarmowania oraz systemu wczesnego ostrzegania ludności,
4. współpracę z podmiotami realizującymi monitoring środowiska,
5. współdziałanie z podmiotami prowadzącymi akcje ratownicze, poszukiwawcze i humanitarne,
6. realizację zadań stałego dyżuru na potrzeby podwyższania gotowości obronnej państwa.

W celu realizacji powyższych zadań, wójt (burmistrz, prezydent miasta) tworzy gminne (miejskie) centrum zarządzania kryzysowego. Ponadto, zgodnie z art. 7 ust. 1 pkt. 14 ustawy z dnia 8 marca 1990 r. o samorządzie gminnym [33] zaspokajanie zbiorowych potrzeb wspólnoty należy do zadań własnych gminy, które obejmują m.in. sprawy porządku publicznego i bezpieczeństwa obywateli oraz ochrony przeciwpożarowej i przeciwpowodziowej, w tym wyposażenia i **utrzymania gminnego magazynu przeciwpowodziowego**.

4. NOWELIZACJI USTAWY PRAWO WODNE A DOKUMENTY ZWIĄZANE Z PLANOWANIEM PRZESTRZENNYM W GMINIE

Udostępnione przez Prezesa Krajowego Zarządu Gospodarki Wodnej mapy zagrożenia powodziowego (MZP) oraz mapy ryzyka powodziowego (MRP) mimo zmian w Ustawie Prawo wodne [36] wpisują się w unormowania prawne funkcjonujące w polskim prawodawstwie dotyczącym ochrony przed powodzią. Ostatnia nowelizacja ustawy [36] umożliwi samorządom swobodę decyzji dotyczącej dostosowania zarówno istniejących miejscowych planów zagospodarowania przestrzennego (MPZP)

bądź innych dokumentów planistycznych oraz wydawania decyzji o warunkach zabudowy i zagospodarowania terenu do informacji zawartych na MZP i MRP, a dotyczących obszarów zagrożonych powodzią. Ustawodawca uchylił także zapis o 30 miesięcznym okresie na dostosowania istniejących dokumentów planistycznych, zwłaszcza MPZP i SUiKZ do informacji o obszarach bezpośredniego zagrożenia powodzią przedstawionych na mapach zagrożenia powodziowego, opracowanych w ramach I cyklu planistycznego projektu ISOK, a także o obszarach bezpośredniego zagrożenia powodzią, wyznaczonych w studiach ochrony przeciwpowodziowej – na terenach, gdzie MZP zostaną opracowane w kolejnych cyklach planistycznych oraz o obszarach międzywala – na pozostałych odcinkach rzek, nawet jeśli nie są przedstawione na mapach zagrożenia powodziowego i studiach ochrony przeciwpowodziowej i o pasach technicznych w rozumieniu art. 36 Ustawy o obszarach morskich Rzeczypospolitej Polskiej i administracji morskiej [12].

Zmiany przyjęte nowelizacją Ustawy Prawo wodne [36] skutkują częściową marginalizacją roli map zagrożenia i ryzyka powodziowego w dostosowywaniu istniejących dokumentów planistycznych względem zidentyfikowanego zagrożenia powodziowego. Obecnie samorządy mogą uwzględniać informacje zawarte na MZP (w pierwotnej wersji miały obowiązek) przy aktualizacji m.in. studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego czy też miejscowych planów zagospodarowania przestrzennego. W obecnym kształcie Ustawy [36] zapis odnoszący się do 30 miesięcznego okresu dostosowawczego aktualne dokumenty planistyczne do informacji zawartych na MZP został całkowicie pominięty (art. 88f ust. 7).

Należy także zauważyć, iż gminy bardzo często poddawały krytyce przekazane w ramach MZP i MRP zasięgi zalewów, które w ich mniemaniu były przeszacowane lub zaniżone. Kierowano się argumentem, że na licznych obszarach, powodzi nie odnotowano od wielu lat, a jeśli była, nie osiągała ona takich rozmiarów jak zasięgi zalewów wygenerowane w ramach projektu ISOK. Należy podkreślić, iż MZP i MRP i przedstawione na nich obszary zagrożone wodami powodziowymi są efektem jakości szacowania wielkości przepływów o określonym prawdopodobieństwie przewyższenia, jakości modelowania hydraulicznego, ale także dokładności odwzorowania topografii hydraulicznie czynnej terasy zalewowej i czasami mogą być tylko weryfikowane z zastosowaniem analizy zasięgów powodzi historycznych.

5. PODSUMOWANIE

Jak akcentują Smit i Wandal [30] pomyślny rozwój danego regionu zależy w dużym stopniu, czy jego struktura społeczno-gospodarcza jest elastyczna i wskazuje zdolności dostosowywania się do zmieniających się warunków zarówno panujących

w systemie społeczno-ekologicznym jak na zewnątrz tego systemu. To przemyślana polityka regionalna (lokalna) wpływa na wzrost zdolności SES do stawiania i efektywnego osiągnięcia ambitnych celów związanych z rozwojem lokalnych społeczności oraz zapewnienia ich bezpieczeństwa. Zdolność ta może być ograniczana m.in. przez zjawisko powodzi, które z racji wymiernych strat materialnych jak i w życiu ludzkim, stanowi w Polsce zagrożenie największe.

Gmina jako podstawowa jednostka samorządu terytorialnego w Polsce ma m.in. za zadanie sprawować nadzór nad bezpieczeństwem lokalnych społeczności. Opracowywane w gminach studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania bądź miejscowe plany zagospodarowania przestrzennego mogą stanowić istotny element ograniczający zidentyfikowane ryzyko powodziowe. Według autorów posiadanie przez gminę (system społeczno-ekologiczny) aktualnego SUiKZ bądź MPZP stanowi jeden z wyznaczników (wskaźników) służących ocenie odporności (z ang. *resilience*) takiej jednostki na zagrożenie powodzią.

Warto zwrócić uwagę, że miejscowe plany zagospodarowania przestrzennego (MPZP) poza budżetem i programem rozwoju lokalnego stanowią instrumenty realizacji polityki gospodarczej w gminie – systemie społeczno-ekologicznym. Wyłączenie z możliwości zagospodarowania bądź znacznie jego ograniczenie na terenach szczególnie zagrożonych wodami powodziowymi wyznaczonymi na podstawie map zagrożenia powodziowego (MZP) i map ryzyka powodziowego (MRP) mogą jednak stanowić poważne konsekwencje po stronie dochodów w budżetach podstawowych jednostek samorządowych. Z jednej strony to na gminie ciąży obowiązek opracowania lub aktualizacji dokumentów planistycznych, z drugiej stają się one powodem ograniczenia swobody dysponowania gruntami [22, 31]. Argument ten zaważył na obecnym kształcie zapisów w Ustawie Prawo wodne [36]. Obecnie w Polsce, plany miejscowe obejmują około 30% powierzchni kraju [31]. Należy zaakcentować, iż brak planów ogranicza zrównoważony rozwój jednostki tym samym gmina jako SES poddawana jest zwiększonemu ryzyku niekontrolowanego procesu inwestycyjnego, a także uznaniowej decyzji urzędników przy wydawaniu warunków zabudowy. Takie podejście skutkuje nie tylko brakiem ładu przestrzennego w systemie. Stanowi także istotne źródło strat powodziowych oraz poważnych konsekwencji podczas ustalania odpowiedzialności podczas wypłaty polis ubezpieczeniowych. Mimo tych problemów, mapy zagrożenia i ryzyka powodziowego wpisują się w działania nietechniczne w myśl zasady „oddania przestrzeni rzecze” i „niedopuszczeniu do transferu ryzyka powodziowego”.

Informacje opracowane w ramach map zagrożenia i map ryzyka powodziowego w przyszłości mogą stanowić podstawę do budowy bądź doskonalenia lokalnych planów zarządzania akcją powodziową, w tym opartych na wygenerowanych scenariuszach zagrożenia powodziowego spowodowanych awariami obiektów piętrzących stale lub okresowo wodę (wałów przeciwpowodziowych). Konieczne jest także wzmocnienie roli gminy w kreowaniu świadomości społecznej i edukacji społeczeństwa w zakre-

się niebezpieczeństw meteo- i hydrologicznych. W sytuacjach kryzysowych, jak akcentuje Danielewicz [8] bardzo ważna jest współpraca gmin lub miasta z mediami, co pozwala przekazywać opinii publicznej o rozwoju zaistniałego niebezpieczeństwa. Z jednej strony kształtuje to świadomość obronną społeczeństwa, z drugiej minimalizuje skutki sytuacji kryzysowej.

Badania odporności na zagrożenie powodziowe gminy jako podstawowej jednostki samorządu terytorialnego w Polsce z wykorzystaniem koncepcji systemu społeczno-ekologicznego (SES) mają charakter interdyscyplinarny bowiem obszar prowadzonych badań obejmuje zarówno nauki techniczne (inżynieria środowiska) jak i nauki społeczne i socjologię. Analiza literatury przedmiotu wykazuje, iż wielopłaszczyznowe ujęcie problematyki wpływu zagrożeń naturalnych, zwłaszcza powodzi, na funkcjonowanie człowieka w środowisku, powinno stanowić przedmiot interdyscyplinarnych badań, wychodzących daleko poza ramy nauk technicznych (głównie inżynierii środowiska). Takie podejście w konsekwencji pozwoli na poszerzenie asortymentu stosowanych obecnie metod nietechnicznych w zarządzaniu ryzykiem powodziowym, co ma odzwierciedlenie w propagowanej filozofii płynącej z tzw. dyrektywy powodziowej [12].

Proponowany kierunek działań z jednej strony pozwoli w większym stopniu zrozumieć złożony charakter wpływu zagrożeń naturalnych na najmniejszą jednostkę terytorialną – gminę, z drugiej może stać się przyczynkiem do redukcji ryzyka katastrof, zwłaszcza powodzi poprzez racjonalne kształtowanie odporności systemów społeczno-ekologicznych. Prowadzone przez autorów w tym zakresie badania są na etapie formułowania tez badawczych wymagających podejścia holistycznego. Autorzy starają się także wypełnić lukę w dotychczasowych analizach dotyczących polskich systemów społeczno-ekologicznych rozpatrywanych na najniższym poziomie administracyjnym poddanych negatywnemu wpływowi zjawiska powodzi.

LITERATURA

- [1] ADGER W.N., HUGHES T.P., FOLKE C., CARPENTER S.R., ROCKSTORM J., *Social Ecological Resilience to Coastal Disasters*, Science, 2005, Vol. 756, No. 12, AAAS, 1036.
- [2] BERKES F., COLDING J., FOLKE C., *Navigating Social-Ecological Systems: Building Resilience for Complexity and Change*, Cambridge University Press, Cambridge 2003.
- [3] BIEDROŃ I., BOGDAŃSKA-WARMUZ I., *Powódź 2010 – analiza strat i szkód powodziowych w Polsce*, Gospodarka Wodna, 2012, No. 4, 147–153.
- [4] BRUNDTLAND G.H., *Nasza wspólna przyszłość. Raport Światowej Komisji do Spraw Środowiska i Rozwoju*, Państwowe Wydawnictwa Ekonomiczne, Warszawa 1991, 9–28.
- [5] CARPENTER S., WALKER B., ANDERIES J.M., ABEL N., *From Metaphor to Measurement: Resilience of What to What?*, Ecosystems, 2001, Vol. 765, No. 4, 765–781.
- [6] DAILY G., *Nature's services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*, Island Press, Washington, D.C., Covelo, California 1997.
- [7] DAMM M., *Mapping Social-Ecological Vulnerability to Flooding. A sub-national approach for Germany*, UNU-EHS, University of Bonn, Bonn 2010, 218.

- [8] DANIELEWICZ M., *Determinanty skutecznej komunikacji kryzysowej*, Prace i Studia Geograficzne, Vol. 55 pod. red. D. Rucińskiej, 15.
- [9] DEGÓRSKI M., *Uwarunkowania środowiskowe systemu społeczno-ekologicznego na pograniczu polsko-niemieckim jako wewnętrznej granicy Unii Europejskiej*, [w:] Horska-Schwarz S., *Problemy zagospodarowania, ochrony i monitoringu krajobrazów strefy przygranicznej w świetle procesów integracji europejskiej*, Wydawnictwo Uniwersytetu Wrocławskiego, Wrocław 2011, 12.
- [10] DUMIĘSKI G., TIUKAŁO A., *Podatność systemu społeczno-ekologicznego zagrożonego powodzią*, Prace i Studia Geograficzne, Warszawa 2016, praca przekazana do recenzji.
- [11] DUMIĘSKI G., PASIECZNIK-DOMINIĄK A., TIUKAŁO A., *Społeczno-ekonomiczna ocena zagrożenia powodziowego gmin w Polsce*, [w:] Kotowski A., Piekarska K., Kaźmierczak B., *Interdyscyplinarne Zagadnienia w Inżynierii i Ochronie Środowiska*, Tom 6., Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej, Wrocław 2015, 100–125.
- [12] Dyrektywa 2007/60/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dn. 23 października 2007 r. w sprawie oceny ryzyka powodziowego i zarządzania nim (OJ L 288, 6.11.2007), 27–34.
- [13] FOLKE C., CARPENTER S.R., ELMQVIST T., GUNDERSON L., HOLLING C.S., WALKER B., *Resilience and sustainable development: building adaptive capacity in world of transformations*, *Ambio*, 2002, Vol. 31, 437–440.
- [14] GALLOPIN 1994, *Human dimensions of global change: linking the global and the local processes*, *International Social Science Journal*, Vol. 130, 707–718.
- [15] GALLOPIN C.S., FUNTOWICZ S., O'CONNOR M., RAVETZ J., *Science for the 21st century: from social contract to the scientific core*, *International Social Science Journal*, 2001, Vol. 168, 219–229.
- [16] GALLOPIN C.S., *Linkages between vulnerability, resilience and adaptive capacity*, [w:] *Global environmental change*, 2006, Vol. 16, 293–303.
- [17] HOLLAND J.H., *Hidden Order: How Adaptation Builds Complexity*. Reading, MA, Addison-Wesley 1995.
- [18] HOLLING C.S., *Resilience and stability of ecological systems*, *Annual Review of Ecology and Systematics*, 1973, Vol. 4, 1–23.
- [19] HOLLING C.S., *Understanding the complexity of economic, ecological and social systems*, *Ecosystems*, Vol. 4, 390–405.
- [20] <http://mapy.isok.gov.pl>.
- [21] IMGW-PIB, Grontmij Polska, ARCADIS, DHI Polska, *Analiza i diagnoza zarządzania ryzykiem powodziowym, Tom II Analiza działania obcego systemu ochrony przed powodzią*, KZGW 2014.
- [22] KRAWCZYK B., *Plany (nie) tylko na papierze?* Przegląd Komunalny, Wydawnictwo Abrys, 2015, No. 5, 54–57.
- [23] NORGAARD R., *Ecosystem services: From eye-opening metaphor to complexity blinder*, *Ecological Economics*, 2009, Vol. 69, No. 6.
- [24] PASIECZNIK-DOMINIĄK A., TIUKAŁO A., DUMIĘSKI G., *Analysis of the exposure of Polish lakes to flood threat*, *Limnological Review*, Vol. 15, No. 1, 39–50.
- [25] PYŁKA-GUTOWSKA E., *Ekologia z ochroną środowiska*, Wydawnictwo Oświata, Warszawa 2004.
- [26] Rozporządzenie Ministra Środowiska, Ministra Transportu, Budownictwa i Gospodarki Morskiej, Ministra Administracji i Cyfryzacji oraz Ministra Spraw Wewnętrznych z dnia 21 grudnia 2012 r., w sprawie opracowania map zagrożenia powodziowego oraz map ryzyka powodziowego (Dz. U z 2013 r. poz. 104).
- [27] SZALATA Ł., ZWOŹDZIAK J., *Environmental project management as an element of urban environment component improvement*, *Meteorology Hydrology and Water Management Research and Operational Application*, 2015, Vol. 3, No. 1, 44.

- [28] SEK A., *Ochrona przeciwpowodziowa jako zadanie organów władzy lokalnej*, [w:] Sulowski S. (red.) *Polityka na szczeblu samorządu terytorialnego*, Studia Politologiczne, 2011, Vol. 20, 214–221.
- [29] SIEROCIŃSKA K., *Kapitał społeczny. Definiowanie, pomiar i typy*, [w:] Studia Ekonomiczne, Polska Akademia Nauk, Vol. 68, No. 1, 70–73,
- [30] SMIT B., WANDAL J., *Adaptation, adaptive capacity and vulnerability*, *Global Environmental Change*, 2006, Vol. 16, 282–292.
- [31] SZEŚCIŁO D., KRASZEWSKI D., *Samorząd terytorialny w pigułce. System samorządu w Polsce*, Fundacja im. Stefana Batorego, Warszawa 2015, 2–11.
- [32] TIUKAŁO A., DUMIŃSKI G., *Zbiornik Niedów elementem systemu społeczno-ekologicznego*, [w:] Wiśniewski R., *Ochrona i rekultywacja jezior*, PZiITS, Toruń 2013, 199–213.
- [33] Ustawa z dnia 8 marca 1990 r. o samorządzie gminnym (Dz. U. z 2013 r. poz. 594).
- [34] Ustawa z dnia 21 marca 1991 r. o obszarach morskich Rzeczypospolitej Polskiej i administracji morskiej (Dz. U. z 2013 r. poz. 934 i 1014).
- [35] Ustawa z 5 czerwca 1998 r. o wprowadzeniu zasadniczego trójstopniowego podziału terytorialnego państwa (Dz. U. z 1998 r., nr 96, poz. 1547 z późn. zm.).
- [36] Ustawa z dnia 21 lipca 2001 r. Prawo wodne (Dz. U. z 2015 r., poz. 496 z późn. zm.).
- [37] Ustawa z dnia 18 kwietnia 2002 r. o stanie klęski żywiołowej (Dz. U. z 2014 r. nr. 333 j. t.).
- [38] Ustawa z dnia 27 marca 2003 r. o planowaniu i zagospodarowaniu przestrzennym (Dz. U. z 2015 r. poz. 199).
- [39] Ustawa z dnia 26 kwietnia 2007 r. o zarządzaniu kryzysowym (Dz. U. z 2007 r. nr 89 poz. 590).
- [40] WOŁOWIEC T., REŚKO D., *Strategia rozwoju gminy jako narzędzie zarządzania zmianą gospodarczą*, Zeszyty Naukowe WSEI, seria: Ekonomia, 2012, Vol. 5, No. 2, 61–89.

THE COMMUNITY AS A SOCIAL-ECOLOGICAL SYSTEM THREATENED BY THE FLOOD

According to the act about introducing the basic three-step territorial division of the state, the commune in Poland stands as the basic administrative unit. That results in numerous obligations concerning, among others, the necessity of the commune providing the protection of the local society from, e.g. the natural threats. In the research done over the estimation of the Polish communes' resilience to the flood hazard, the authors identify them with the social-ecological systems (SES), which stand for a system of closely related and interdependent elements (among others: of the social capital and natural space) that are affected politically, culturally, economically or historically. A driving force for the commune as the social-ecological system is the social capital and the resulting economic resilience which generates the directions and growth rate of the given SES. The occurrence of flood constitutes a perturbation to every commune that is threatened by the flood. That is why it becomes so important to specify its resilience through the analysis of, among others, an adaptive capacity of the commune limiting adverse effects caused by the flood. In this article are presented the commune's responsibilities regarding the flood protection as well as its place in the system of managing the flood risk. There were also presented the concepts of the commune as the social-ecological system. The important role of the maps of the flood hazard and flood risk (pol. MZP and MRP) in the preparation of the planning documents of the communes (SES) has been also highlighted.

Aneta DZIUBEK*, Jacek DZIUBEK**

WPLYW ZMIAN SPOSOBU WSPARCIA OZE NA WYCENĘ OCZYSZCZALNI ŚCIEKÓW WYKONANĄ W OPARCIU O METODĘ DCF

W artykule opisano zmiany w prawie energetycznym, które skutkują wprowadzeniem nowych mechanizmów wsparcia odnawialnych źródeł energii (OZE), w miejsce dotychczas stosowanych. Pokróćce przybliżono zagadnienie wyceny przedsiębiorstwa, ze szczególnym uwzględnieniem metody DCF. Stosując metodę DCF dokonano oceny wpływu dotychczasowych oraz nowych mechanizmów wsparcia na wartość przedsiębiorstwa, jakim jest oczyszczalnia ścieków w Głogowie.

1. WSTĘP

W nowoczesnej gospodarce rynkowej przedmiotem transakcji handlowych stają się całe przedsiębiorstwa, bądź też ich zorganizowane części. Stąd też istotna rola, jaką grają metody wyceny. Do metod uznanych dzisiaj za najważniejsze należy metoda zdyskontowanych przepływów pieniężnych (ang. *Discounted Cash Flows Method - DCF Method*). Przedmiotem wyceny stać się może, także takie przedsiębiorstwo jak oczyszczalnia ścieków, w tym oczyszczalnia produkująca energię z biogazu pochodzącego z fermentacji osadów ściekowych, czyli oczyszczalnia posiadająca odnawialne źródło energii (OZE). Jednym z elementów stanowiących przychody takiej oczyszczalni były tzw. świadectwa pochodzenia, które stanowią mechanizm wsparcia OZE. Aktualnie w Polsce są wprowadzane zamiany w prawie energetycznym, m.in. system

* Państwowa Wyższa Szkoła Zawodowa w Głogowie, Instytut Ekonomiczny, ul. Piotra Skargi 5, Głogów, adziubek@pwsz.glogow.pl.

** Gelsenwasser Polska, Scharfenberger Straße 152, Drezno, jacek.dziubek@gelsenwasser.pl.

świadectw zostanie zastąpiony przez system aukcyjny. Przedsiębiorstwa działające dzisiaj (oraz te, które zostaną uruchomione do 30.06.2016 r.) będą miały możliwość wyboru: pozostać w systemie świadectw czy przejść na system aukcyjny. W tym artykule autorzy obliczają, jakie skutki dla konkretnej oczyszczalni ścieków (w Głogowie) może mieć taki wybór w kontekście wyceny wartości przedsiębiorstwa metodą DCF.

2. METODY WYCENY PRZEDSIĘBIORSTWA

Istnieje szereg metod wyceny przedsiębiorstwa. Ze względu na podobne zasady podejścia metody te można połączyć w grupy. Kryterium klasyfikującym do poszczególnych grup jest podstawa wyceny. Najczęściej wyróżnia się cztery grupy takich metod [3, 4]. Są to metody majątkowe, dochodowe, porównań rynkowych oraz mieszane. Poza tymi grupami znajdują się także metody niekonwencjonalne. Mnogość metod wyceny przyczynia się do problemu wyboru tej właściwej [7].

2.1. MAJĄTKOWE METODY WYCENY PRZEDSIĘBIORSTWA

Majątkowe metody wyceny przedsiębiorstwa [3, 4] należą do najstarszych metod wyceny i uznawane są za najprostsze. Metody te opierają się o informacje dostępne i łatwo weryfikowalne (np. sprawozdanie finansowe, bilans, dane z GUS-u). Obliczenia prowadzi się relatywnie prostymi metodami, a uzyskane wyniki są jednoznaczne. Do tej grupy metod zaliczamy:

- metodę bilansowej wyceny aktywów netto – jest to najprostsza z metod majątkowych, w której wartość majątku wylicza się jako różnicę aktywów i pasywów obcych;
- metodę wyceny według wartości skorygowanej, która stanowi ulepszenie poprzedniej metody, a wartości aktywów i pasywów obcych koryguje się w stosunku do wartości księgowych np. pod kątem ściągalsności należności, wymagalności zobowiązań czy wartości rynkowej składników majątku;
- metodę odtworzeniową – jej istotą jest określenie nakładów potrzebnych do odtworzenia identycznego przedsiębiorstwa;
- metodę likwidacyjną, w której wartość przedsiębiorstwa to suma iloczynów ilości składników majątkowych i cen odsprzedaży tych składników pomniejszona o zobowiązania oraz o koszty likwidacji przedsiębiorstwa.

W metodzie likwidacyjnej osiągamy zazwyczaj najniższą wartość spośród metod majątkowych. Wartość przedsiębiorstwa w zależności od zastosowanej metody wyceny majątkowej układa się w nierówność:

$$\text{wartość odtworzeniowa} > \text{wartość aktywów netto} > \text{wartość likwidacyjna}$$

Wspólną cechą metod majątkowych jest przyjęcie założenia, że wartość przedsiębiorstwa to wartość jego majątku. Z tym założeniem nie zawsze można się zgodzić, gdyż nie tylko majątek uwidoczny w księgach pozwala przedsiębiorstwu uzyskiwać dochody i generować zyski. Poza nim istnieje cała gama czynników niematerialnych, które w sposób istotny się do tego przyczyniają.

Ze względu na stosunkową prostotę oraz jednoznaczność majątkowe metody wyceny stanowią punkt odniesienia dla innych metod np. dochodowych.

2.2. DOCHODOWE METODY WYCENY PRZEDSIĘBIORSTWA

Dochodowe metody wyceny przedsiębiorstwa [3, 4] wiążą wartość przedsiębiorstwa z generowanymi przez nie dochodami. Podejście takie można uzasadnić tym, że dla inwestora zamierzającego nabyć przedsiębiorstwo interesujące jest na jakie przychody może liczyć w przyszłości. Stąd też wartość przedsiębiorstwa to aktualna wartość jego przyszłych dochodów. Dodatkowo na tę wartość wpływ mogą mieć efekty synergii obejmujące np. wzrost pozycji rynkowej czy efekt skali. Istnieje szereg metod dochodowych wyceny przedsiębiorstw opartych na zdyskontowanym strumieniu dochodów oraz ich odmian [3, 4]: metoda DCF, metoda kapitalizacji zysków, metoda EVA, metoda Millera-Modiglianiego, metoda Hausa, metoda CFV. Najczęściej stosowaną jest metoda DCF (zdyskontowanych przepływów pieniężnych). W ramach tej metody wyróżnia się:

- wariant modelu zdyskontowanych przepływów pieniężnych przynależnych właścicielom (FCFE),
- wariant modelu zdyskontowanych przepływów pieniężnych przynależnych wszystkim stronom finansującym (FCFF).

Metoda ta jest szeroko rozpowszechniona [1] i zostanie szerzej omówiona w rozdziale 3.

2.3. METODY PORÓWNAŃ RYNKOWYCH

Metody porównań rynkowych [3, 4] zwane są także mnożnikowymi lub wyceny wielokrotnej. W grupie tej istnieje cała gama metod. Sprowadzają się one do wyceny podobnych spółek notowanych na giełdzie bądź transakcji sprzedaży na rynku. Opierają się one na założeniu, że najlepszych informacji do wyceny przedsiębiorstwa dostarcza rynek finansowy.

2.4. MIESZANE METODY WYCENY WARTOŚCI PRZEDSIĘBIORSTWA

Mieszane metody wyceny wartości przedsiębiorstwa [3, 4] powstały na podstawie analizy wad i zalet metod jednostronnych. Najprostsze z nich, dobrze znane i często wykorzystywane w praktyce to:

- metoda średniej wartości (zwana niemiecką) – jest to średnia arytmetyczna wyceny dochodowej i majątkowej;
- metoda szwajcarska, różni się tym od poprzedniej, iż nie jest średnią arytmetyczną a ważoną (waga wyceny dochodowej to 2/3 a majątkowej 1/3);
- odwrócona metoda szwajcarska, w której wagi przypisane są odwrotnie w stosunku do metody szwajcarskiej.

Oprócz prostych metod mieszanych istnieją jeszcze złożone metody mieszane [3], gdzie we wzorach na wartość przedsiębiorstwa oprócz wyceny majątkowej pojawia się roczny zysk netto przedsiębiorstwa (po wyeliminowaniu zdarzeń nadzwyczajnych).

Obecnie metody mieszane (szczególnie proste) mogą być przydatne przy wyznaczaniu przedziału rekomendacji cenowej.

3. WYCENA PRZEDSIĘBIORSTWA ZA POMOCĄ METODY DCF

Majątek trwały przedsiębiorstwa nie jest jedynym elementem wpływającym na jego wartość. Z punktu widzenia inwestora o wiele ważniejsza jest jego zdolność do generowania dochodów. A dokładniej, w podejściu dochodowym [4], wartość przedsiębiorstwa to aktualna wartość przewidywanych dochodów, które ono przyniesie.

Takie opisanie metody wyceny od razu sugeruje istnienie mnogości jej wariantów w zależności od m.in. sposobu prognozowania przyszłych dochodów, wartości kapitału własnego, rodzaju dochodu, na którym opiera się obliczenia itd.

W najbardziej podstawowej postaci wzór określający wartość przedsiębiorstwa można wyrazić następująco [6]:

$$V = \frac{CF_1}{(1+k)^1} + \frac{CF_2}{(1+k)^2} + \frac{CF_3}{(1+k)^3} + \dots + \frac{CF_n}{(1+k)^n} + \frac{RV}{(1+k)^n} \quad (1)$$

gdzie:

V – wartość przedsiębiorstwa na podstawie zdyskontowanych przepływów pieniężnych

CF_i – przepływ środków pieniężnych w danym okresie

k – stopa dyskontowa

n – liczba lat w prognozie

RV – wartość rezydualna przedsiębiorstwa = $CF_n \times (1-g)/(WACC-g)$

g – stała stopa wzrostu przepływów środków pieniężnych po okresie prognozy

WACC (średni ważony koszt kapitału) = udział kapitału własnego x koszt kapitału własnego + udział kapitału obcego oprocentowanego x koszt kapitału obcego oprocentowanego x (1 – stawka % podatku dochodowego).

W obliczeniach przyjęto wykorzystanie *FCFF* (wolne przepływy pieniężne dla całego przedsiębiorstwa). Składają się nań:

- + EBIT x (1-stawka % podatku dochodowego),
- + amortyzacja,
- + zmiany w kapitale obrotowym netto,
- nakłady inwestycyjne.

Na podstawie wzoru (1) wyliczona zostanie wartość oczyszczalni ścieków w rozdziale 5.

4. WSPARCIE DLA ODNAWIALNYCH ŹRÓDEŁ ENERGII

4.1. WSPARCIE OZE DO KOŃCA ROKU 2015

Zgodnie z unijną dyrektywą o OZE, Polska do roku 2020 ma obowiązek uzyskać 15% udział energii elektrycznej ze źródeł odnawialnych w końcowym zużyciu energii. Aby zwiększyć udział tych źródeł w ogólnym bilansie energii elektrycznej w kraju, należało wdrożyć odpowiednie systemy wsparcia, będące gwarancją ich systematycznego rozwoju.

Odnawialne źródło energii (OZE) zostało zdefiniowane w art. 2 ust. 22 ustawy o OZE, jako niekopalne, odnawialne źródła obejmujące energię wiatru, energię promieniowania słonecznego, energię aerotermalną, energię geotermalną, energię hydrotermalną, hydroenergię, energię fal, prądów i pływów morskich oraz energię otrzymywaną z biomasy, biogazu, biogazu rolniczego oraz z biopłynów [16].

Od 1 października 2005 roku oprócz obowiązkowego zakupu pochodzącej z OZE energii elektrycznej przez spółki handlujące energią, głównym mechanizmem wsparcia produkcji energii elektrycznej z OZE jest tzw. system zielonych certyfikatów (*ang. Tradable Green Certificates system – TGCs, Tradable Renewable Energy Certificates – TREC*). Został on wprowadzony nowelizacją ustawy Prawo energetyczne, zgodnie z którą przedsiębiorstwa energetyczne sprzedające energię elektryczną odbiorcom końcowym, mają obowiązek przedstawienia prezesowi URE do umorzenia, określonej corocznie przez ministra gospodarki, ilości świadectw pochodzenia. W przypadku niezrealizowania tego obowiązku przedsiębiorstwo jest zobowiązane do uiszczenia tzw. opłaty zastępczej, która za rok 2015 wynosi 300,03 zł/MWh.

Każdy wytwórca energii z OZE może wystąpić do prezesa URE z wnioskiem o wydanie świadectwa pochodzenia, które stanowi dowód, że określona w świadectwie ilość energii jest wytworzona w koncesjonowanym źródle odnawialnym. W przypadku,

gdy energia została wytworzona w instalacji spełniającej warunki wysokosprawnej kogeneracji, wytwórca oprócz świadectwa pochodzenia przysługuje świadectwo pochodzenia z kogeneracji. Wniosek o wydanie świadectwa należy złożyć w ciągu 45 dni od zakończenia produkcji energii objętej wnioskiem, a w przypadku kogeneracji w ciągu 14 dni. Prezes URE wydaje świadectwo pochodzenia przed upływem 14 dni od złożenia ww. wniosku [15].

Ze świadectw pochodzenia wynikają prawa majątkowe odpowiadające ilości energii w nich wykazanej. Jedno prawo majątkowe odpowiada 1 kWh energii elektrycznej. Rejestr świadectw pochodzenia i obrót prawami majątkowymi z nich wynikającymi prowadzi Towarowa Giełda Energii (TGE) [14].

Obecnie Towarowa Giełda Energii obraca następującymi rodzajami praw majątkowych wynikającymi ze świadectw pochodzenia [13]:

- PMOZE i PMOZE_A („zielone”) – na dostawę praw majątkowych z odnawialnych źródeł energii (prawa majątkowe PMOZE wystawiane były dla energii wytworzonej przed 01.03.2009, obecnie wystawiane są PMOZE_A);
- PMEF („białe”) – dla praw majątkowych, wynikających ze świadectw efektywności energetycznej (podstawową jednostką nie jest tu, jak w innych instrumentach kWh, tylko tysięczna część toe tzn. tony oleju ekwiwalentnego);
- PMBG („brązowe”) – dla praw majątkowych z biogazu rolniczego (dotychczas nie wystawiono ani jednego takiego świadectwa);
- instrumenty kogeneracyjne (dla energii wyprodukowanej od roku 2014):
 - PMGM („żółte”) - dotyczące praw majątkowych z kogeneracji gazowej lub o mocy zainstalowanej do 1 MW;
 - PMMET („fioletowe”) - na dostawę praw majątkowych z jednostek kogeneracji opalanych metanem lub gazem uzyskiwanym z przetwarzania biomasy;
 - PMEC („czerwone”) - na dostawę praw majątkowych z pozostałych jednostek kogeneracji.

Kurs jednolity dla kontaktów OZE na sesji Rynku Praw Majątkowych TGE na dzień 18.02.2016 r. przedstawia Tabela 1.

Tabela 1. Kurs jednolity dla kontaktów OZE na sesji Rynku Praw Majątkowych TGE na dzień 18.02.2016 r. [8]

Nazwa kontraktu	Kurs jednolity
PMOZE_A	113,00 PLN/MWh
PMEF	981,50 PLN/toe
PMGM	119,10 PLN/MWh
PMMET	62,40 PLN/MWh
PMEC	10,89 PLN/MWh

4.2. WSPARCIE OZE OD ROKU 2016

4 maja 2015 roku weszła w życie Ustawa z dnia 20 lutego 2015 r. o odnawialnych źródłach energii [16], zgodnie z którą system zielonych certyfikatów ma być zastąpiony systemem aukcji. Jednak wytwórcy OZE, których instalacje uruchomione zostały przed tym terminem będą mogli nadal korzystać ze sprzedaży praw majątkowych wynikających ze świadectw pochodzenia przez 15 lat (okres będzie liczony od momentu uruchomienia produkcji energii potwierdzonej świadectwem pochodzenia) [16]. Oznacza to, że właściciele instalacji uruchomionych przed wejściem w życie rozdziału 4 ustawy o OZE mogą przejść na system aukcyjny, w którym przewidziano oddzielne dla nich aukcje lub pozostać na wsparciu opartym na dotychczasowych zasadach (gwarantowana cena zakupu energii + prawa majątkowe ze świadectw pochodzenia). Gwarantowana cena ustalana jest przez prezesa URE do 31 marca każdego roku i za rok 2014 wynosi 163,58 zł/MWh [5].

Wszystkim nowym projektom, czyli takim w których instalacja OZE zostanie uruchomiona po wejściu w życie rozdziału 4 ustawy o OZE, przysługuje prawo wsparcia na podstawie systemu aukcyjnego. Przedmiotem aukcji jest wytwarzanie energii elektrycznej z odnawialnych źródeł energii. Aukcje będą prowadzone oddzielnie dla instalacji od 10 kW do 1MW oraz powyżej 1MW.

Ilość energii odnawialnej, która może być sprzedana w drodze aukcji jest corocznie podawana przez rząd i w 2016 roku wynosi 4 736 044 MWh dla istniejących OZE oraz 50 449 950 MWh dla instalacji nowopowstałych (w tym roku nie przewidziano zakupu energii w tej formie z instalacji zmodernizowanych po wejściu w życie rozdziału 4 ustawy o OZE) [11]. Prezes URE ogłasza, organizuje i przeprowadza aukcje nie rzadziej niż raz w roku. Wytwórca chcący przystąpić do aukcji składa ofertę zawierającą m.in. rodzaj i moc zainstalowaną instalacji oraz ilość i cenę za jaką zobowiązuje się sprzedać energię. Wygrywają Ci oferenci, którzy zaproponują najniższą cenę. Cena zakupu energii elektrycznej z odnawialnych źródeł energii, podana w ofertach uczestników aukcji, którzy je wygrali jest stała i podlegać będzie corocznej waloryzacji średniorocznym wskaźnikiem cen towarów i usług konsumpcyjnych z poprzedniego roku kalendarzowego. Wsparciem objęte będzie wytwarzanie energii przez 15 lat.

Zgodnie z ustawą o OZE zaoferowane na aukcji ceny energii nie mogą być wyższe niż tzw. ceny referencyjne ogłaszane przez Ministra Gospodarki w drodze rozporządzenia na 60 dni przed aukcją. Rozporządzenie Ministra Gospodarki z dnia 13 listopada 2015 r. zarządza cenę referencyjną dla istniejących już instalacji w wysokości 410,02 zł/MWh. Dla nowych projektów ceny referencyjne są zależne od poszczególnych technologii. Cena dla biogazowni wykorzystującej biogaz z oczyszczalni ścieków wynosi 335 zł/MWh [9].

5. WPŁYW ZMIANY SPOSOBU WSPARCIA OZE NA WARTOŚĆ OCZYSZCZALNI ŚCIEKÓW

5.1. OGÓLNA CHARAKTERYSTYKA OCZYSZCZALNI ŚCIEKÓW

Oczyszczalnia ścieków PWiK w Głogowie sp. z o.o. położona jest w zachodniej części miasta. Oczyszczalnia ta jest jedyną oczyszczalnią w aglomeracji głogowskiej, obsługuje więc także kilka okolicznych wsi. Obszar, z którego spływają do niej ścieki zamieszkuje ok. 75 tys. mieszkańców przy czym docelowo oczyszczalnia jest przygotowana do usuwania zanieczyszczeń jak dla wielkości 100 tys. RLM (równoważnej liczby mieszkańców).

Jest to oczyszczalnia mechaniczno-biologiczna z pogłębionym usuwaniem związków biogenych. Okresowo proces oczyszczania może być wspomagany środkami chemicznymi do usuwania nadmiaru fosforu. Ścieki odprowadzane z oczyszczalni do odbiornika odpowiadają zapisom aktualnego pozwolenia wodno-prawnego [2], jak i spodziewanym w niedalekiej przyszłości wartościom po zmianie wynikającej z wielkości oczyszczalni i zapisów Rozporządzenia Ministra Środowiska [10].

Oczyszczalnia przechodziła w ostatnich latach dwie poważne modernizacje. Pierwszą w roku 2000, w której w zasadzie została ona zbudowana od podstaw, gdyż z poprzedniej (mechanicznej) zostało niewiele obiektów. Drugą, w roku 2015, polegającą na zmianie technologii w kierunku pogłębienia usuwania związków biogenych, a także modernizacji części gazowo-energetycznej.

Istotnym elementem oczyszczalni jest jej część gazowo-energetyczna. W procesie fermentacji osadów ściekowych powstaje biogaz, który po oczyszczeniu jest używany do napędzania agregatów prądotwórczych. Powstałe w wyniku tego procesu: energia elektryczna i energia cieplna, z jednej strony obniżają koszty funkcjonowania oczyszczalni, z drugiej przyczyniają się do wzrostu przychodów ze sprzedaży certyfikatów pochodzenia, gdyż mamy tutaj do czynienia z OZE (por. rodz. 4.) .

Oczyszczalnia zgodnie z pozwoleniem wodno-prawnym [2] może odprowadzać do odbiornika, jakim jest rzeka Odra, ścieki w ilości:

- przepustowość średnia 15 000 m³/d,
- przepustowość maksymalna 21 000 m³/d,

i o składzie:

- $BZT_5 \leq 15 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$
- $ChZT_{Cr} \leq 125 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$
- Zawiesiny ogólne $\leq 35 \text{ mg}/\text{dm}^3$
- Fosfor ogólny $\leq 2 \text{ mg P}_2/\text{dm}^3$
- Azot ogólny $\leq 15 \text{ mg N}_2/\text{dm}^3$

Roczne zapotrzebowanie na energię elektryczną wynosi około 2 400 kWh/rok. Energia elektryczna wytwarzana z biogazu pochodzącego z fermentacji osadów ściekowych pokrywa 80% średniorocznego zapotrzebowania oczyszczalni na energię elektryczną.

5.2. WARTOŚĆ OCZYSZCZALNI ŚCIEKÓW

Tabela 2 zawiera wolne przepływy pieniężne oraz wyliczenie wartości oczyszczalni ścieków przy zachowaniu dotychczasowego mechanizmu wsparcia OZE, czyli systemu certyfikatów, uwzględniając ich aktualne ceny (wariant I).

Tabela 2. Wycena oczyszczalni w wariantcie I

Lp. Okres	J.m.	ROK 1	ROK 2	ROK 3	ROK 4	ROK 5	ROK 6	ROK 7	ROK 8	ROK 9	ROK 10	ROK 11	ROK 12	ROK 13	ROK 14	ROK 15
1 Przychód ze sprzedaży, z tego	tyś. zł	9 023,86	9 126,96	9 231,74	9 338,25	9 435,35	9 533,50	9 632,71	9 732,99	9 834,35	9 936,81	10 040,37	10 145,05	10 250,86	10 357,82	10 465,94
a) przychód ze sprzedaży ścieków	tyś. zł	8 702,20	8 789,22	8 877,11	8 965,88	9 055,54	9 146,10	9 237,56	9 329,94	9 423,23	9 517,47	9 612,64	9 708,77	9 805,86	9 903,91	10 002,95
b) przychód ze sprzedaży certyfikatów	tyś. zł	321,66	337,74	354,63	372,36	379,81	387,41	395,15	403,06	411,12	419,34	427,73	436,28	445,01	453,91	462,99
2 Koszty bezpośrednie, z tego:	tyś. zł	5 217,99	5 231,53	5 245,59	5 260,17	5 275,28	5 290,91	5 307,07	5 323,76	5 340,98	5 358,73	5 377,02	5 395,84	5 415,20	5 435,10	5 455,55
a) Amortyzacja	tyś. zł	1 583,78	1 599,62	1 615,61	1 631,77	1 648,09	1 664,57	1 681,21	1 698,03	1 715,01	1 732,16	1 749,48	1 766,97	1 784,64	1 802,49	1 820,51
b) Materiały	tyś. zł	428,83	433,12	437,45	441,83	446,25	450,71	455,22	459,77	464,37	469,01	473,70	478,44	483,22	488,05	492,93
c) Energia	tyś. zł	155,95	157,51	159,08	160,67	162,28	163,90	165,54	167,20	168,87	170,56	172,26	173,98	175,72	177,48	179,26
d) Usługi	tyś. zł	350,53	347,03	343,56	340,12	336,72	333,35	330,02	326,72	323,45	320,22	317,01	313,84	310,71	307,60	304,52
e) Podatki i opłaty	tyś. zł	1 117,31	1 128,48	1 139,77	1 151,16	1 162,68	1 174,30	1 186,05	1 197,91	1 209,88	1 221,98	1 234,20	1 246,55	1 259,01	1 271,60	1 284,32
f) Wynagrodzenia i świadczenia na rzecz pracowników	tyś. zł	1 568,13	1 552,45	1 536,93	1 521,56	1 506,34	1 491,28	1 476,37	1 461,60	1 446,99	1 432,52	1 418,19	1 404,01	1 389,97	1 376,07	1 362,31
g) Pozostałe koszty	tyś. zł	13,46	13,33	13,19	13,06	12,93	12,80	12,67	12,55	12,42	12,30	12,17	12,05	11,93	11,81	11,69
3 Koszty pośrednie	tyś. zł	1 721,60	1 704,38	1 687,24	1 670,47	1 653,76	1 637,22	1 620,85	1 604,64	1 588,60	1 572,71	1 556,98	1 541,41	1 526,00	1 510,74	1 495,63
4 Koszty razem (w.2 + w.3)	tyś. zł	6 939,59	6 935,91	6 932,93	6 930,64	6 929,04	6 928,14	6 927,92	6 928,40	6 929,58	6 931,45	6 934,00	6 937,26	6 941,20	6 945,84	6 951,18
5 EBIT (w.1 - w.4)	tyś. zł	2 084,27	2 191,05	2 298,81	2 407,61	2 506,31	2 605,37	2 704,79	2 804,59	2 904,77	3 005,36	3 106,36	3 207,79	3 309,66	3 411,98	3 514,76
6 EBIT x (1 - stawka podatku dochodowego)	tyś. zł	1 688,26	1 774,75	1 862,04	1 950,16	2 038,11	2 110,35	2 190,88	2 271,72	2 352,87	2 434,34	2 516,15	2 598,31	2 680,82	2 763,70	2 846,96
7 Nakłady inwestycyjne	tyś. zł	1 500,00	1 500,00	1 600,00	1 600,00	1 600,00	1 600,00	1 650,00	1 650,00	1 700,00	1 700,00	1 700,00	1 750,00	1 750,00	1 800,00	2 500,00
8 Wolne przepływy pieniężne (FCFF) (w.2a-w.6-w.8)	tyś. zł	1 772,04	1 874,37	1 877,65	1 981,93	2 078,20	2 174,92	2 222,09	2 319,74	2 367,87	2 466,50	2 565,63	2 615,28	2 715,47	2 766,19	2 167,47
9 Suma wolnych przepływów zysku kontowalnego	tyś. zł		14 965,41													
10 WACC	%		10,57													
11 Wartość rezydualna	tyś. zł		20 286,74													
12 Wartość rezydualna zyskowna	tyś. zł		14 609,08													
13 Wartość oczyszczalni ścieków	tyś. zł		29 574,49													

Tabela 3 zawiera wolne przepływy pieniężne oraz wyliczenie wartości oczyszczalni ścieków w sytuacji, której oczyszczalnia skorzystałaby z nowego mechanizmu wsparcia, czyli systemu aukcyjnego, przy założeniu otrzymania ceny aukcyjnej równej cenie referencyjnej (wariant II).

Tabela 4 zawiera wolne przepływy pieniężne oraz wyliczenie wartości oczyszczalni ścieków przy zachowaniu dotychczasowego mechanizmu wsparcia OZE, czyli systemu certyfikatów, przy założeniu, że ceny zielonych certyfikatów wzrosną dwukrotnie (wariant III).

Dzięki wejściu w życie nowelizacji ustawy o OZE przewiduje się, że stopniowo zmniejszać się będzie nadpodaż zielonych certyfikatów. Wpływ na to będą miały zapisy dotyczące zakończenia wsparcia w postaci zielonych certyfikatów dla dużych elektrowni wodnych (powyżej 5MW) oraz ograniczenie wsparcia dla instalacji współspalania (do pół certyfikatu za 1 MWh). Wprowadzone zmiany mają za zadanie przywrócić

równowagę na rynku zielonych certyfikatów, czyli zmniejszyć nadpodaż i zwiększyć popyt, co w opinii środowiska spowoduje znaczny wzrost ich ceny [17].

Tabela 3. Wycena oczyszczalni w wariantcie II

Lp. Okres	J.m.	ROK 1	ROK 2	ROK 3	ROK 4	ROK 5	ROK 6	ROK 7	ROK 8	ROK 9	ROK 10	ROK 11	ROK 12	ROK 13	ROK 14	ROK 15
1 Przychód ze sprzedaży, z tego	sys. zł	9 169,59	9 279,98	9 392,41	9 506,95	9 607,43	9 709,02	9 811,74	9 915,60	10 020,61	10 126,79	10 234,15	10 342,71	10 452,47	10 563,46	10 675,70
a) przychód ze sprzedaży ścieków	sys. zł	8 702,20	8 789,22	8 877,11	8 965,88	9 055,54	9 146,10	9 237,56	9 329,94	9 423,23	9 517,47	9 612,64	9 708,77	9 805,86	9 903,91	10 002,95
b) przychód ze sprzedaży certyfikatów	sys. zł	467,39	490,76	515,30	541,06	551,88	562,92	574,18	585,66	597,38	609,32	621,51	633,94	646,62	659,55	672,74
2 Koszty bezpośrednie, z tego:	sys. zł	5 217,99	5 231,53	5 245,59	5 260,17	5 275,28	5 290,91	5 307,07	5 323,76	5 340,98	5 358,73	5 377,02	5 395,84	5 415,20	5 435,10	5 455,55
a) Amortyzacja	sys. zł	1 583,78	1 599,62	1 615,61	1 631,77	1 648,09	1 664,57	1 681,21	1 698,03	1 715,01	1 732,16	1 749,48	1 766,97	1 784,64	1 802,49	1 820,51
b) Materiały	sys. zł	428,83	433,12	437,45	441,83	446,25	450,71	455,22	459,77	464,37	469,01	473,70	478,44	483,22	488,05	492,93
c) Energia	sys. zł	155,95	157,51	159,08	160,67	162,28	163,90	165,54	167,20	168,87	170,56	172,26	173,98	175,72	177,48	179,26
d) Usługi	sys. zł	350,53	347,03	343,56	340,12	336,72	333,35	330,02	326,72	323,45	320,22	317,01	313,84	310,71	307,60	304,52
e) Podatki i opłaty	sys. zł	1 117,31	1 128,48	1 139,77	1 151,16	1 162,68	1 174,30	1 186,05	1 197,91	1 209,88	1 221,98	1 234,20	1 246,55	1 259,01	1 271,60	1 284,32
f) Wynagrodzenia i świadczenia na rzecz pracowników	sys. zł	1 568,13	1 552,45	1 536,93	1 521,56	1 506,34	1 491,28	1 476,37	1 461,60	1 446,99	1 432,52	1 418,19	1 404,01	1 389,97	1 376,07	1 362,31
g) Pozostałe koszty	sys. zł	13,46	13,33	13,19	13,06	12,93	12,80	12,67	12,55	12,42	12,30	12,17	12,05	11,93	11,81	11,69
3 Koszty pośrednie	sys. zł	1 721,60	1 704,38	1 687,34	1 670,47	1 653,76	1 637,22	1 620,85	1 604,64	1 588,60	1 572,71	1 556,98	1 541,41	1 526,00	1 510,74	1 495,63
4 Koszty razem (w.2 + w.3)	sys. zł	6 939,59	6 935,91	6 932,93	6 930,64	6 929,04	6 928,14	6 927,92	6 928,40	6 929,58	6 931,45	6 934,00	6 937,26	6 941,20	6 945,84	6 951,18
5 EBIT (w.1 - w.4)	sys. zł	2 230,00	2 344,07	2 459,48	2 576,31	2 678,39	2 780,88	2 883,81	2 987,19	3 091,03	3 195,34	3 300,15	3 405,45	3 511,27	3 617,62	3 724,52
6 EBIT x (1 - stawka podatku dochodowego)	sys. zł	1 806,30	1 898,69	1 992,18	2 086,81	2 169,49	2 252,52	2 335,89	2 419,63	2 503,74	2 588,23	2 673,12	2 758,41	2 844,13	2 930,27	3 016,86
7 Nakłady inwestycyjne	sys. zł	1 500,00	1 500,00	1 600,00	1 600,00	1 600,00	1 600,00	1 650,00	1 650,00	1 700,00	1 700,00	1 700,00	1 750,00	1 750,00	1 800,00	2 500,00
8 Wolne przepływy pieniężne (CFE) (w.2a-w.6-w.8)	sys. zł	1 896,08	1 998,31	2 007,79	2 118,58	2 217,58	2 317,08	2 367,10	2 467,65	2 518,74	2 620,39	2 722,60	2 775,39	2 878,77	2 932,76	2 337,37
9 Suma wolnych przepływów zyskointerwanskich	sys. zł															15 953,64
10 WACC	%															10,57
11 Wartość rezydualna	sys. zł															19 812,40
12 Wartość rezydualna zyskointerwanskich	sys. zł															15 582,23
13 Wartość oczyszczalni ścieków	sys. zł															31 535,88

Tabela 4. Wycena oczyszczalni w wariantcie III

Lp. Okres	J.m.	ROK 1	ROK 2	ROK 3	ROK 4	ROK 5	ROK 6	ROK 7	ROK 8	ROK 9	ROK 10	ROK 11	ROK 12	ROK 13	ROK 14	ROK 15
1 Przychód ze sprzedaży, z tego	sys. zł	9 252,98	9 367,54	9 484,35	9 603,49	9 705,90	9 809,46	9 914,19	10 020,10	10 127,20	10 235,51	10 345,05	10 455,82	10 567,85	10 681,15	10 795,73
a) przychód ze sprzedaży ścieków	sys. zł	8 702,20	8 789,22	8 877,11	8 965,88	9 055,54	9 146,10	9 237,56	9 329,94	9 423,23	9 517,47	9 612,64	9 708,77	9 805,86	9 903,91	10 002,95
b) przychód ze sprzedaży certyfikatów	sys. zł	550,78	578,32	607,24	637,60	650,35	663,36	676,63	690,16	703,96	718,04	732,40	747,05	761,99	777,23	792,78
2 Koszty bezpośrednie, z tego:	sys. zł	5 217,99	5 231,53	5 245,59	5 260,17	5 275,28	5 290,91	5 307,07	5 323,76	5 340,98	5 358,73	5 377,02	5 395,84	5 415,20	5 435,10	5 455,55
a) Amortyzacja	sys. zł	1 583,78	1 599,62	1 615,61	1 631,77	1 648,09	1 664,57	1 681,21	1 698,03	1 715,01	1 732,16	1 749,48	1 766,97	1 784,64	1 802,49	1 820,51
b) Materiały	sys. zł	428,83	433,12	437,45	441,83	446,25	450,71	455,22	459,77	464,37	469,01	473,70	478,44	483,22	488,05	492,93
c) Energia	sys. zł	155,95	157,51	159,08	160,67	162,28	163,90	165,54	167,20	168,87	170,56	172,26	173,98	175,72	177,48	179,26
d) Usługi	sys. zł	350,53	347,03	343,56	340,12	336,72	333,35	330,02	326,72	323,45	320,22	317,01	313,84	310,71	307,60	304,52
e) Podatki i opłaty	sys. zł	1 117,31	1 128,48	1 139,77	1 151,16	1 162,68	1 174,30	1 186,05	1 197,91	1 209,88	1 221,98	1 234,20	1 246,55	1 259,01	1 271,60	1 284,32
f) Wynagrodzenia i świadczenia na rzecz pracowników	sys. zł	1 568,13	1 552,45	1 536,93	1 521,56	1 506,34	1 491,28	1 476,37	1 461,60	1 446,99	1 432,52	1 418,19	1 404,01	1 389,97	1 376,07	1 362,31
g) Pozostałe koszty	sys. zł	13,46	13,33	13,19	13,06	12,93	12,80	12,67	12,55	12,42	12,30	12,17	12,05	11,93	11,81	11,69
3 Koszty pośrednie	sys. zł	1 721,60	1 704,38	1 687,34	1 670,47	1 653,76	1 637,22	1 620,85	1 604,64	1 588,60	1 572,71	1 556,98	1 541,41	1 526,00	1 510,74	1 495,63
4 Koszty razem (w.2 + w.3)	sys. zł	6 939,59	6 935,91	6 932,93	6 930,64	6 929,04	6 928,14	6 927,92	6 928,40	6 929,58	6 931,45	6 934,00	6 937,26	6 941,20	6 945,84	6 951,18
5 EBIT (w.1 - w.4)	sys. zł	2 313,39	2 431,63	2 551,42	2 672,85	2 776,86	2 881,32	2 986,26	3 091,69	3 197,62	3 304,06	3 411,04	3 518,56	3 626,64	3 735,30	3 844,55
6 EBIT x (1 - stawka podatku dochodowego)	sys. zł	1 873,85	1 969,62	2 066,65	2 165,01	2 249,25	2 333,87	2 418,87	2 504,27	2 590,07	2 676,29	2 762,94	2 850,04	2 937,58	3 025,60	3 114,09
7 Nakłady inwestycyjne	sys. zł	1 500,00	1 500,00	1 600,00	1 600,00	1 600,00	1 600,00	1 650,00	1 650,00	1 700,00	1 700,00	1 700,00	1 750,00	1 750,00	1 800,00	2 500,00
8 Wolne przepływy pieniężne (CFE) (w.2a-w.6-w.8)	sys. zł	1 957,63	2 069,24	2 082,27	2 196,78	2 297,34	2 398,44	2 450,09	2 552,30	2 605,08	2 708,45	2 812,42	2 867,01	2 972,22	3 028,08	2 434,60
9 Suma wolnych przepływów zyskointerwanskich	sys. zł															16 519,17
10 WACC	%															10,57
11 Wartość rezydualna	sys. zł															19 540,96
12 Wartość rezydualna zyskointerwanskich	sys. zł															16 139,13
13 Wartość oczyszczalni ścieków	sys. zł															32 658,30

W tabeli 5 zestawiono podstawowe informacje z tabel 2–4 służące określeniu wartości oczyszczalni ścieków w poszczególnych wariantach. Najniższą wartość osiągnięto dla wariantu z certyfikatami, przy założeniu, że ich ceny pozostaną na aktualnym poziomie. Wartość pośrednią uzyskano dla modelu z systemem aukcji. Najwyższą wartość przedsiębiorstwa otrzymano dla wariantu z certyfikatami, w którym założono wzrost

cen świadectw zielonych o 100%. Różnice pomiędzy poszczególnymi wariantami wynoszą kilka procent, a dla wariantów skrajnych 10,4, %.

Tabela 5. Wartości oczyszczalni ścieków wyliczone metodą DCF w poszczególnych wariantach

L.p.	Opis	Wariant I	Wariant II	Wariant III
1	Suma wolnych przepływów zdyskontowanych tys. zł	14 965,41	15 953,64	16 519,17
2	Wartość rezydualna tys. zł	20 286,74	19 812,40	19 540,96
3	Wartość rezydualna zdyskontowana tys. zł	14 609,08	15 582,23	16 139,13
4	Wartość oczyszczalni ścieków tys. zł	29 574,49	31 535,88	32 658,30
Różnica pomiędzy wariantami				
		II - I	III-II	III-I
		1 961,38 zł	1 122,43 zł	3 083,81 zł
		6,6%	3,6%	10,4%

6. PODSUMOWANIE

Zagadnienie wyceny wartości przedsiębiorstwa w ostatnich zyskuje na znaczeniu. Wycena za pomocą zdyskontowanych przepływów pieniężnych (DCF) jest metodą uznaną i powszechnie używaną. Tak rozumiana i wyliczana wartość przedsiębiorstwa to jego zdolność do generowania wolnej gotówki, rzecz często z punktu widzenia właścicieli fundamentalna. To co istotne, metoda ta kładzie nacisk na przyszłość, a nie na zdarzenia przeszłe oraz na przepływy finansowe, a nie na zysk bilansowy. Tylko bowiem realna gotówka powoduje, że spółka jest w stanie obsługiwać swoje zobowiązania, w tym spłacać zadłużenie, wypłacać dywidendę czy rozwijać się poprzez inwestycje.

Aktualnie ciągle trwają prace nad zmianą prawa regulującego kwestę mechanizmów wsparcia dla odnawialnych źródeł energii. Ustawa z dnia 20 lutego 2015 r. o odnawialnych źródłach energii, miała zastąpić system zielonych certyfikatów systemem aukcji. Dla istniejących instalacji OZE, które korzystały dotąd z systemu wsparcia opartego na sprzedaży praw majątkowych wynikających ze świadectw pochodzenia, zostawiono jednak możliwość wyboru. Ich właściciele będą mogli nadal korzystać z zielonych certyfikatów w okresie 15 lat od momentu uruchomienia produkcji energii lub mogą przejść na system aukcyjny. Przepisy dotyczące nowych zasad wsparcia OZE, systemu aukcji miały wejść w życie 1 stycznia 2016 r. Jednak w związku z brakiem odpowiednich rozporządzeń oraz szeroką krytyką środowiska dotyczącą zaproponowanych rozwiązań, 31 grudnia 2015 roku weszła w życie nowelizacja ustawy o OZE przesuująca na 1 lipca 2016 roku wejście w życie aukcyjnego systemu wsparcia. Obecnie Ministerstwo Energii przygotowuje projekt kompleksowej nowelizacji ww. ustawy [12].

Zmiany prawa nie pozostaną bez wpływu na przychody realizowane przed przedsiębiorstwa wytwarzające energię w OZE. Do grupy tych przedsiębiorstw zaliczamy oczyszczalnie ścieków, w których osad ściekowy jest fermentowany w wydzielonych zamkniętych komorach fermentacyjnych, a następnie z powstałego w ten sposób biogazu wytwarzana jest energia elektryczna i ciepła.

Zmiany systemu wsparcia z systemu certyfikatów na system aukcyjny powodują zmianę przepływów pieniężnych i wpływają na jego wartość, gdy jako metodę wyceny przyjmujemy metodę zdyskontowanych przepływów pieniężnych. Także spodziewany wzrost cen certyfikatów będzie miał istotny wpływ na wycenę przedsiębiorstwa.

Trudno dziś jednoznacznie wskazać, czy przedsiębiorstwa, które korzystają z dotychczasowego systemu wsparcia, a chcące zwiększyć w przyszłości swoje przepływy pieniężne, a tym samym swoją wartość, winny pozostać przy systemie sprzedaży praw majątkowych wynikających ze świadectw pochodzenia, czy też przejść na system aukcyjny. Dwie duże niewiadome utrudniają dokonanie wyboru. Po pierwsze nie wiadomo jak zachowują się ceny zielonych certyfikatów, bowiem w przypadku, w którym wzrosną one zdecydowanie (dwukrotnie) w stosunku do aktualnych system dotychczasowy jest przedsiębiorstwa bardziej opłacalny. Po drugie trudno przewidzieć czy cena osiągnięta na akcji zbliży się do cen referencyjnych czy jednak będzie niższa, aby zagwarantować wygraną.

LITERATURA

- [1] COPELAND T., KOLLER T., MURRIN J., *Wycena: mierzenie i kształtowanie wartości firm*, WIG PRESS, Warszawa 1997.
- [2] *Decyzja administracyjna Wojewody Dolnośląskiego z dnia 29.10.2007 Nr SR.I.6811/130/07*, niepublikowane.
- [3] DOWŻYCKI A., SOBOLEWSKI H., TŁUCHOWSKI W., *Restrukturyzacja, prywatyzacja i wycena przedsiębiorstw*, Wydawnictwo Akademii Ekonomicznej w Poznaniu, Poznań 2004.
- [4] FIERLA A., *Wycena przedsiębiorstwa metodami dochodowymi*, Szkoła Główna Handlowa w Warszawie, Warszawa 2008.
- [5] Informacja Prezesa Urzędu Regulacji Energetyki nr 12/2015 z dnia 30 marca 2015r. w sprawie średniej ceny sprzedaży energii elektrycznej na rynku konkurencyjnym za rok 2014.
- [6] KRZESZOWSKI W.D. *Wycena zakładu metodą zdyskontowanych przepływów pieniężnych w przedsiębiorstwie produkcyjnym*, Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Szczecińskiego. Finanse, Rynki Finansowe, Ubezpieczenia, Szczecin 2014, 1–9.
- [7] LIPIŃSKI M., *Problemy wyceny przedsiębiorstw - modele na każdą okazję?* Controlling i rachunkowość zarządcza, 2015, No. 9, Infor, Warszawa 12–18.
- [8] Raport publiczny. Wyniki dla kontraktów RPM. <https://tge.pl/pl/464/rynek-praw-majatkowych>, [data dostępu: 19.02.2016].
- [9] Rozporządzenie Ministra Gospodarki z dnia 13 listopada 2015 r. w sprawie ceny referencyjnej energii elektrycznej z odnawialnych źródeł energii w 2016 r. (Dz.U. 2015 poz. 2063).
- [10] Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 18 listopada 2014 r. w sprawie warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi, oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego (Dz.U. 2014 poz. 1800).

- [11] Rozporządzenie Rady Ministrów z dnia 18 czerwca 2015 r. w sprawie maksymalnej ilości i wartości energii elektrycznej z odnawialnych źródeł energii, która może być sprzedana w drodze aukcji w 2016 r. (Dz. U. 2015 poz. 975).
- [12] *Rynek energii odnawialnej*, <http://www.reo.pl/wiadomosci/ustawa-o-oze-me-zapowiada-kompleksowa-nowelizacje-fvyUBx>, [data dostępu: 19 02 2016].
- [13] SZAŁAS M., *Rynek praw majątkowych na TGE*, <https://tge.pl/pl/16/rynek-towarowy>, [data dostępu: 19.02.2016].
- [14] Towarowa Giełda Energii SA, <https://tge.pl/pl/16/rynek-towarowy>, [data dostępu: 10.02.2016].
- [15] Ustawa z dnia 10 kwietnia 1997 r. - Prawo energetyczne (Dz.U. 2006 nr 89, poz. 625 z późn. zm.).
- [16] Ustawa z dnia 20 lutego 2015 r. o odnawialnych źródłach energii (Dz.U. 2015 poz. 478).
- [17] ZIELEŻNY A., SZAŁAS M., SOBIECH K., *Ceny zielonych certyfikatów mogą wzrosnąć dwukrotnie w ciągu kolejnych 2–3 lat. Atrakcyjność tego instrumentu rośnie*, http://www.biznes.newseria.pl/news/ceny_zielonych,p1621178404, [data dostępu: 19.02.2016].

THE IMPACT OF CHANGES IN THE WAY OF SUPPORT RES ON THE VALUATION OF THE SEWAGE TREATMENT PLANT MADE BASED ON THE DCF METHOD

The changes in the energy law has have, which have been resulted in the implementation of new mechanisms to support renewable energy sources in place of previously used have been described in the article. The issue of the valuation of the company, with particular emphasis on DCF, has been brought closer briefly. Using the DCF method, the assessment of the impact of existing and new mechanisms to support the value of the company, such as the wastewater treatment plant in Głogów, has been done.

Jagoda GRABOWSKA*

METODY ZAGOSPODAROWANIA PYŁÓW Z ELEKTROSTALOWNI

Podczas produkcji wyrobów stalowych powstaje szereg odpadów stałych i gazowych. Częściowo są one składowane na hałdach, często zanieczyszczając środowisko. W związku z tym poszukiwane są sposoby, które pozwoliłyby maksymalnie zwiększyć wykorzystanie odpadów, a tym samym obniżyć koszty produkcji stali. Artykuł przedstawia przegląd wykorzystania i zagospodarowania pyłów pochodzących z elektrostalowni ze szczególnym uwzględnieniem pyłów o różnej zawartości cynku.

1. WSTĘP

Pyły stalownicze powstające podczas wytapiania stali są uciążliwe dla środowiska i powodują jego zanieczyszczenie przenikając do gleby, wód oraz powietrza. Zagospodarowanie pyłów jest jednym z ważniejszych problemów ekologicznych przemysłu stalowniczego [1].

Koncepcję systemu zagospodarowania pyłów niskocynowych (< 10%) poza przemysłem hutniczym opracował Instytut Gospodarki Odpadami, natomiast koncepcje zagospodarowania pyłów wysokocynowych (> 10%) opracował Instytut Żelaza wraz z Instytutem Metali Nieżelaznych. Technologia opracowana w Instytucie Metalurgii Żelaza ma ogromną przewagę w stosunku do innych technologii, gdyż oprócz utylizacji odpadów stałych, stara się również zmniejszać ilość emitowanych spalin, poprzez system ich recyrkulacji. Wychodzi ona naprzeciw wytycznym Komisji Europejskiej, które poprzez tzw. dokumenty referencyjne określają zasady obciążania środowiska m.in. przez hutnictwo i wskazują najbardziej efektywne technologie zapobiegające zanieczyszczeniom.

* Politechnika Częstochowska, Wydział Inżynierii Środowiska i Biotechnologii, Instytut Zaawansowanych Technologii Energetycznych, ul. J.H. Dąbrowskiego 73, 42-200 Częstochowa, jgrabowska@fluid.is.pcz.pl.

Głównym składnikiem przy produkcji surowego tlenku cynku są pyły stalownicze, które charakteryzują się zmienną zawartością cynku i aby przerób w procesie przewalowym był opłacalny, należy dążyć do uzyskania zawartości cynku w pyłach w zakresie od 21% do 25% dla procesu zasadowego i od 23% do 27% dla procesu kwaśnego. Aby osiągnąć tak wysokie zawartości cynku w pyłach należy w stalowniach elektrycznych prowadzić stały recykling powstających pyłów [2].

Wzbogacanie pyłu w cynk można prowadzić przez dodawanie do wsadu metalowego pyłu w postaci grudek lub brykietów, lub też wdmuchiwanie do kąpieli metalowej mieszanki pyłowo-węglowej, za pomocą urządzenia pneumatycznego [1].

2. ZAGOSPODAROWANIE PYŁÓW ELEKTROSTALOWNICZYCH

Pyły stalownicze ze względu na zawartość cynku, ołowiu, kadmu, nie zawsze mogą być wykorzystywane w procesach hutniczych. Dlatego pyły stalownicze o dużej zawartości cynku znajdują zastosowanie w procesach odzysku cynku w piecach przewalowych, a o niskiej zawartości cynku. W wyniku procesu przewalowego otrzymuje się surowy tlenek cynku zawierający najczęściej pierwiastki, których skład chemiczny przedstawiono w tabeli 1 [3].

Tabela 1. Skład chemiczny pyłu po procesie przewalowym [3]

Składnik	% masowy
Zn	45–55
Fe	2–6
Pb	4–10
Cd	0,2–1,0
Cl	2–5

Z uwagi na różne specyficzne właściwości użytkowe pyły stalownicze znalazły możliwość racjonalnego wykorzystania w wielu poza hutniczych procesach:

- w przemyśle ceramicznym
- w przemyśle cementowym
- w przemyśle szklarskim[5].

2.1. WYKORZYSTANIE PYŁÓW STALOWNICZYCH W PRZEMYSŁE CEMENTOWYM

Proces produkcji klinkieru cementowego, wskazywany jest jako optymalny sposób utylizacji różnego rodzaju odpadów przemysłowych, w tym m.in. pyłów z oczyszczania gazów odlotowych z procesów surowcowych hutnictwa żelaza. Odpady te w produkcji klinkieru są cennym surowcem, ze względu na wysoką zawartość związków żelaza niezbędnych dla uzyskania założonej jakości cementu. Dlatego do zestawu surowcowego wprowadza się różne żelazonośne surowce korygujące, w ilości ok. 1% w stosunku do klinkieru. Podstawowym kryterium przydatności surowca żelazonośnego do produkcji klinkieru i cementu są:

- zawartość żelaza w przeliczeniu na $\text{Fe}_2\text{O}_3 > 25\%$
- zawartość cynku w przeliczeniu $\text{Zn} < 12\%$

Technologia wykorzystania pyłów stalowniczych w procesie produkcji klinkieru cementowego zawierających metale ciężkie, opiera się na znanym z chemii cementu wbudowaniu tych metali w sieć krystalograficzną minerałów klinkierowych, w wyniku którego powstają związki o niskiej wymywalności metalu. Możliwości takie stwarza specyficzna charakterystyka pieca obrotowego do wypału klinkieru, wynikająca z:

- wysokiej temperatury procesu,
- dostatecznie długiego kontaktu między gazem a materiałem umożliwiającą rozkład produktów spalania,
- możliwości wbudowania w skład klinkieru produktów rozkładu odpadów,
- dużych ilości materiałów uczestniczących w procesie, które mogą przyjąć w swoje struktury różne dodatki i odpady.

Produkcja klinkieru cementowego z wykorzystaniem pyłu stalowniczego jest procesem ekologicznie bezpiecznym, nie powodującym zwiększenia zanieczyszczenia środowiska [4].

2.2. WYKORZYSTANIE PYŁÓW STALOWNICZYCH W PRZEMYSŁE CERAMICZNYM

Do masowo produkowanych wyrobów w przemyśle ceramicznym należy cegła budowlana z glin zwykłych, w produkcji której jest możliwość wykorzystania pyłów stalowniczych jako dodatku do masy ceramicznej. Koncepcja wykorzystania pyłów stalowniczych w procesie produkcji wyrobów ceramicznych opiera się głównie na:

- powszechnie znanych i wykorzystanych zdolnościach glinokrzemianów do wbudowania się w sieć krystalograficzną metali ciężkich, co powoduje trwałe ich związanie,
- konieczności zwiększenia w glinie zawartości żelaza w celu poprawienia barwy wyrobu,
- możliwości podwyższenia właściwości mechanicznych wyrobu.

O możliwości wykorzystania i użyteczności pyłów stalowniczych w produkcji cegły budowlanej decyduje:

- skład chemiczny oraz mineralogiczny, który stanowi w części uzupełnienie składu masy ceramicznej (tlenek glinu i krzemu) oraz nadaje wyrobom pożądany kolor,
- skład granulometryczny pyłów (wysoka drobnoziarnistość) spełniający wymagania stawiane dodatkom „schudzającym” masę ceramiczną,
- struktura ziaren w przeważającej części kulista,
- zawartość w pyłach resztek nieopalonego węgla, które pełnią rolę materiału spęczniającego w procesie wypalania i pozwalają zaoszczędzić część paliwa technologicznego,
- zawartość metali ciężkich niepożądanych w składzie masy i gotowym wyrobie [4].

2.3. WYKORZYSTANIE PYŁÓW STALOWNICZYCH W PRODUKCJI SZKŁA GOSPODARCZEGO

Możliwość wykorzystania pyłów stalowniczych występuje wyłącznie w produkcji wyrobów ze szkła gospodarczego barwionego. Wyroby ze szkła gospodarczego wykonywane są z masy szklarskiej o określonych właściwościach optycznych, odporności chemicznej i termicznej oraz trwałości. Takim warunkom odpowiadają szkła wieloskładnikowe, w których występują następujące składniki: SiO_2 , Na_2O , CaO .

Poza składem chemicznym istotną rolę odgrywa sposób prowadzenia procesu technologicznego, w którym wyróżnia się następujące podstawowe operacje:

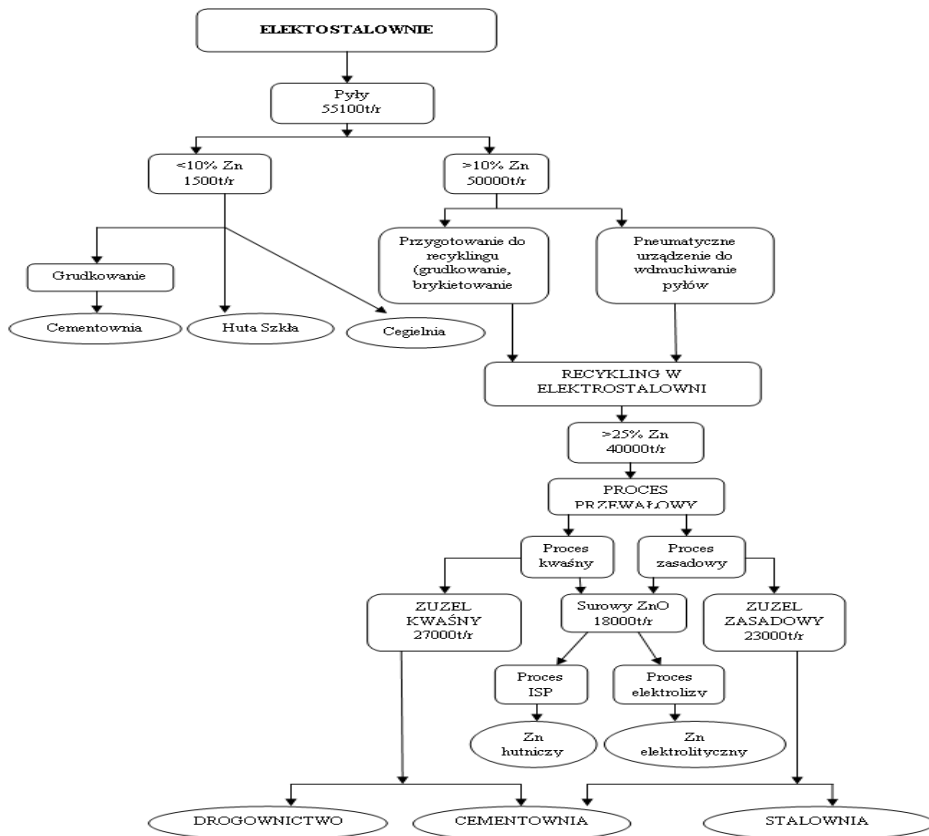
- przygotowanie zestawu surowcowego,
- topienie szkła,
- formowanie wyrobów,
- odprężanie wyrobów,
- obróbka termiczna i mechaniczna,
- zdobienie i kontrola jakości.

Przy produkcji szkła z udziałem pyłów stalowniczych wzięto pod uwagę przedstawione uwarunkowania dotyczące technologii produkcji szkła oraz wymagana jakość gotowych produktów. Założono, że dodatek do zestawu surowcowego pyłu stalowniczego zawierającego metale ciężkie, takie jak: żelazo, cynk, ołów i kadm może poprawić lub zmienić barwę produkowanych wyrobów [4].

3. ZAGOSPODAROWANIE PYŁÓW Z PROCESÓW SUROWCOWYCH HUTNICTWA ŻELAZA

Ze względu na niebezpieczny charakter pyłów pochodzących z przemysłu metalurgicznego od kilkunastu lat na świecie i od kilku lat w Polsce są prowadzone prace dotyczące opracowania właściwej technologii ich utylizacji. Można wyróżnić następujące

metody: wysyłanie do zewnętrznego przetwórcy, bądź przetwarzanie na miejscu (wzbogacanie lub odzysk metali), stabilizacja (obróbka pyłów jako odpadów niebezpiecznych w celu uczynienia ich odpadami bezpiecznymi), sprzedaż do produkcji nawozów. W zagospodarowaniu metoda stabilizacji i składowania stosuje się tzw. rozcieńczenie, czyli mieszanie z dużą ilością odpadów bezpiecznych. Na rysunku 1 przedstawiono schemat kompleksowej koncepcji zagospodarowania pyłów stalowniczych w przemyśle hutniczym oraz pozahutniczym [6].



Rys. 1. Schemat zagospodarowania pyłów z procesów surowcowych hutnictwa żelaza

4. PODSUMOWANIE

W wyniku prowadzenia w hutach procesów technologicznych otrzymuje się, oprócz podstawowych produktów, jakimi są surowka i stal, także produkty uboczne, m.in. pyły. Odpady te odzyskiwane zostają w ponad 98%, a ich największe ilości wykorzystywane

są do procesów surowcowych w hutach oraz – częściowo – w przemyśle cementowym. Podstawową metodą postępowania z pyłami stalowniczymi jest recykling pyłów przez ich ponowne użycie w piecu elektrycznym w celu zwiększenia w nich zawartości cynku do poziomu, który pozwala na opłacalny odzysk tego składnika w procesach pirometalurgicznych.

LITERATURA

- [1] GRYC A., KRZYŻAŃSKA A., NOWAK A., WYPART J., PACZYŃSKI P., *Określenie składu chemicznego pyłów przemysłowych pochodzących ze stalowni*, Rozwój Technologii i Metod Informatycznych w Inżynierii Produkcji i Inżynierii Materiałowej. XXXVI Międzynarodowa Studencka Sesja Naukowa. Częstochowa, 30 maj 2012, 216–219.
- [2] JARZĘBSKI S., Kapała J., *Atlas zanieczyszczeń wydzielanych przy procesach hutnictwa żelaza*, Wydawnictwo Śląsk, 1976.
- [3] PADUCH J., ZIĘBA-GLIŃSKA M., KRZTOŃ H., WOJTAS J., *Charakterystyka pyłów emitowanych w polskich stalowniach elektrycznych*, Hutnik – Wiadomości Hutnicze, 1993, No. 5, 152–156.
- [4] PALUCHIEWICZ Z., *Wykorzystanie pyłów stalowniczych w procesach pozahutniczych*, Problemy Ekologii, 2002, Vol. 6, No. 4, 158–160.
- [5] WOŹNIACKI Z., BRZYSZCZYK B., KOT M., PASIERB J., *Odzysk cynku z wybranych odpadów metalurgicznych z hutnictwa żelaza i stali*, Hutnik-Wiadomości Hutnicze, 2003, No. 5, 218–222.
- [6] ZIĘBA-GLIŃSKA M., BULKOWSKI L., ZDONEK B., OCHAB K., *Technologia wzbogacania w cynk pyłów z procesów stalowniczych do poziomu wymaganego w przemyśle metali nieżelaznych*, Materiały z seminarium „Zagospodarowanie pyłów powstających w elektrostalowniach w procesie wytapiania stali”, Gliwice 10.04.2003.

METHODS OF MANAGEMENT OF DUST WITH ELECTROSTEELWORKS

Rational development of steel dust is nowadays one of the most important problems in the steel industry. Given the very high content of zinc, lead and iron in these waste appears to be important to develop a process for the economic recovery of valuable elements and use of waste iron-bearing feed. The object of this work is image to show the application of dust from electrosteelworks.

*monitoring, przyłącze wodociągowe,
instalacja wody zimnej, struktura godzinowa
zużycia wody, wodomierz*

Joanna GWOŹDZIEJ-MAZUR*

STRUKTURA GODZINOWA ROZBIORÓW WODY W HOTELOWYCH I AKADEMICKICH

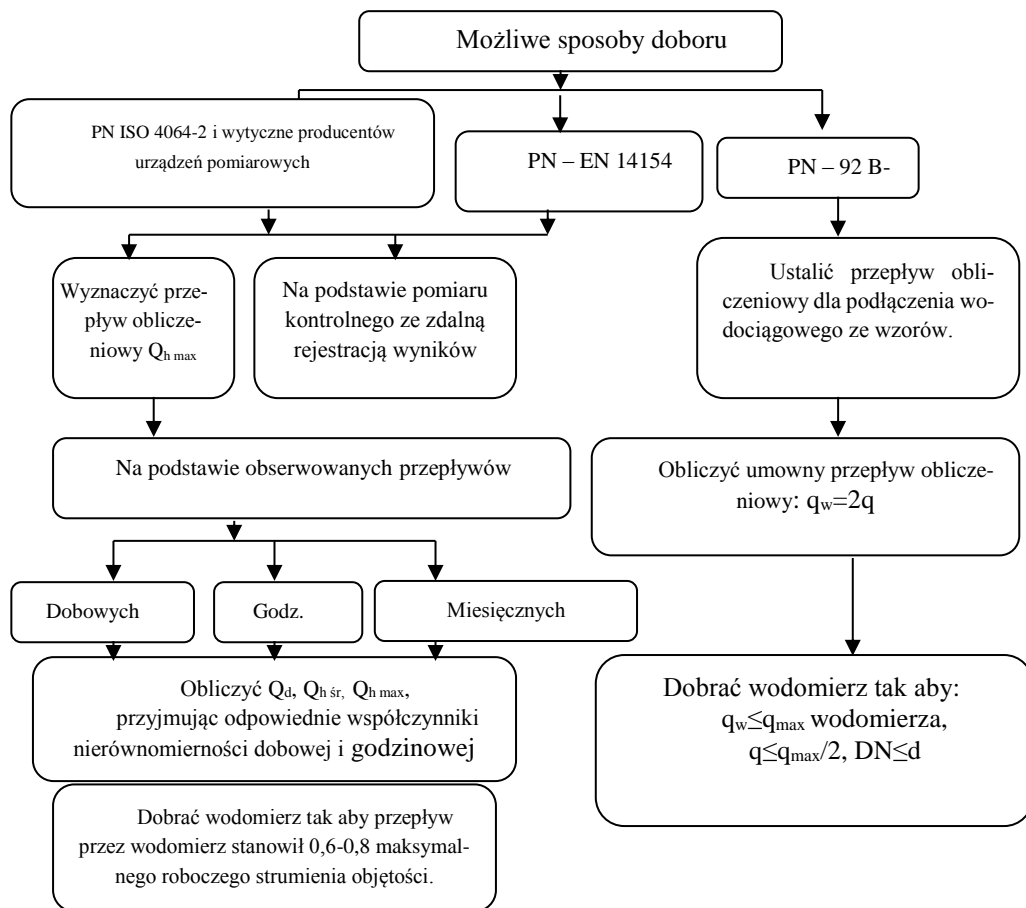
Niniejszy artykuł prezentuje analizę wyników badań struktury godzinowej rozbioru wody w jednej z grup budynków użyteczności publicznej, uzyskanych na podstawie monitoringu przyłącza wodociągowego. Przedstawiono rozkład procentowy zużycia wody w przedziałach godzinowych. Zrealizowane badania w warunkach eksploatacyjnych i uzyskane wyniki mogą służyć do weryfikacji doboru wodomierzy w hotelach.

1. ZASADY DOBORU WODOMIERZY W PROCESIE PROJEKTOWANIA PRZYŁĄCZY WODOCIĄGOWYCH

Dotychczasowy stan rzeczy w zakresie obliczeń przepływów w przyłączach wodociągowych i doboru wodomierzy zilustrowano na rysunku 1. Schemat ten prezentuje metody doboru urządzeń do pomiaru strumienia objętości wody na podstawie normatywów technicznych (międzynarodowych i krajowych) z zakresu projektowania, montażu i eksploatacji wodomierzy.

Istnieje problem występowania przepływów wody poniżej dolnego lub powyżej górnego zakresu nawet dla prawidłowo dobranego wodomierza. Pewne niekorzystne ekstremalne przepływy powodują, że licznik przyrządu nie jest w stanie zmierzyć całości przepływającej wody.

* Katedra Systemów Inżynierii Środowiska, Politechnika Białostocka, ul. Wiejska 45E, 15-351 Białystok, j.mazur@pb.edu.pl.



Rys. 1. Schemat blokowy sposobów doboru wodomierzy według różnych metod określania przepływu obliczeniowego [4, 5]

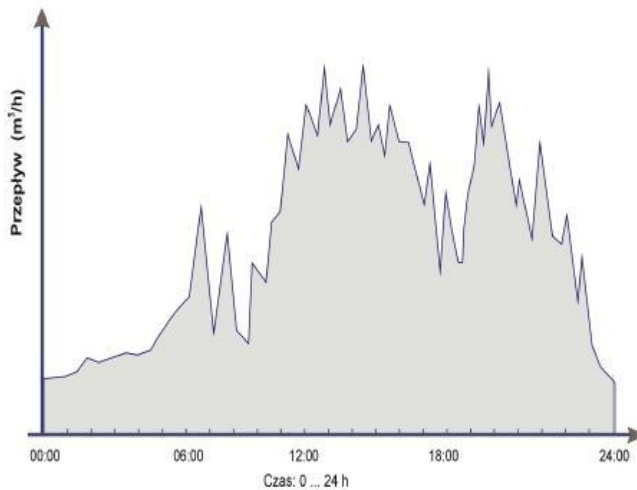
Zwykle są to przepływy wody poniżej dolnego zakresu przyrządu pomiarowego. Oznacza to, że wodomierze nie mierzą dokładnie objętości pobieranej wody. Należy optymalnie dobierać klasy przepływomierzy, ponieważ wodomierze z wyższą klasą (z większym podziałem pomiarowym „w dół i w górę”) odznaczają się większą „czułością”. Są one natomiast droższe oraz charakteryzują się wysokimi kosztami naprawy i legalizacji.

Minimalne dopuszczalne błędy graniczne dla wodomierzy mechanicznych do wody zimnej (30 °C), przy „zatwierdzeniu typu i legalizacji”, wynoszą zgodnie z przepisami [6]:

- w przedziale dolnym zakresu obciążeń ($Q_{\min} \leq Q < Q_t$): $\pm 5\%$,
- w przedziale górnym zakresu obciążeń ($Q_t \leq Q < Q_{\max}$): $\pm 2\%$,

gdzie: Q_t – pośredni strumień objętości (wartość strumienia objętości występująca pomiędzy ciągłym a minimalnym strumieniem objętości, przy którym zakres strumienia objętości jest dzielony na dwa przedziały: „górny” i „dolny”).

Problem doboru wodomierza nie ogranicza się tylko do etapu projektowania. Jest to pierwszy krok na tej ścieżce, który musi być wykonany w jak najbardziej optymalny sposób. Poprawnie dobrany wodomierz zapewni bowiem prawidłowe korelacje (zależności) krzywej rozbioru wody w danym obiekcie do charakterystyki błędów tego urządzenia. Zatem musi on być tak dobrany, co do wielkości i typu, aby jego zakres pomiarowy od Q_{\min} do Q_{\max} w jak największym stopniu pokrył się z krzywą rozbioru wody danego obiektu, występującą na przyłączy wodociągowym [3]. Przykład krzywej rozbioru wody prezentuje rysunek 2.



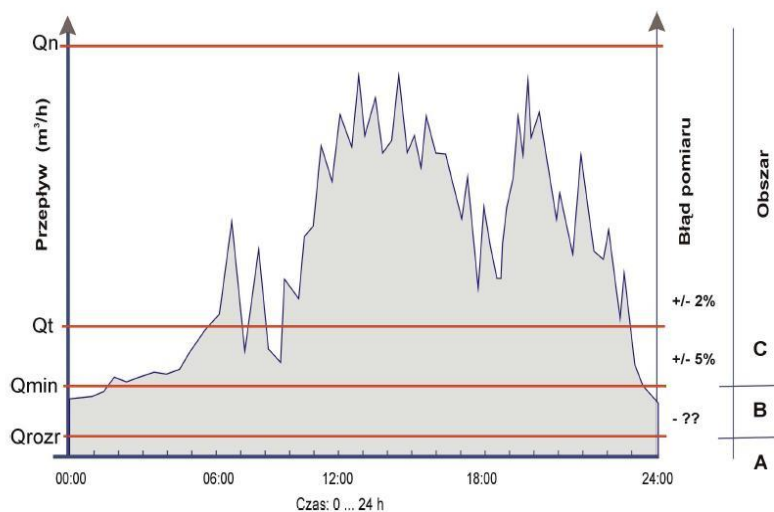
Rys. 2. Przykładowy wykres profilu strumienia objętości dla przyłącza wodomierzowego [3]

Gdy na wykres rozbioru wody przyłącza wodociągowego nałożona zostanie ogólna charakterystyka błędów wodomierza wraz z parametrami metrologicznymi, to w ten sposób zobrazuje się istotę doboru wodomierza. Przedstawia to rysunek 3.

Na wykresie, zaprezentowanym na rysunku 3, można wyróżnić 3 obszary:

- Obszar A – znajduje się poniżej przepływu rozruchowego (Q_{rozr}). Poniżej tego przepływu wirnik nie obraca się, czyli objętość wody, która przepływnie nie jest zliczana (obszar ten nie jest opomiarowany);
- Obszar B – znajduje się pomiędzy przepływem rozruchowym (Q_{rozr}), a przepływem Q_{\min} wodomierza. W tym przedziale pomiar odbywa się z dużym błędem, który trudny jest do określenia (obszar ten jest opomiarowany);

- Obszar C – znajduje się pomiędzy Q_{\min} a przepływem maksymalnym (Q_{\max}) wodomierza. Urządzenie dokonuje pomiaru objętości wody z uwzględnieniem dopuszczalnych błędów granicznych, ustalonych poprawnie (obszar ten jest opomiarowany).



Rys. 3. Wykres profilu strumienia objętości wraz z naniesionymi parametrami Q wodomierza [3]

W przypadku, gdy wodomierz jest dobrany nieprawidłowo, jego wskazania są błędne. Prowadzi to do tego, że jedna ze stron dostawca lub odbiorca wody ponosi stratę. Wodomierz powinien być tak dobrany co do wielkości (średnicy), aby jego zakres pomiarowy (od Q_{\min} do Q_{\max}) pokrywał się z krzywą rozbioru wody na przyłączy wodociągowym [2].

Według producentów wodomierzy, dopuszczalne ciągłe obciążenie wodomierza nie powinno być większe niż 0,6 do 0,8 przepływu nominalnego (Q_n). W ten sposób jakość pomiaru będzie prawidłowa. W sytuacji przekroczenia obciążenia Q_n wodomierz może szybciej się zużyć, a jego pomiar może być błędny [1].

Niestety w normatywie technicznym nie ma zamieszczonej dokładnej i czytelnej wskazówki dotyczącej dopuszczalnego obciążenia wodomierza wirnikowego, przy którym miałby on pracować w sposób prawidłowy i bezawaryjny [5].

Podsumowując zagadnienie doboru wodomierzy, można stwierdzić, iż jest to problem niezmiernie ważny, gdyż za pomocą wskazań wodomierza rozlicza się zużycie wody dla poszczególnych odbiorców. Dokładność pomiaru zużycia wody zależy od poprawności doboru urządzenia pomiarowego. Aby dobrze dobrać wodomierz, do danego przyłącza wodociągowego, należy znać jego spodziewane strumienie objętości. Dlatego tak ważne jest określenie przepływów charakterystycznych.

Ponadto należy brać pod uwagę, że pomiar zużycia wody powinien być rzetelny. W przypadku wątpliwości dotyczących prawidłowości wskazań wodomierzy głównych, kontrola przepływu w procesie eksploatacji powinna następować poprzez montaż wodomierzy kontrolnych, połączonych równolegle lub szeregowo w stosunku do zainstalowanego wodomierza.

2. METODYKA BADAŃ

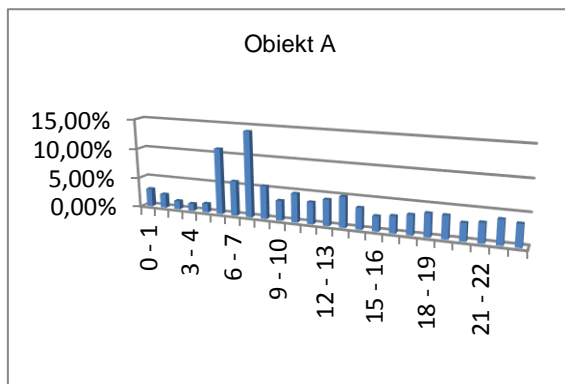
W celu przeprowadzenia analizy przepływów w budynkach użyteczności publicznej, wytypowano do badań jedną grupę – hotele i hotele akademickie. Otrzymane informacje pochodzą z obiektów, zlokalizowanych na terenie Polski, na których przyprawdano monitoring przyłącza wodociągowego w celu uzyskania odczytów zużycia wody. Wodomierze, za pomocą których prowadzono badania, sprawdzono pod względem doboru ich wielkości z uwzględnieniem zapotrzebowania przeciwpożarowego. Do analizy wytypowano ponad 50 obiektów różniących się wielkością i innymi czynnikami, np. standardem wyposażenia. Pomiar przepływu obejmowały okresy dwu i trzytygodniowe. Dokonywane one były w przeciągu roku, przy różnym obłożeniu gośćmi hotelowymi. Do badań użyto rejestratory cyfrowe CDL. Monitoring był wykonany dla różnej wielkości obiektów i wadze impulsowania (10 l/imp oraz 100 l/imp). W przypadku impulsu 100 l/imp oraz wyznaczeniu maksymalnego strumienia objętości mogą wystąpić błędy zaniżające kilkakrotnie wyniki w stosunku do wyników przy zastosowaniu impulsu 10 l/imp. Dla zobrazowania zużycia wody w badanych obiektach wybrano charakterystyczne przedziały dla różnych typów i klas wodomierzy.

3. STRUKTURA GODZINOWA ROZBIORU WODY

Jednym z etapów szczegółowej analizy wyników badań było wyznaczenie dla omawianej grupy budynków struktury godzinowej rozbiórów wody. Do analizy wytypowano charakterystyczne przedziały godzinowe. Wybrano godziny, w których zauważono największe zapotrzebowanie (zużycie) oraz najmniejsze zapotrzebowanie na wodę. Związane są one głównie ze specyfiką omawianych budynków. Największy rozkład procentowego zużycia wody oraz najmniejsze zużycie zaobserwowano w następujących przedziałach czasowych:

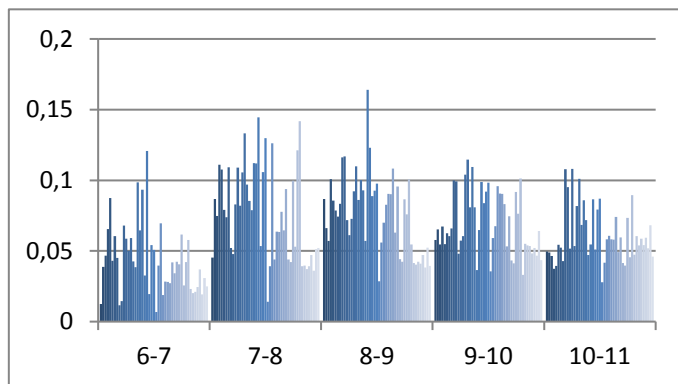
- w godzinach 6.00–10.00,
- w godzinach 20.00–24.00,
- w godzinach 2.00–5.00.

Przykładowy rozkład procentowego zużycia wody w dobie dla wybranego hotelu oraz strukturę procentowego zużycia wody w dobie dla wybranego przedziału czasowego ze wszystkich obiektów przedstawiono na rysunkach 4 i 5.



Rys. 4. Struktura procentowego zużycia wody w dobie w jednym z badanych obiektów

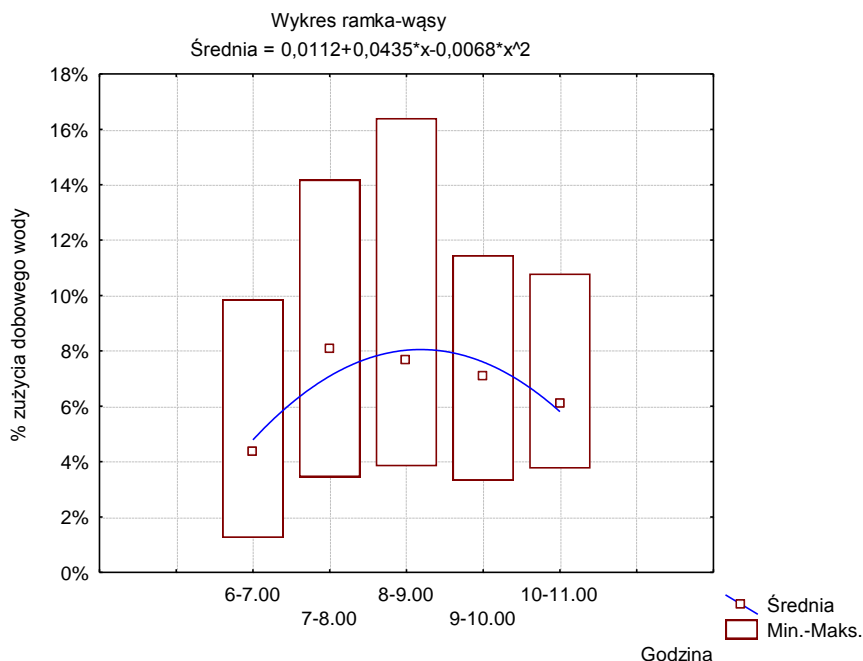
Przedstawiona (rys. 4) przykładowa procentowa struktura zużycia wody obrazuje, że największe zapotrzebowanie na wodę przypada na godz. 7.00–8.00 rano, zaś najmniejsze na godz. 3.00–4.00 rano.



Rys. 5. Struktura procentowego zużycia wody w godzinach 6.00–11.00 dla wszystkich obiektów hotelowych poddanych badaniom

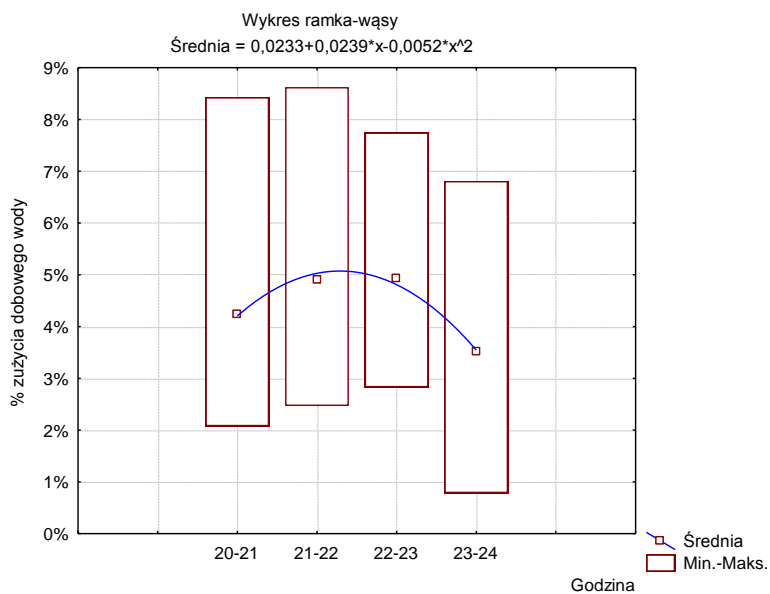
Analizując procentową strukturę zużycia wody (rys. 5), wyznaczoną dla wszystkich obiektów badawczych, w wybranych przedziałach czasowych, można stwierdzić, że największy procent zużycia wody przypada na godziny z przedziałów 7.00–8.00–9.00 i wynosi maksymalnie około 14% całkowitego zużycia. Maksymalna wartość, jaką odczytano, wyniosła około 16% – w przedziale 8.00–9.00.

Na podstawie danych została określona wartość procentowego zużycia wody w dobie dla przedziałów czasowych o największym i najmniejszym stopniu zapotrzebowania na wodę. Przykłady struktury zużycia dobowego w wybranych przedziałach czasowych przedstawiono na rysunkach 6, 7 i 8.

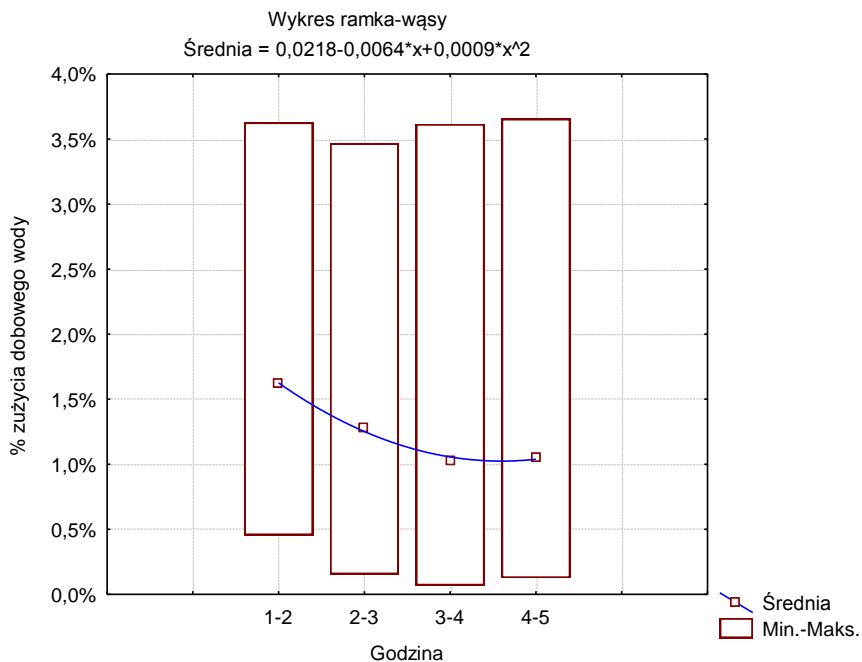


Rys. 6. Struktura zużycia dobowego wody w % w godzinach 6.00–11.00

Z przeprowadzonej analizy dotyczącej dobowego zużycia wody wynika, iż godziny, w których następuje największe zapotrzebowanie na wodę przypadają na godziny ranne. Związane jest to ze specyfiką omawianych obiektów. Największe procentowe zużycie dobowe odnotowano w godzinach 8.00–9.00 rano – nieznacznie ponad 16% całkowitego zapotrzebowania dobowego (rys. 6). Średnia wartość wyniosła około 8%. Najmniejszy rozbiór odnotowano w godzinach nocnych i wyniósł on maksymalnie niecałe 4%, a średnio około 1% (rys. 8).



Rys. 7. Struktura zużycia dobowego wody w % w godzinach 20.00–24.00



Rys. 8. Struktura zużycia dobowego wody w % w godzinach 1.00–5.00

4. PODSUMOWANIE

Podsumowując należy stwierdzić, iż przy doborze wodomierzy głównych w budynkach hotelowych oraz hotelach akademickich (akademikach) ważne jest określenie wartości nieprzewyższenia przepływów obliczeniowych. Struktura godzinowa rozbiorów wody w omawianej grupie budynków, może okazać się w tej kwestii wielce pomocna.

LITERATURA

- [1] CHUDZICKI J., SOSONOWSKI S. *Instalacje wodociągowe, projektowanie, wykonanie, eksploatacja*, Wydawnictwo Seidel-Przywecki sp. zo.o., Warszawa 2005.
- [2] LEWANDOWSKI P., *Analiza rozbieżności między wskazaniem wodomierza domowego a sumą wskazań wodomierzy mieszkaniowych*, Rynek Instalacyjny, 1999, No. 1–2.
- [3] LEWANDOWSKI P., WALKOWSKI C., *Optymalizacja doboru wodomierzy*, Materiały publikowane przez firmę Sensus Polska, Toruń 2004.
- [4] PN-ISO 4064 – 2 + Ad1 Pomiar objętości wody w przewodach. Wodomierze do wody pitnej zimnej. Wymagania instalacyjne.
- [5] PN-92/B-01706: 1992/Az1:1999 Instalacje wodociągowe –wymagania w projektowaniu. Zmiana Az1”. 6-1:2004 „Wymagania dotyczące wewnętrznych instalacji wodociągowych do przesyłu wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi – Część 1: Postanowienia ogólne.
- [6] Ustawa Prawo o miarach z dnia 11 maja 2001 r. (Dz.U. 2001 nr 63, poz. 636 ze zm., w szczególności Dz.U. 2004 nr 141 poz. 1493).

THE STRUCTURE OF HOURLY WATER CONSUMPTION IN HOTELS AND DORMITORIES

This paper presents an analysis on the survey result concerning hourly structure of water consumption in the group of public buildings, obtained on the basis of the water supply connection monitoring. It has been presented the percentage distribution of water consumption in hourly intervals. Completed research in operating conditions and reached final results can be used to verify the selection of water meters in hotels.

Justyna HACHOŁ, Elżbieta BONDAR-NOWAKOWSKA*

WIELOKRYTERIALNA OCENA SKUTKÓW REGULACJI RZEK

W pracy podjęto próbę oceny skutków wykonania robót regulacyjnych w korytach rzecznych w aspekcie bezpieczeństwa powodziowego i ekologicznego. Zgodnie z zasadą zrównoważonego rozwoju, konieczne jest znalezienie kompromisu w tym zakresie. Dlatego w analizie uwzględniono zarówno kryteria techniczne, jak i przyrodnicze. Badania terenowe wykonano w okresach wegetacyjnych w latach 2008–2014, w małych i średnich ciekach nizinnych Dolnego Śląska, w których wykonano roboty regulacyjne. Zakres tych robót był zróżnicowany. Badania terenowe obejmowały pomiar i opis wybranych technicznych i przyrodniczych elementów złożonego systemu koryta ciek, takich jak: spadek podłużny, szerokość dna, głębokość koryta, nachylenie i sposób umocnienia skarp, substrat dna, zacieńnienie koryta, naturalne elementy w korycie, liczba gatunków naczyniowych roślin wodnych oraz stopień pokrycia przez nie dna ciek. Na podstawie wyników badań dokonano wielokryterialnej oceny skutków robót. W tym celu zastosowano metodę unitaryzacji zerowanej. Pozwoliło to utworzyć liniowy ranking koryt rzecznych oraz wskazać optymalne rozwiązanie w aspekcie zrównoważonego rozwoju.

1. WSTĘP

Regulacja rzek i potoków to planowe wykonanie różnego rodzaju zabiegów i budowli technicznych, za pomocą których przewiduje się osiągnięcie zamierzonego celu regulacji, a więc przede wszystkim powstrzymanie szkód, wywoływanych wodami płynącymi oraz zwiększenie użyteczności cieków dla powszechnego wykorzystania wody w gospodarce narodowej [12]. Według art. 67 ustawy Prawo wodne regulacja koryt cieków naturalnych polega na podejmowaniu przedsięwzięć, których zakres wykracza poza działania związane z utrzymaniem wód, a w szczególności na kształtowaniu przekroju podłużnego i poprzecznego oraz układu poziomego koryta ciek. Zabiegi te służą poprawie warunków korzystania z wód i ochronie przeciwpowodziowej [11].

* Instytut Kształtowania i Ochrony Środowiska, Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu, pl. Grunwaldzki 24, 50–363 Wrocław, justyna.hachol@up.wroc.pl

Większość autorów jest zgodna co do tego, iż każda ingerencja człowieka w korycie cieków ma wpływ na jego biocenozę. Żelazo i Popek [14] podają, że zbiegi takie jak prostowanie koryt, zwiększenie spadku zwierciadła wody, nadawanie przekrojom poprzecznym koryt ujednocionych kształtów i wymiarów, likwidacja nieregularności brzegów i dna, likwidacja wysp, a także zbędne lub prowadzone w zbyt szerokim zakresie roboty konserwacyjne przyczyniają się do utraty naturalności wód płynących. Według Gunkela [2] techniczna zabudowa cieków jest, obok bezpośredniego wprowadzania substancji do wód, głównym zagrożeniem dla ekosystemów wodnych. Regulacja konwencjonalna, prowadzona według tzw. zasad technicznych, jest przyczyną zmian charakterystyk hydraulicznych rzeki. Następstwem tego jest nieuniknione naruszenie istniejącej dynamicznej równowagi rzeki oraz jej środowiska, a tym samym jego ekologiczne zagrożenie [13]. Zgodnie z koncepcją zrównoważonego rozwoju każda ingerencja w koryto cieków powinna służyć poprawie warunków bytowych oraz bezpieczeństwa ludzi przy możliwie najszerzej ochronie przyrody [1]. Podczas planowania i wykonawstwa robót regulacyjnych i konserwacyjnych należy więc zapewniać optymalizację kryteriów gospodarczych i ekologicznych.

Celem pracy jest wielokryterialna ocena skutków wykonania robót regulacyjnych w małych i średnich rzekach nizinnych. Aby ten cel osiągnąć zidentyfikowano kryteria oceny oraz zaproponowano dla nich syntetyczne wskaźniki oceny skutków robót.

2. METODYKA

Badania prowadzono w sezonach wegetacyjnych w latach 2008–2014 na czterech odcinkach badawczych. Odcinki te zlokalizowane były w czterech ciekach nizinnych na Dolnym Śląsku, w których w ciągu ostatnich 3–5 lat wykonano roboty regulacyjne. Zakres robót regulacyjnych obejmował głównie: pogłębienie koryta, zmianę pochylenia skarp, wykonanie umocnień brzegowych za pomocą kieszki faszynowej, koszy siatkowo-kamiennych lub z wykorzystaniem elementów betonowych. Zakres robót wykonanych na poszczególnych odcinkach przedstawiono w tabeli 1.

Na każdym odcinku badawczym dokonano szczegółową inwentaryzację elementów koryta cieków, kształtowanych przez roboty regulacyjne. Były to: spadek podłużny, szerokość dna, głębokość koryta, nachylenie skarp, sposób ich umocnienia oraz substrat dna. Pomiar spadku podłużnego, szerokości dna, głębokości koryta oraz nachylenia skarp wykonywany był na całej długości odcinka badawczego, w profilach poprzecznych rozmieszczonych co 10 m. Na tej podstawie obliczano wartość średnią dla całego odcinka. W tych samych profilach oceniano rodzaj umocnienia skarp oraz substrat dna.

Tabela 1. Zakres robót regulacyjnych na odcinkach badawczych

Rzeka	Zakres robót w korycie:	Szerokość dna [m]	Głębokość koryta [m]
Dobra	wykoszenie roślin w strefie przybrzeżnej i na skarpach, pogłębienie koryta, ukształtowanie przekroju poprzecznego ze skarpami pionowymi, umocnienie skarpi koszami siatkowo-kamiennymi,	6,8	2,0
Sąsiedzka	wykoszenie roślin w strefie przybrzeżnej i na skarpach, odmulenie dna wraz z usunięciem roślin wodnych, ukształtowanie przekroju poprzecznego ze skarpami o nachyleniu 1:2, umocnienie podstawy skarpi darnią	10,0	1,5
Śleza	wykoszenie roślin w strefie przybrzeżnej i na skarpach, pogłębienie koryta, ukształtowanie przekroju poprzecznego ze skarpami pionowymi, umocnienie skarpi murkiem betonowym, umocnienie dna elementami betonowymi	5,0	3,0
Żurawka	wykoszenie roślin w strefie przybrzeżnej i na skarpach, odmulenie dna wraz z usunięciem roślin wodnych, ukształtowanie przekroju poprzecznego ze skarpami o nachyleniu 1:2, umocnienie podstawy skarpi kieszka faszynową	3,0	2,0

Na każdym odcinku badawczym zidentyfikowano gatunki naczyniowych roślin wodnych oraz określono stopień pokrycia przez nie dna. Pod uwagę brano wszystkie rośliny naczyniowe, zakorzenione w wodzie przez przynajmniej 90% okresu wegetacji, a także rośliny wyższe, swobodnie pływające na powierzchni wody lub pod nią. Gatunki roślin wodnych oznaczano bezpośrednio na stanowisku badawczym. Do określenia stopnia obfitości roślin w korycie zastosowano skalę 5-stopniową Kohlera [4]. W skali tej 1 oznacza gatunek bardzo rzadki, 2 – gatunek rzadki, 3 – gatunek częsty, 4 – obfity, 5 – gatunek bardzo obfity. Skala ta została zaadoptowana w metodyce monitoringowej, zgodnej z założeniami Ramowej Dyrektywy Wodnej, w której każdemu stopniowi przypisane są przedziały wartości procentowego udziału w pokryciu dna [8]. W trakcie badań oceniano również stopień zacienienia koryta, a także liczbę naturalnych elementów morfologicznych koryta.

Do oceny skutków regulacji cieków w aspekcie technicznym i przyrodniczym zastosowano metodę unitaryzacji zerowanej. Metoda ta należy do grupy metod wielokryterialnej analizy porównawczej. Każde kryterium charakteryzowane jest przez parametry, które w ostatecznej ocenie będą warunkowały wybór optymalnego rozwiązania.

2.1. KRYTERIUM TECHNICZNE

Jednym z głównych celów regulacji rzek jest zapewnienie bezpieczeństwa powodziowego na terenach przyległych. W związku z tym jako kryterium techniczne przyjęto w ocenie poziom ochrony przed powodzią.

Na poziom ten wpływają:

- stateczność dna i skarp,
- trwałość i odporność dna i skarp na działanie wody i lodu,
- stan techniczny umocnień,
- powierzchnia przekroju poprzecznego.

Na stateczność, trwałość oraz odporność skarp mają wpływ materiały stosowane do umocnienia. Ubezpieczenie brzegów w postaci naturalnej biologicznej obudowy koryta spełnia kryteria regulacji przyjaznej naturze [12, 14]. Jednak stateczność i odporność na działanie wody i lodu tak umocnionych skarp są niewielkie. Znacznie lepszą ochronę przeciwpowodziową zapewniają: narzut kamienny, gabiony siatkowo-kamienne, murki oporowe, okładziny betonowe oraz ścianki szczelne [9].

Do oceny stateczności, trwałości i odporności skarp na działanie wody i lodu przyjęto skalę 6-stopniową (tabela 2).

Tabela 2. Skala oceny stateczności, trwałości i odporności skarp

Liczba punktów	Rodzaj umocnienia skarp
1	Brak
2	Biologiczna obudowa koryta
3	Faszyna
4	Narzut kamienny
5	Gabiony i materace siatkowo-kamienne
6	Murek oporowy, okładziny betonowe, ścianki szczelne

Na stateczność, trwałość i odporność dna wpływa rodzaj substratu oraz sposób jego umocnienia. Wraz ze wzrostem wielkości ziaren substratu wzrasta odporność dna na działanie wody i lodu. Do oceny stateczności, trwałości i odporności dna przyjęto skalę 5-stopniową (tabela 3).

Stan techniczny umocnień oceniano bezpośrednio w terenie. W analizie brano pod uwagę liczbę wyrw, podmyć, pęknięć i innych uszkodzeń. Pole powierzchni przekroju poprzecznego obliczono dla profili poprzecznych rozmieszczonych co 10 m. Następnie wartość uśredniono dla każdego odcinka badawczego.

Tabela 3. Skala oceny stateczności, trwałości i odporności dna

Liczba punktów	Rodzaj substratu dna
1	Organiczny
2	Piasek
3	Żwir
4	Kamienie
5	Beton

2.2. KRYTERIUM PRZYRODNICZE

Jako wskaźniki oceny tego kryterium przyjęto:

- liczbę gatunków naczyniowych roślin wodnych,
- wskaźnik różnorodności gatunkowej Shannona-Wienera,
- zadrzewienia na brzegach,
- naturalne elementy morfologiczne koryta.

Liczba gatunków jest podstawowym biologicznym wskaźnikiem ilościowej oceny zbiorowisk roślin wodnych. Wskaźnik Shannona-Wienera pozwala ocenić różnorodność gatunkową analizowanego zbiorowiska, uwzględniając zarówno liczbę gatunków, jak i równomierność ich udziału w pokryciu. Wskaźnik ten wyznaczono na podstawie wzoru [8]:

$$H = -\sum_{i=1}^s (N_i \times \ln N_i) \quad (1)$$

gdzie:

H – wskaźnik różnorodności gatunkowej,

s – liczba gatunków roślin wodnych na stanowisku badawczym,

N_i – wskaźnik obliczony ze wzoru:

$$N_i = \frac{Q_i}{Q} \quad (2)$$

gdzie:

Q_i – sześciąt wartości stopnia pokrycia dna przez rośliny i -tego gatunku,

Q – sześciąt wartości stopnia pokrycia dna przez rośliny wszystkich gatunków.

W trakcie regulacji koryt często zachodzi potrzeba wycięcia drzew występujących w strefie przybrzeżnej. Dla ekosystemu koryta ciek nie jest to korzystne, ponieważ zadrzewienia spełniają szereg ważnych funkcji [3, 5]. W przeprowadzonej analizie oceny zadrzewień przyjęto stopień zacienienia koryta, wyrażony w skali 5-stopniowej,

w której 0 oznacza brak zacienienia, 1 – zacienienie małe, 2 – średnie, 3 – duże, 4 – całkowite [8]. Naturalne elementy morfologiczne koryta to: wychodne skalne i odsłonięte głązy porośnięte lub nieporośnięte roślinnością, odsypy śródkorytowe utrwalone lub nieutrwalone roślinnością, wyspy i naturalne spiętrzenia [9].

2.3. METODA UNITARYZACJI ZEROWANEJ

Do oceny skutków robót regulacji cieku, uwzględniającej zarówno kryteria techniczne, jak i przyrodnicze, zastosowano metodę wielowymiarowej analizy statystycznej – metodę unitaryzacji zerowanej (MUZ) [6]. Metoda ta wymagała nadania wszystkim wskaźnikom oceny wartości liczbowych, niemianowanych. W tym celu wskaźniki oceny podzielono na trzy grupy: stymulanty, destymulanty oraz nominanty.

Stymulanta to taka zmienna diagnostyczna, której wzrost należy kojarzyć ze wzrostem, spadek zaś ze spadkiem oceny skutków regulacji koryta. Zmienne te normowano według wzoru [6]:

$$Z_{ij} = \frac{x_{ij} - \min x_{ij}}{\max x_{ij} - \min x_{ij}} \quad (3)$$

Destymulanta to zmienna diagnostyczna, której wzrost należy kojarzyć ze spadkiem, spadek zaś ze wzrostem oceny skutków regulacji. Destymulanty były normowane według wzoru [6]:

$$Z_{ij} = \frac{\max x_{ij} - x_{ij}}{\max x_{ij} - \min x_{ij}} \quad (4)$$

Nominanta to zmienna diagnostyczna, która tylko dla pewnej wartości lub przedziału wartości (optimum), przybiera najwyższą ocenę. Zmienne te normowano według wzorów [6]:

$$z_{ij} = \frac{x_{ij} - \min x_{ij}}{\text{opt } x_{ij} - \min x_{ij}}, \text{ dla } x_{ij} < \text{opt } x_{ij} \quad (5)$$

$$z_{ij} = \frac{\max x_{ij} - x_{ij}}{\text{opt } x_{ij} - \max x_{ij}}, \text{ dla } x_{ij} > \text{opt } x_{ij} \quad (6)$$

gdzie:

i – numer odcinka badawczego,

j – numer zmiennej diagnostycznej,

z_{ij} – zmienna znormalizowana,

x_{ij} – zmienna przed normalizacją,

$\max x_{ij}$ – wartość maksymalna zmiennej w danym zbiorze,

$\min x_{ij}$ – wartość minimalna zmiennej w danym zbiorze,

$\text{opt } x_{ij}$ – wartość optymalna zmiennej w danym zbiorze.

W tabeli 4 zestawiono analizowane wskaźniki oceny oraz ich podział na stymulanty, destymulanty i nominanty.

Tabela 4. Kryteria oceny skutków regulacji i konserwacji rzek z podziałem na stymulanty, destymulanty i nominanty

Kryterium	Wskaźnik	Jednostka	Stymulanta	Destymulanta	Nominanta
Techniczne	Stateczność, trwałość i odporność skarp	liczba punktów			X
	Stateczność, trwałość i odporność dna	liczba punktów			X
	Stan techniczny umocnień	liczba uszkodzeń		X	
	Powierzchnia przekroju poprzecznego	m ²	X		
Przyrodnicze	Liczba gatunków roślin wodnych	liczba gatunków	X		
	Wskaźnik Shannona-Wienera	-	X		
	Zadrzewienia na brzegach	stopień zacienienia koryta			X
	Naturalne elementy w korycie	liczba naturalnych elementów	X		

Suma wartości zmiennych unormowanych z_{ij} dla poszczególnych odcinków badawczych, określana jako zmienna zagregowana Q , stanowiła podstawę do utworzenia rankingu uregulowanych odcinków rzek. Im wyższa była wartość zmiennej Q , tym wyższa była pozycja danego obiektu w rankingu.

3. WYNIKI I DYSKUSJA

W tabeli 5 przedstawiono wartości ocenianych zmiennych, zmierzone lub ocenione w trakcie badań terenowych. Z danych przedstawionych w tabeli 4 wynika, że najwyższy stopień przekształcenia charakteryzował odcinek badawczy zlokalizowany

w korycie Ślęzy. Do umocnienia jego skarp oraz dna zastosowano w nim elementy betonowe. W tak silnie przekształconych ciekach, charakteryzujących się prostą geometrią dna oraz nieprzepuszczalnym dnem i skarpami mogą żyć jedynie składniki biofilmu bentosowego, bezkręgowce pełzające po płaskich powierzchniach, rzadko ryby [7]. Z roślin wyższych w korytach takich mogą występować tylko takie, które swobodnie unoszą się na powierzchni wody, jak przedstawiciele rodziny *Lemnaceae* (rzęszowate).

Tabela 5. Wartości zmiennych diagnostycznych uwzględnianych w rankingu

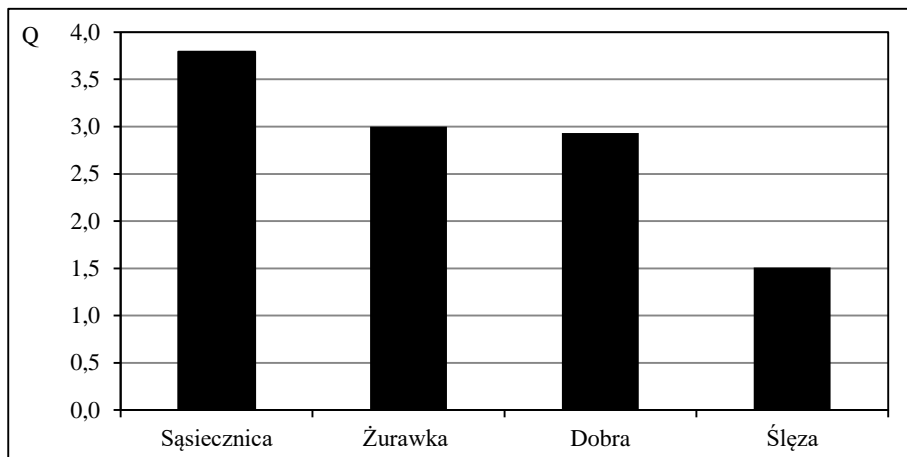
Odcinek badawczy	Kryterium techniczne				Kryterium przyrodnicze			
	Stateczność, trwałość i odporność skarp	Stateczność, trwałość i odporność dna	Stan techniczny umocnień – liczba uszkodzeń	Powierzchnia przekroju poprzecznego, m ²	Liczba gatunków roślin wodnych	Wskaźnik Shannona-Wienera	Zadrzewienia na brzegach – stopień zacielenia koryta	Naturalne elementy w korycie
Dobra	5	4	0	14,4	3	1,10	0	0
Sąsiedz-nica	2	2	2	19,5	8	1,80	0	2
Ślęza	6	5	0	16,8	0	0,00	0	0
Żurawka	3	2	2	14,0	8	2,28	1	0

Najmniejszym stopniem przekształcenia charakteryzowało się koryto Sąsiedzniczicy. Zrezygnowano tu z umocnienia skarp i dna. Brak umocnień rekompensowany jest przez dużą powierzchnię przekroju poprzecznego, zapewniającą znaczną przepustowość koryta w sytuacji podwyższonych stanów wody. Na odcinku tym oznaczono 8 gatunków roślin wodnych. Podobną liczbę gatunków zinwentaryzowano w korycie Żurawki, w którym podstawy skarp umocniono kiszka faszynową. Odcinek ten charakteryzował się największą różnorodnością gatunkową roślin wodnych.

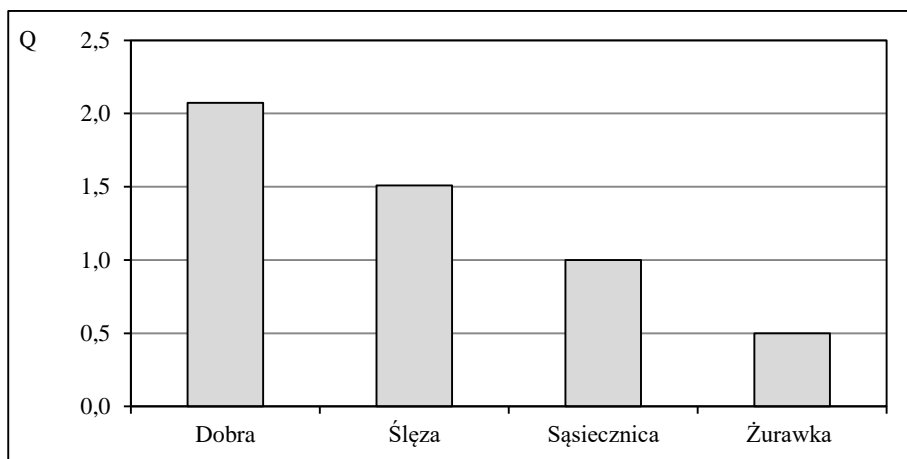
Ranking odcinków, uwzględniający zarówno kryteria techniczne, jak i przyrodnicze, przedstawiono na rysunku 1.

Z rysunku 1 wynika, że najlepszym sposobem regulacji rzeki, zapewniającym zarówno ochronę przeciwpowodziową, jak i bezpieczeństwo ekologiczne, jest ukształtowanie przekroju poprzecznego koryta, zapewniającego dużą przepustowość, ze skarpami o nachyleniu 1:2, umocnionymi darnią. Rozwiązanie takie zastosowano w korycie Sąsiedzniczicy. Podobną wartością zmiennej zagregowanej Q charakteryzują się odcinki Żurawki i Dobrej, mimo że rozwiązania techniczne zastosowane w tych korytach są różne. Ostatnie miejsce w rankingu zajmuje odcinek rzeki Ślęzy, charakteryzujący się największym stopniem przekształcenia.

Na rysunku 2 przedstawiono ranking obiektów, zbudowany na podstawie wskaźników kryterium technicznego.



Rys. 1. Ranking odcinków badawczych uwzględniający kryteria techniczne i przyrodnicze

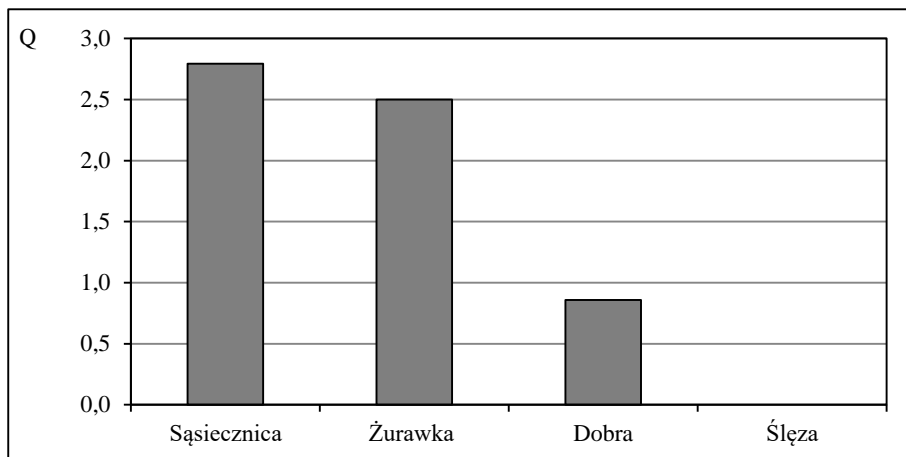


Rys. 2. Ranking odcinków badawczych uwzględniający wyłącznie kryteria techniczne

Z punktu widzenia ochrony przed powodzią, najlepsze jest rozwiązanie zastosowane na odcinku badawczym zlokalizowanym w korycie Dobrej (rys. 2). Kolejny w rankingu jest odcinek rzeki Śłęzy. Oba te odcinki charakteryzują się dużym stopniem przekształcenia koryta, w szczególności skarp. Skarpy umocnione za pomocą kamienia lub betonów charakteryzują się większą statecznością, trwałością oraz odpornością na działanie wody. Ostatnie miejsce w tym rankingu zajmuje odcinek Żurawki, charakteryzujący się najmniejszą powierzchnią przekroju porzecznego.

Zupełnie inaczej kształtuje się ranking rozpatrywanych obiektów, uwzględniający wyłącznie kryterium przyrodnicze (rys. 3). W rankingu tym na pierwszych miejscach

znajdują się odcinki o nieumocnionych w sposób techniczny skarpach i naturalnym substracie dna, sprzyjającym rozwojowi roślin wodnych. Na ostatnim miejscu znajdują się odcinek Ślęży.



Rys. 3. Ranking odcinków badawczych uwzględniający wyłącznie kryteria przyrodnicze

Skarpy nieumocnione, umocnione naturalną zabudową roślinną lub o umocnionej tylko podstawie, są bardziej podatne na uszkodzenia spowodowane erozją wodną, a także działalnością zwierząt lub człowieka. Wskazują na to wyniki inwentaryzacji, w trakcie której uszkodzenia skarp stwierdzono tylko w korytach o skarpach umocnionych darnią lub kiszka faszynową. Ponadto skarpy takie są szybko zarastane przez rośliny, co wpływa na pogorszenie warunków hydraulicznych koryta [10]. Powoduje to konieczność częstszego wykonywania robót konserwacyjnych.

4. PODSUMOWANIE I WNIOSKI

Przeprowadzone badania i analizy wskazują, że w ocenach skutków regulacji rzek należy rozpatrywać dużą liczbę czynników, zarówno technicznych, jak i przyrodniczych. Badania wykazały, że oddziaływanie tych czynników jest zmienne, w wielu przypadkach synergiczne, co nie pozwoliło na ustalenie rankingu tych czynników w bezpieczeństwie powodziowym i ekologicznym.

Przyjęta do badań metoda pozwoliła na systemowe ujęcie problemów związanych z regulacją rzek. W rankingu obiektów, uwzględniającym zarówno czynniki techniczne, bezpośrednio związane z bezpieczeństwem powodziowym, jak i przyrodnicze, bezpośrednio wpływające na stan ekologiczny ciek, na pierwszym miejscu znalazł się ciek, w którym przeprowadzono roboty regulacyjne w pełnym zakresie. Wynik ten świadczy

o możliwym kompromisie między techniką a środowiskiem w robotach regulacyjnych w rzekach. W celu potwierdzenia tego wniosku należy kontynuować badania.

LITERATURA

- [1] DUSZYŃSKI R., *Ekologiczne techniki ochrony brzegów i rewitalizacji rzek*, Inżynieria Morska i Geotechnika, 2007, No. 6, 341–351.
- [2] GUNKEL G., *Renaturierung kleiner Flißgewässer*, Gustav Fischer Verlag, Jena-Stuttgart, 1996.
- [3] JERMACZEK A., PAWLACZYK P., PRZYBYLSKA J., *Ochrona i odtwarzanie naturalnego charakteru rzek i dolin rzecznych na przykładzie rzeki Stobrawy*, Wydawnictwo UM Województwa Opolskiego, Opole 2014.
- [4] KOHLER A., *Methods of mapping the flora and vegetation of freshwater habitats*, Landschaft und Stadt, 1978, No. 10, 73–85.
- [5] KÖHLER J., HACHOŁ J., HILT S., *Regulation of submersed macrophyte biomass in a temperate lowland river: Interactions between shading by bank vegetation, epiphyton and water turbidity*, Aquatic Botany, 2010, Vol. 92, No. 2, 129–136.
- [6] KUKUŁA K., *Metoda unitaryzacji zerowanej*, PWN, Warszawa 2000.
- [7] LENAR-MATYAS A., WOLAK A., *Budowle regulacyjne – ich wpływ na makrofaunę wodną*, Monografie Komitetu Inżynierii Środowiska Polskiej Akademii Nauk, 2009, 56, 251–260.
- [8] SCHAUMBURG J., SCHRANZ C., STELZER D., HOFMANN G., GUTOWSKI A., FOERSTER J., *Instruction Protocol for the ecological Assessment of Running Waters for Implementation of the EC Water Framework Directive: Macrophytes and Phytobenthos*, Bavarian Environment Agency, München 2006.
- [9] SZOSZKIEWICZ K., ZGOŁA T., JUSIK S., HRYC-JUSIK B., DAWSON F.H., RAVEN P., *Hydromorfologiczna ocena wód płynących. Podręcznik do badań terenowych według metody River Habitat Survey w warunkach Polski*, Wydawnictwo Naukowe Bogucki, Poznań-Warrington 2008.
- [10] TYMIŃSKI T., *Charakterystyczne parametry do opisu gęstości roślin w korytach rzecznych*, Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich, 2008, No. 7, 153–165.
- [11] USTAWA z dnia 18 lipca 2001 Prawo Wodne, Dz. U. Nr 239, poz. 2019.
- [12] WOŁOSZYN J., CZAMARA W., ELIASIEWICZ R., KRĘŻEL J., *Regulacja rzek i potoków*, Wydawnictwo AR we Wrocławiu, Wrocław 1994.
- [13] ŻELAZO J., *Współczesne poglądy na regulację małych rzek nizinnych*, [w:] Ochrona przyrody i środowiska w dolinach nizinnych rzek Polski, pod red. L. Tomiałojcia, Wydawnictwo Instytutu Ochrony Przyrody PAN, Kraków 1993, 145–154.
- [14] ŻELAZO J., POPEK Z., *Podstawy renaturyzacji rzek*, Wydawnictwo SGGW, Warszawa 2002.

MULTI-CRITERIA EVALUATION OF THE EFFECTS OF RIVER REGULATION

The study presents an attempt of evaluation of the effects of the regulatory works in river beds in terms of the flood protection and the ecological safety. In accordance with the principle of sustainable development it is necessary to find a compromise in this regard. Therefore, the analysis takes into account both the technical criteria, as well as the natural criteria. The field studies were conducted in growing seasons in years 2008–2014 on four small and medium-sized lowland watercourses in Lower Silesia region, where the regulation works have been performed. The range of these works was varied. The study included measurements and description of selected technical and natural elements of complex stream bed system, such as: longitudinal profile, bottom width, watercourse depth, bank slope, type of bank protection, type of bottom

substrate, the degree of shading, natural elements in the watercourse bed, number of aquatic plants species and bottom coverage with the plants. Based on the results of the study the multi-criteria evaluation of the effects of river regulation was performed. Analysis was performed with the use of the Zero Unitarization Method. It allowed to determine a linear ranking of the river beds and to identify the optimal solution in terms of the sustainable development.

Piotr HEKTUS*

CZYNNIKI LOKALIZACJI ORAZ ROZMIESZCZENIE PRZESTRZENNE ENERGETYKI WIATROWEJ W POLSCE

W artykule dokonano identyfikacji czynników wpływających na lokalizację inwestycji z zakresu energetyki wiatrowej. Zbadano również przestrzenne rozmieszczenie mocy zainstalowanej elektrowni wiatrowych na terenie Polski. Wykazano, iż rozwój tego typu instalacji następuje w sposób dynamiczny, jednak nierównomierny przestrzennie. Na podstawie zidentyfikowanych czynników oraz rozmieszczenia przestrzennego elektrowni wiatrowych, stwierdzono występowanie uwarunkowań lokalizacyjnych w skali regionalnej oraz lokalnej. Energetyka wiatrowa najlepiej rozwija się na wybrzeżu Morza Bałtyckiego, w środkowej części kraju warunki są korzystne, natomiast na południu oraz wschodzie występują bariery lokalizacyjne. Ponadto w każdym z tych regionów zauważa się istniejące dysproporcje w mocy zainstalowanej elektrowni pomiędzy sąsiadującymi powiatami. Wskazane uwarunkowania sprawiają, iż rozwój przestrzenny energetyki wiatrowej wykazuje się znaczną koncentracją przestrzenną.

1. WPROWADZENIE

W ostatnich latach zauważa się znaczny rozwój energetyki opartej na odnawialnych źródłach energii (OZE) zarówno na świecie, jak i w Polsce. Związany jest on z ponadnarodowymi działaniami na rzecz ochrony klimatu [4]. Unia Europejska określa za pomocą odpowiednich dokumentów i aktów normatywnych zakres wykorzystania energii ze źródeł odnawialnych w krajach członkowskich. W myśl dyrektyw Unijnych i rozporządzeń krajowych, strategicznym celem polityki energetycznej Polski w zakresie OZE jest zwiększenie wykorzystania zasobów energii odnawialnej tak, aby udział tej energii w końcowym zużyciu energii brutto osiągnął w 2020 roku wielkość 15% [15].

* Uniwersytet im. A. Mickiewicza w Poznaniu, Wydział Nauk Geograficznych i Geologicznych, Instytut Geografii Społeczno-Ekonomicznej i Gospodarki Przestrzennej, ul. Dzięgielowa 27, 61-680 Poznań, piotr.hektus@amu.edu.pl.

W warunkach krajowych energia ze źródeł odnawialnych obejmuje energię promieniowania słonecznego, wody, wiatru, zasobów geotermalnych oraz energię wytworzoną z biopaliw stałych, biogazu i biopaliw ciekłych, a także energię otoczenia pozyskiwaną przez pompy ciepła [5]. Obecnie najszybciej rozwijający się sektor technologii energetycznych tworzy energetyka wiatrowa, która jest jednocześnie jednym z najbardziej opłacalnych odnawialnych źródeł energii na świecie [3]. W porównaniu z krajami europejskimi, zwłaszcza takimi jak Niemcy i Hiszpania, rozwój energetyki wiatrowej nastąpił Polsce stosunkowo późno [8]. Jednak odpowiednie regulacje prawne stworzyły korzystne perspektywy dla rozwoju energetyki wiatrowej również w naszym kraju [7, 13]. W ostatnich latach ten rodzaj OZE odznaczał się rekordowymi przyrostami mocy instalowanej [12]. Według danych Urzędu Regulacji Energetyki moc zainstalowana elektrowni wiatrowych w 2005 roku stanowiła 7,2% ogółu mocy zainstalowanej elektrowni opartych na odnawialnych źródłach energii, w 2010 roku było to już 46%, natomiast w 2014 roku – 64%. W 2015 roku łączna moc farm wiatrowych w Polsce wyniosła 4,1 GW i obecnie są one głównym źródłem energii elektrycznej wśród OZE, wyprzedzając te oparte o biomasę o 3,1 GW [17].

Pierwotnego nośnika energii wiatru nie da się transportować, tak więc konwersja tej energii w energię elektryczną lub inną formę energii użytecznej jest związana z miejscem występowania jej zasobów.

Celem artykułu było przedstawienie czynników jakie mają wpływ na wybór lokalizacji pod budowę elektrowni wiatrowych oraz zbadanie przestrzennego rozmieszczenia turbin wiatrowych na terenie kraju. Kierunek badań wyznaczała postawiona hipoteza badawcza: występowanie określonych czynników lokalizacji wpływa na nierównomierny rozwój przestrzenny energetyki wiatrowej na terenie Polski.

2. MATERIAŁY I METODY

W badaniu wykorzystano dane Urzędu Regulacji Energetyki dotyczące mocy zainstalowanej odnawialnych źródeł energii (MW) wg stanu na 31.12.2015 r. [20]. Ponadto posłużono się danymi Głównego Urzędu Statystycznego obejmującymi powierzchnie powiatów (km²) [6]. Do opisu stopnia koncentracji wykorzystano krzywą oraz wskaźnik koncentracji M.O. Lorenza [14] oraz współczynnik zmienności [14]. Miara zmienności pozwala określić stopień zróżnicowania wielkości cechy w zbiorze obiektów, wyrażona jest wzorem:

$$V = \frac{s}{x} \quad (1)$$

gdzie:

s – odchylenie standardowe,

\bar{x} – średnia arytmetyczna.

Krzywa Lorenza jest graficznym sposobem wyznaczenia miary koncentracji. Zawiera się ona w kwadracie jednostkowym, przy czym jej końce to dolny lewy i górny prawy wierzchołek kwadratu. Im krzywa leży dalej od przekątnej kwadratu, tym większa jest koncentracja analizowanej cechy w pewnych częściach obszaru. Współczynnik koncentracji pozwala określić stopień natężenia rozkładu ogólnej sumy wartości badanej cechy na poszczególne jednostki zbiorowości statystycznej:

$$W_k = \frac{a}{a+b} \quad (2)$$

gdzie:

$$0 \leq W_k \leq 1,$$

a – powierzchnia pola zawartego między krzywą koncentracji a linią równomiernego rozkładu (przekątną kwadratu),

b – powierzchnia pola leżącego pod krzywą koncentracji.

Im mniejsza wielkość ilorazu, tym bardziej równomierne rozmieszczenie obiektów w przestrzeni. Obliczenia oraz wykresy wykonano w arkuszu kalkulacyjnym MS Excel. Ponadto obliczono udziały mocy zainstalowanej dla poszczególnych elektrowni opartych na odnawialnych źródłach energii oraz wielkości zmian analizowanego zjawiska w porównaniu do przyjętego roku wyjściowego, w wartościach bezwzględnych oraz w procentach. Graficzną prezentację rozmieszczenia mocy zainstalowanej elektrowni wiatrowych w układzie powiatów sporządzono w Quantum GIS (1.7.4 „Wrocław”).

3. CZYNNIKI LOKALIZACJI ELEKTRWONI WIATROWYCH

3.1. UWARUNKOWANIA PRAWNE

Pierwszą grupę aktów prawnych mających zastosowanie przy wyznaczaniu lokalizacji elektrowni wiatrowych stanowią przepisy dotyczące ochrony środowiska i przyrody. Ustawa z dnia 16 kwietnia 2004 r. o ochronie przyrody (Dz. U. Nr 92, poz. 880, z późn. zm.) określa kryteria lokalizacyjne farm wiatrowych i pojedynczych turbin, wskazując obszary, które powinny być bezwzględnie wyłączone z tego rodzaju zainwestowania, obszary możliwe do ograniczonego rozwoju energetyki wiatrowej oraz obszary, gdzie tego rodzaju inwestycje mogą być lokalizowane bez większych przeszkód. W/w ustawa wprowadza zakaz lokalizowania elektrowni wiatrowych na terenie parków narodowych i rezerwatów przyrody. W obrębie parków krajobrazowych i obszarów

chronionego krajobrazu inwestycje są możliwe (dla elektrowni wiatrowych o mocy poniżej 100 MW i wysokości do 30 m), jeżeli procedury oceny oddziaływania na środowisko wykazały brak niekorzystnego wpływu na przyrodę oraz otrzymały pozytywną ocenę wojewody (dyrektora parku krajobrazowego). Ponadto zakazana jest realizacja przedsięwzięć mogących znacząco oddziaływać na środowisko, wymagających sporządzenia raportu o oddziaływaniu na środowisko (należą do nich elektrownie o mocy powyżej 100 MW). W odniesieniu do terenów sieci Natura 2000, konieczne jest zachowanie buforu 10 km oddzielającego planowaną inwestycję od chronionej ostoi. Na tych terenach lokalizacja elektrowni wiatrowych jest dopuszczalna, jeżeli ocena oddziaływania na środowisko jest pozytywna lub zostanie spełniony warunek kompensacji przyrodniczej.

Kolejną grupę aktów prawnych stanowią przepisy dotyczące ochrony zasobów naturalnych. Ustawa o ochronie gruntów rolnych i leśnych z dnia 3 lutego 1995 r. (t.j. Dz. U. 2013 poz. 1205) ogranicza możliwość wykorzystania gruntów o wysokich klasach bonitacyjnych na cele nierolnicze i nieleśne. Zasoby leśne są chronione głównie na podstawie Ustawy z dnia 28 września 1991 r. o lasach (Dz. U. 2014 poz. 1153) regulującej tworzenie lasów ochronnych. Przepisy te wykluczają możliwość lokalizacji na terenie lasów ochronnych urządzeń energetyki wiatrowej. Ustawa z dnia 28 lipca 2005 r. o lecznictwie uzdrowiskowym, uzdrowiskach i obszarach ochrony uzdrowiskowej oraz gminach uzdrowiskowych (Dz.U. 2005 nr 167 poz. 1399) w ramach obszarów ochrony uzdrowiskowej wydziela trzy rodzaje stref ochronnych; „A”, „B” i „C”. W pierwszych dwóch strefach lokalizacja elektrowni wiatrowych jest wykluczona, a w trzeciej niewskazana.

Następną grupę aktów prawnych stanowią regulacje dotyczące ochrony zabytków i dziedzictwa kulturowego. Istotnym uwarunkowaniem, który należy brać pod uwagę przy lokalizowaniu urządzeń energetyki wiatrowej jest prawna i planistyczna ochrona zabytków. Ustawa o ochronie zabytków i opiece nad zabytkami z dnia 23 lipca 2003 r. (Dz. U. 2003 Nr 162, poz. 1568) zawiera zapisy o ochronie zabytków nieruchomych oraz zabytków archeologicznych, jak też tworzeniu wokół nich stref ochronnych, w tym ochrony widokowej. Podobne strefy ochrony (do 100 m od granicy Pomnika) tworzone są wokół Pomników Zagłady na podstawie Ustawy o ochronie terenów byłych hitlerowskich obozów zagłady z dnia 7 maja 1999 r. (Dz.U. 1999 nr 41 poz. 412). Na terenie stref ochronnych wyklucza się możliwość lokalizacji elektrowni.

Kolejna grupa aktów prawnych jest związana z bezpieczeństwem publicznym. Zgodnie z Ustawą z dnia 18 lipca 2001 r. Prawo wodne (Dz. U. 2001 Nr 115, poz. 1229, z późn. zm.) spod lokalizacji elektrowni wiatrowych wykluczone są tereny zalewowe. Podstawowymi aktami prawnymi, w których znajdują się regulacje w zakresie ochrony terenów zamieszkania są: Ustawa z dnia 27 kwietnia 2001 r. Prawo ochrony środowiska (Dz. U. 2008 Nr 25, poz. 150, z późn. zm.) oraz Ustawa z dnia 27 marca 2003 r. o planowaniu i zagospodarowaniu przestrzennym (Dz. U. Nr 80, poz. 717, z późn. zm.).

Prawo ochrony środowiska zabrania lokalizowania farm wiatrowych w granicach administracyjnych miast oraz w obrębie zwartej zabudowy wsi, jak też wyznacza 500-metrową strefę ochronną od obszarów zabudowanych. Oprócz ograniczeń wynikających z sąsiedztwa obszaru zabudowanego lokalizacja energetyki wiatrowej wykluczona jest też w otoczeniu obiektów wojskowych oraz lotnisk cywilnych.

Ostatnia grupa aktów prawnych związana jest z uwarunkowaniami planistycznymi. Dotyczą one prawa miejscowego i regulowane są przez Ustawę z dnia 27 marca 2003 r. o planowaniu i zagospodarowaniu przestrzennym (Dz. U. Nr 80, poz. 717, z późn. zm.). Zgodnie z Ustawą określanie sposobu przeznaczenia terenów oraz ustalanie zasad ich zagospodarowania i zabudowy należy do zadań własnych gminy. Podstawowym dokumentem określającym w sposób ogólny politykę przestrzenną i lokalne zasady zagospodarowania gminy jest Studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego (SUiKZP). Aktem prawa miejscowego określającym przeznaczenie, warunki zagospodarowania i zabudowy terenu, a także rozmieszczenie inwestycji celu publicznego jest miejscowy plan zagospodarowania przestrzennego (MPZP). Lokalizacja elektrowni wiatrowych powinna być uwzględniona w SUiKZP oraz objęta MPZP. W przypadku braku MPZP inwestycję przeprowadza się na podstawie decyzji o warunkach zabudowy i zagospodarowania terenu.

3.2. UWARUNKOWANIA ŚRODOWISKOWE

Fundamentalnym czynnikiem wpływającym na rozwój energetyki wiatrowej w danym regionie są zasoby energetyczne wiatru [1]. Determinują one opłacalność budowy elektrowni wiatrowej. Ich określenie w dowolnej lokalizacji, przy spełnieniu wysokich wymagań dokładności, jest przedsięwzięciem niezwykle złożonym [2]. Podstawę do wstępnego określenia lokalizacji farm wiatrowych stanowią dane zawarte w atlasach wiatrowych [1]. Przedstawiają one jednak jedynie informację orientacyjną, gdyż istniejące mapy warunków wiatrowych zwykle znacząca różnią się między sobą i niekiedy budzą kontrowersje [18, 19]. Aby dokładniej oszacować wielkość zasobów energetycznych, pomiarów dokonuje się w miejscu planowanej elektrowni [1]. Głównymi parametrami są: prędkość wiatru i częstotliwość powtarzania się poszczególnych prędkości [9]. Na tej podstawie wyznacza się procentowy czas występowania wiatru w określonych prędkościach w okresie roku, a w efekcie i produkcję energii przez elektrownię wiatrową [11]. Wydajność siłowni wiatrowych w dużej mierze zależy od ich lokalizacji w terenie, tj. od ukształtowania terenu i jego pokrycia. Pokrycie terenu opisywane jest przez tzw. klasy szorstkości terenu [10]:

- klasa 0 – teren płaski, otwarty, na którym wysokość nierówności jest mniejsza niż 0,5 m;
- klasa 1 – teren płaski otwarty lub nieznacznie pofalowany. Mogą występować pojedyncze zabudowania lub drzewa w dużych odległościach od siebie;

- klasa 2 – teren płaski lub pofalowany z otwartymi dużymi przestrzeniami. Mogą występować grupy drzew lub niska zabudowa w znacznej odległości od siebie;
- klasa 3 – teren z przeszkodami, tj. tereny zalesione, przedmieścia większych miast oraz małe miasta, tereny przemysłowe luźno zabudowane;
- klasa 4 – teren z licznymi przeszkodami w niedużej odległości od siebie, tj. skupiska drzew, budynków w odległości min. 300 m od miejsca obserwacji;
- klasa 5 – teren z licznymi dużymi przeszkodami położonymi blisko siebie, obszary leśne, centra dużych miast.

Dla uzyskania porównywalności danych empirycznych, stosuje się formuły pozwalające sprowadzić uzyskane średnie prędkości wiatru do prędkości przy klasie szorstkości „0” [1]. Potencjał techniczny energii wiatru wiąże się zatem przede wszystkim z przestrzennym rozmieszczeniem terenów otwartych (o niskiej szorstkości podłoża i bez obiektów zaburzających przepływ powietrza).

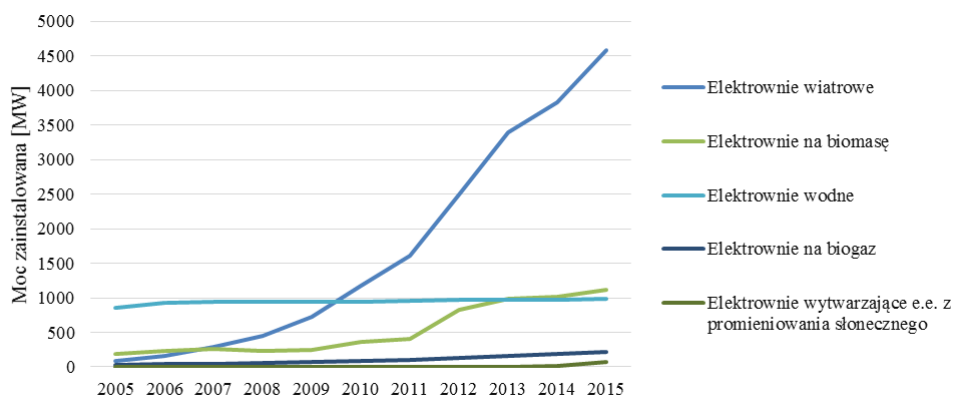
3.3. UWARUNKOWANIA SPOŁECZNE

Istotnym czynnikiem lokalizacji farm wiatrowych jest nastawienie lokalnej społeczności do planowanej inwestycji. Należy określić, czy właściciele wytypowanych działek pod budowę elektrowni wiatrowych są chętni do wydzierżawienia gruntu oraz czy właściciele działek sąsiadujących pozwolą na przeprowadzenie infrastruktury przyłączeniowej, jeśli projekt będzie tego wymagał. Należy także określić, czy tego typu inwestycja wzbudza obawy oraz ryzyko wystąpienia lokalnych protestów społecznych [16]. Często przyczyną sprzeciwu wobec lokalizacji farmy wiatrowej na danym terenie jest: generowanie przez turbiny monotonnego hałasu o niskim natężeniu, odbłaski światła słonecznego od łopat wirnika jak też rzucany przez łopaty cień, zakłócanie fal radiowych, duża terenochłonność oraz kwestia dewastacji krajobrazu przez taką farmę [1]. Z uwarunkowaniami społecznymi powiązana jest także sytuacja polityczna, rozumiana jako nastawienie władarzy gminy do inwestycji. Podczas prac terenowych organizowane są spotkania z władzami danej jednostki terytorialnej celem ustalenia, jaki klimat inwestycyjny panuje w gminie [16].

4. ROZMIESZCZENIE PRZESTRZENNE ENERGETYKI WIATROWEJ W POLSCE

Badając rozmieszczenie przestrzenne elektrowni wiatrowych, należy zwrócić uwagę na dynamiczny rozwój przeprowadzanych inwestycji zachodzący na przestrzeni ostatnich lat. W 2005 roku, według danych Urzędu Regulacji Energetyki, łączna moc zainstalowana elektrowni wiatrowych wynosiła 83 MW, stanowiąc 7% ogółu mocy zainstalowanej w elektrowniach opartych na odnawialnych źródłach energii. Obecnie, udział

tego typu instalacji stanowi już ponad 65%, przy łącznej mocy instalacji elektrowni wiatrowych wynoszącej 4582 MW – stan na 31.12.2015. W latach 2006 i 2007 zmiany w zainstalowanej mocy sięgały niemal 90% w stosunku do lat poprzednich. W roku 2015 moc wzrosła o 20% w stosunku do roku 2014. Największe przyrosty mocy zainstalowanej odnotowano w latach 2012 i 2013, wynosiły one odpowiednio 881 MW i 893 MW (rys. 1).

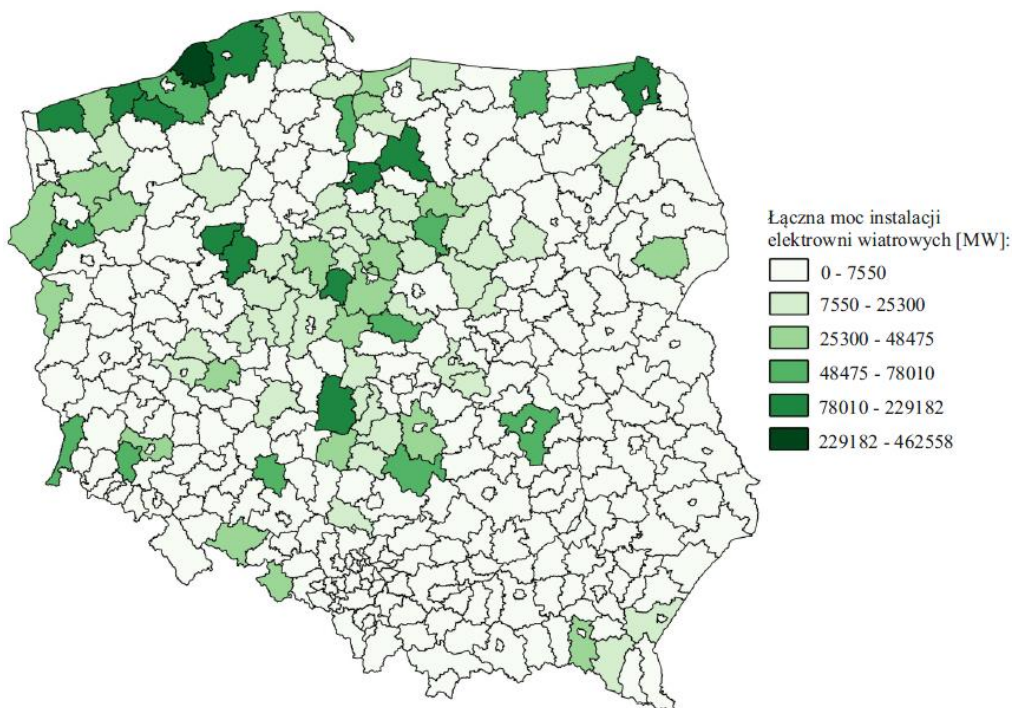


Rys. 1. Moc zainstalowana elektrowni opartych na odnawialnych źródłach energii [MW] w latach 2005–2015

Przestrzenne rozmieszczenie mocy zainstalowanej elektrowni wiatrowych przedstawiono na rys. 2. Wykazano, iż energetyka wiatrowa rozwija się przede wszystkim na wybrzeżu oraz w centralnej części kraju, natomiast na południu oraz wschodzie Polski bardzo rzadko lokalizowane są tego typu instalacje. Świadczy to o występowaniu regionalnych uwarunkowań dla rozwoju energetyki wiatrowej związanych ze strefami energetycznymi wiatru. Dostępne analizy i pomiary wskazują, że najkorzystniejszą strefą jest wybrzeże Morza Bałtyckiego – tam też zainstalowana moc elektrowni wiatrowych jest największa. Wybitnie korzystna strefa energetyczna wiatru występuje także w regionie Suwalszczyzny [10]. Jednak energetyka wiatrowa nie rozwija się na tym obszarze równomiernie. W powiecie suwalskim łączna moc zainstalowana elektrowni wiatrowych wynosi 114,710 MW, natomiast w sąsiednich powiatach: sejneńskim – 0 MW, oleckim – 4,600 MW. Znaczne lokalne dysproporcje zauważa się także w innych częściach kraju. W powiecie radomskim moc elektrowni wiatrowych wynosi 63,765 MW, natomiast we wszystkich sąsiednich powiatach turbiny wiatrowe nie występują. Podobne zależności mają miejsce również m.in. dla powiatów: zgorzeleckiego, namysłowskiego, bielskiego. Świadczy to o istotnych czynnikach lokalizacyjnych występujących w skali lokalnej.

Aby określić stopień zróżnicowania mocy zainstalowanej elektrowni wiatrowych w układzie powiatów obliczono współczynnik zmienności: $V = 293\%$, na podstawie

którego stwierdza się, iż dysproporcje pomiędzy powiatami są znaczne. Należy podkreślić, iż 50 powiatów w których energetyka wiatrowa rozwija się najlepiej, stanowi 80% całkowitej mocy zainstalowanej elektrowni wiatrowych w kraju. Wskazuje to na występowanie na tych obszarach wyjątkowo korzystnych czynników lokalizacji. Ponadto zauważa się, iż na terenie 179 powiatów nie znajduje się żadna turbina wiatrowa. Na tych obszarach występują silne bariery lokalizacji lub instalacja tego typu elektrowni jest nieopłacalna.

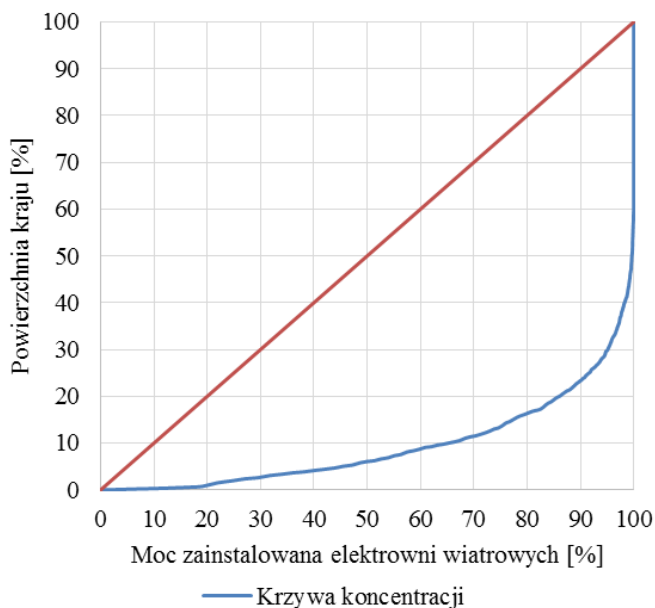


Rys. 2. Przestrzenne rozmieszczenie mocy zainstalowanej elektrowni wiatrowych [kW] w 2015 r.

Do zbadania stopnia koncentracji zainstalowanej mocy elektrowni wiatrowych zastosowano krzywą koncentracji Lorenza (rys. 3). Analizując właściwości krzywej, tj. jej odległość od przekątnej kwadratu, stwierdza się, że występuje silna koncentracja lokalizacji elektrowni wiatrowych w pewnych częściach kraju. Świadczy o tym duże odchylenie krzywej od linii równomiernego podziału (przekątnej kwadratu). Ponadto z wykresu odczytujemy, iż:

- 50% mocy zainstalowanej elektrowni wiatrowych w Polsce znajduje się na obszarze 18 powiatów, zajmujących około 6% powierzchni kraju,
- około 95% zainstalowanej mocy znajduje się na obszarze 96 powiatów, zajmujących 30% powierzchni kraju.

W celu uzyskania liczbowej miary koncentracji obliczono również współczynnik lokalizacji, który wynosi: $W_k = 0,81$. Tak wysoka wartość współczynnika potwierdza silną koncentrację badanego zjawiska.



Rys. 3. Krzywa koncentracji Lorenza

5. WNIOSKI

Rozwój przestrzenny energetyki wiatrowej na terenie Polski jest nierównomierny. Wpływają na to określone czynniki lokalizacji. Aby planowana inwestycja została zakończona powodzeniem, należy wziąć pod uwagę zarówno uwarunkowania prawne, środowiskowe jak i społeczne występujące na danym terenie. Każdy z czynników lokalizacji jest istotny. Ich korelacja determinuje powstawanie obszarów szczególnie sprzyjających rozwojowi energetyki wiatrowej, obszarów o przeciętnych utrudnieniach lokalizacyjnych oraz obszarów wyłączonych spod lokalizacji tego typu inwestycji. Z badań wynika, iż uwarunkowania te mają zarówno charakter regionalny jak i lokalny. W skali regionalnej w południowo-wschodniej części kraju czynniki lokalizacji są wybitnie niekorzystne, gdyż inwestycji z zakresu elektrowni wiatrowych jest bardzo niewiele. Środkową część kraju należy uznać za korzystną, natomiast wybrzeże Morza Bałtyckiego za wybitnie korzystną. W każdej części Polski bardzo widoczne są uwarunkowania lo-

kalne, charakteryzujące się bardzo dużymi dysproporcjami w mocy zainstalowanej pomiędzy sąsiadującymi powiatami. Związane jest to z występowaniem opisanych czynników lokalizacji determinujących koncentrację przestrzenną, a tym samym nierównomierne rozmieszczenie elektrowni wiatrowych - co potwierdza postawioną we wstępie hipotezę badawczą.

Z analiz wynika, iż ze względu na określone czynniki lokalizacyjne, następować będzie pogłębianie dysproporcji w wielkoskalowe inwestycje między obszarami wybitnie korzystnymi, a obszarami na których występują bariery lokalizacyjne dla rozwoju energetyki wiatrowej.

LITERATURA

- [1] BANAK M.J., *Lokalizacja elektrowni wiatrowych – uwarunkowania środowiskowe i prawne*, Człowiek i środowisko, 2010, Vol. 34, No. 3–4, 117–128.
- [2] Biuro planowania przestrzennego w Lublinie, *Wojewódzki program rozwoju alternatywnych źródeł energii dla Województwa Lubelskiego*, Lublin 2006.
- [3] CHAN Z., BLAABJERG F., *Wind farm – A power source in future powers system*, Renewable and Sustainable Energy Reviews, Vol. 13, No. 6–7, 1288–1300.
- [4] CIESZOWSKI Z., POLAK E., GIRCZUK J., ALEKSANDROWICZ D., DMOWSKA E., OLESZCZUK D., BORKOWSKA A., *Rozwój energetyki opartej na źródłach odnawialnych w województwie mazowieckim – stan i wyzwania*, seria MAZOWSZE. Analizy i Studia 2015, Vol. 44, No. 3, Mazowieckie Biuro Planowania Regionalnego w Warszawie, Warszawa 2015.
- [5] Główny Urząd Statystyczny, *Energia ze źródeł odnawialnych w 2014 roku*, Warszawa 2015.
- [6] Główny Urząd Statystyczny, *Powierzchnia i ludność w przekroju terytorialnym w 2015 r.*, Warszawa 2015.
- [7] GNATOWSKA R., *Formalno-prawne aspekty rozwoju odnawialnych źródeł energii*, Polityka Energetyczna, 2009, Vol. 12, No. 2/2, 131–143.
- [8] HASS R., PANZER C., RESCH G., RAGWITZ M., REECE G., HELD A., *A historical review of promotion strategies for electricity from renewable energy sources in EU countries*, Renewable and Sustainable Energy Reviews, 2011, Vol. 15, No. 2, 1004–1033.
- [9] Kujawsko-Pomorskie Biuro Planowania Przestrzennego i Regionalnego we Włocławku, *Województwo Kujawsko-Pomorskie – zasoby i możliwości wykorzystania odnawialnych źródeł energii*, Włocławek, 2012.
- [10] LORENC H., *Zasoby wiatru w Polsce*, Materiały badawcze. Seria Meteorologia, 1992, Vol. 18, 1–54.
- [11] MICHALIK P., *Ocena zasobów energii wiatru na potrzeby malej energetyki wiatrowej*, Elektrotechnika i Elektronika, 2009, Vol. 28, No. 1–2, 14–19.
- [12] MUSIAŁKIEWICZ Ł., GRZEJSZCZAK P., SKOCZEK S., KOSIARSKI K., MICHALCZYK P., MICHALAK K., *Raport o rynku energii elektrycznej i gazu ziemnego w Polsce w 2014 r.*, RWE Polska, Wyd. Mediapolis., 2014.
- [13] Polskie Sieci Elektroenergetyczne S.A., *Raport Roczny 2013*, [http://www.pse.pl/].
- [14] RUNGE J., *Metody badań w geografii społeczno-ekonomicznej – elementy metodologii, wybrane narzędzia badawcze*, Wydawnictwo Uniwersytetu Śląskiego, Katowice 2007.
- [15] SOWIŃSKI J., PYDYCH T., TOMASZEWSKI R., WACHTARCZYK A., *Produkcja energii elektrycznej i ciepła z odnawialnych nośników w warunkach ryzyka*, Rynek Energii, 2015, Vol. 117, No. 2.

- [16] STOLIŃSKA B., *Czynniki lokalizacji elektrowni wiatrowych*, Świat Nieruchomości, 2014, Vol. 88, No. 2, 27–31.
- [17] TPA Horwath, *Raport: Energetyka wiatrowa w Polsce 2015*, [www.tpa-horwath.pl].
- [18] WIŚNIEWSKI G. (red.), *Określenie potencjału energetycznego regionów Polski w zakresie odnawialnych źródeł energii – wnioski dla Regionalnych Programów Operacyjnych na okres programowania 2014-2020*, Instytut Energetyki Odnawialnej, Ministerstwo Rozwoju Regionalnego, Warszawa 2011.
- [19] WIŚNIEWSKI G., MICHAŁOWSKA-KNAP K., KOĆ S., *Energetyka wiatrowa – stan aktualny i perspektywy rozwoju w Polsce*, Instytut Energetyki Odnawialnej, Warszawa 2012.
- [20] www.ure.gov.pl.

LOCATION FACTORS AND SPATIAL DISTRIBUTION OF WIND POWER GENERATION IN POLAND

The article identifies factors influencing location of investments in wind energy. It presents the results of the research on the wind power plants energy territorial distribution in Poland. It has been proven that the development of this type of installation takes place in a dynamic but territorially uneven way. On the grounds of the identified factors and territorial distribution of the wind power plants has been indicated the influence of the location at the regional and local level. Wind power thrives on the Baltic coast, in the central part of the country conditions are favorable, while on the south and on the east appear barriers deriving from location. Moreover, in each of these regions has been noticed the imbalance of the installed plants power between neighboring districts. All the mentioned factors have been causing the substantial territorial concentration of the investments in wind energy.

Bartosz KAŻMIERCZAK, Katarzyna WARTALSKA, Monika NOWAKOWSKA*

PORÓWNANIE METOD WYMIAROWANIA ZBIORNIKÓW RETENCYJNYCH W WARUNKACH HYDROLOGICZNYCH WROCŁAWIA

W pracy analizowano przydatność metod do wymiarowania przelewowych zbiorników retencyjnych ścieków deszczowych, tj. dotychczasową metodę analityczną (wykorzystującą wzór Błaszczyka na natężenie jednostkowe opadów), nową metodę analityczną wymiarowania zbiorników (bazującą na współczesnych modelach opadów maksymalnych), oraz metodę wskaźnikową (wg wytycznej DWA-A 117). Dla przykładowej zlewni deszczowej miasta Wrocławia, wykonano obliczenia objętości użytkowej zbiornika, przy wykorzystaniu każdej metody. Uzyskane wyniki potwierdzają zaniżenie niezbędnej objętości użytkowej zbiornika w przypadku zastosowania modelu Błaszczyka do obliczeń miarodajnych strumieni ścieków. Wykazana została również przydatność nowej, uogólnionej metodyki do obliczania objętości czynnej zbiorników przelewowych, jako dającej zgodne wyniki z metodą przedstawioną w DWA-A 117, która jest uznawana za bezpieczną metodę wymiarowania zbiorników retencyjnych.

1. WSTĘP

Systematyczne ocieplanie się klimatu, obserwowane zwłaszcza w ostatnich dziesięcioleciach, skutkować będzie zwiększeniem prawdopodobieństwa wystąpienia ekstremalnych zjawisk opadowych, co przełoży się na częstsze występowanie tzw. powodzi miejskich, a tym samym na większe straty ekonomiczne. Już obecnie można zaobserwować zwiększenie liczby deszczowych dni w roku oraz intensywności opadów [11, 13]. Istnieje więc konieczność uwzględnienia tych zmian klimatycznych podczas projektowania i wymiarowania systemów kanalizacyjnych.

* Politechnika Wrocławska, Wydział Inżynierii Środowiska, Katedra Wodociągów i Kanalizacji, pl. Grunwaldzki 9, 50–377 Wrocław, bartosz.kazmierczak@pwr.edu.pl.

Bezpieczne projektowanie systemów kanalizacyjnych ma na celu zapewnienie odpowiedniego standardu odwodnienia terenu, definiowanego jako przystosowanie systemu do przyjęcia prognozowanych – maksymalnych strumieni wód opadowych z częstością równą dopuszczalnej częstości wystąpienia wylania na powierzchnię terenu [15]. Obecna norma europejska PN-EN 752:2008 [22] ogranicza częstość wylewów z kanalizacji do „akceptowalnych społecznie” rzadkich powtarzalności ich występowania: od raz na 10 do raz na 50 lat, zależnie od rodzaju zagospodarowania przestrzennego (tabela 1).

Tabela 1. Zalecane częstości projektowe deszczu i dopuszczalne częstości wystąpienia wylania wg PN-EN 752:2008

Rodzaj zagospodarowania terenu	Częstość deszczu obliczeniowego [1 raz na C lat]	Częstość wystąpienia wylania [1 raz na C lat]
Tereny wiejskie	1 na 1	1 na 10
Tereny mieszkaniowe	1 na 2	1 na 20
Centra miast, tereny usług i przemysłu	1 na 5	1 na 30
Podziemne obiekty komunikacyjne, przejścia i przejazdy pod ulicami, itp.	1 na 10	1 na 50

Sieci kanalizacyjne projektuje się na perspektywę minimum 50–100 lat. Wykorzystywane są różne metody bilansowania strumieni wód opadowych, a wybór właściwej z nich jest gwarancją zaprojektowania kanałów o dostatecznej przepustowości, a w przypadku zbiorników retencyjnych - o odpowiedniej objętości użytkowej.

Zbiorniki retencyjne stanowią ważny element zarówno modernizowanych, jak i nowo-projektowanych systemów kanalizacyjnych, pełniąc rolę regulacyjno-redukcyjną strumieni ścieków. Ze względu na ich konstrukcję oraz zasadę działania, wyróżnia się dwie grupy grawitacyjnych zbiorników retencyjnych ścieków deszczowych [15]:

- przepływowe –zwykle jednokomorowe (klasyczne), z reguły budowane jako odkryte,
- przelewowe –wielokomorowe (nowej generacji), zwykle podziemne.

Wybór konstrukcji zbiornika uzależniony powinien być od analizy techniczno-ekonomicznej wariantów rozwiązań technicznych dla miejscowych uwarunkowań terenowych [18]. Zbiorniki przelewowe działają równomiernie, przez co cechują się mniejszą wymaganą objętością użytkową (o ok. 30%) w stosunku do zbiorników przepływowych [7].

W pracy poddano analizie porównawczej wyniki obliczeń objętości użytkowej przelewowego zbiornika retencyjnego ścieków deszczowych, zwymiarowanego trzema metodami, a mianowicie: dotychczasową, analityczną metodą opracowaną przez Dziopaką [7, 8], w której stosowany był wzór Błaszczyka na jednostkowe natężenie opadu, nową uogólnioną metodą z wykorzystaniem modelu opadów maksymalnych, oraz niemiecką metodą wskaźnikową – wg DWA-A 117:2006 [6]. Porównań obliczanych objętości użytkowych zbiornika dokonano dla przykładowej zlewni deszczowej w warunkach hydrologicznych Wrocławia.

2. METODY WYMIAROWANIA SYSTEMÓW ODWODNIEŃ TERENÓW

Do wymiarowania kanalizacji (deszczowej i ogólnospławnej) w Polsce stosowano w przeszłości najczęściej metodę stałych natężeń (MSN - dla zlewni do 50 ha) lub metodę granicznych natężeń (MGN). Każda z metod wykorzystywała fizyczny wzór W. Błaszczyka, oparty na opadach zarejestrowanych w Warszawie w latach 1837÷1891 i 1914÷1925, o postaci (1), podanej w pracy [1] z 1954 roku:

$$q = 6,67C^{1/3}H^{2/3}t_d^{-2/3} \quad (1)$$

gdzie:

- q – jednostkowe natężenie opadu deszczu, $\text{dm}^3/(\text{s}\cdot\text{ha})$,
- C – częstość deszczu o natężeniu q z przewyższeniem, lata,
- H – wysokość opadu normalnego (średniego z wielolecia), mm,
- t_d – czas trwania deszczu, min.

Wzór Błaszczyka (1) zaniża obecne wartości jednostkowych natężeń deszczu o około 40%, co wykazano m.in. w pracy [16], na przykładzie opadów zarejestrowanych we Wrocławiu w latach 1960–2009. Ponadto strumień spływu wód opadowych jest dodatkowo zaniżany w wyniku założeń wyjściowych w dotychczas stosowanych metodach obliczeniowych (MSN, MGN), odnośnie czasów retencji kanałowej i terenowej, w stosunku do innych metod czasu przepływu stosowanych w Europie (o podobnych jak w Polsce warunkach klimatycznych). Powoduje to częstsze wylewy z kanałów niż dopuszczalne aktualnie obowiązującą normą PN-EN 752:2008 (tabela 1), co wykazano m. in. w pracach [14, 15, 17].

Obecnie do wymiarowania systemów odwodnień terenów zalecana jest tzw. metoda maksymalnych natężeń (MMN), z wykorzystaniem współczesnych modeli opadów maksymalnych [15]. Stosować można zarówno modele probabilistyczne, jak np. model Bogdanowicz-Stachy o ogólnopolskim zasięgu [4] (który powstał na podstawie pomiarów deszczu na 20 stacjach IMGW w latach 1960–1990), jak i modele fizyczne opadów maksymalnych, np. wzór fizyczny dla stacji IMGW Wrocław-Strachowice (oparty na pomiarach deszczu w okresie 1960–2009) – o uproszczonej postaci ($q = f(C, t_d)$), analogicznej do wzoru Błaszczyka [16]:

$$q_{\max} = 1667(-11,93C^{-0,218} + 17,0) t_d^{-0,725} \quad (2)$$

gdzie:

- q_{\max} – jednostkowe (maksymalne) natężenie opadu deszczu, $\text{dm}^3/(\text{s}\cdot\text{ha})$,
- C – częstość występowania opadu (z przewyższeniem): $C \in [1; 100]$ lat,
- t_d – czas trwania deszczu: $t_d \in [5; 4320]$ min.

Miarodajny do wymiarowania sieci kanalizacyjnych i obiektów specjalnych (np. zbiorników retencyjnych) strumień Q ścieków opadowych (w dm^3/s), wg metody maksymalnych natężeń (MMN), oblicza się ze wzoru [15]:

$$Q = q_{\max} \psi_s F = q_{\max} F_{zr} \quad (3)$$

gdzie:

q_{\max} – jednostkowe (maksymalne) natężenie deszczu o czasie trwania (t_d) równym czasowi przepływu ścieków (t_p) w kanale, $\text{dm}^3/(\text{s} \cdot \text{ha})$,

ψ_s – szczytowy (maksymalny) współczynnik spływu, zależny od stopnia uszczelnienia terenu, spadków powierzchni i częstości (C) opadu, – ,

F – powierzchnia zlewni deszczowej, ha,

F_{zr} – zredukowana (szczelna) powierzchnia zlewni deszczowej, ha.

3. METODYKI ANALITYCZNEGO WYMIAROWANIA ZBIORNIKÓW RETENCYJNYCH W POLSCE

Zbiorniki retencyjne budowane są głównie w celu zabezpieczenia sieci kanalizacyjnych przez przeciążeniem hydraulicznym, w tym ochrony przed wylewami z kanałów i w efekcie podtopieniami terenów [3, 5, 12, 15] oraz do ochrony wód odbiornika przed nadmiernym zanieczyszczeniem [25, 26].

Głównym parametrem eksploatacyjnym zbiornika retencyjnego ścieków deszczowych jest współczynnik redukcji strumieni β , określane ze wzoru:

$$\beta = Q_o / Q_{dm} \quad (4)$$

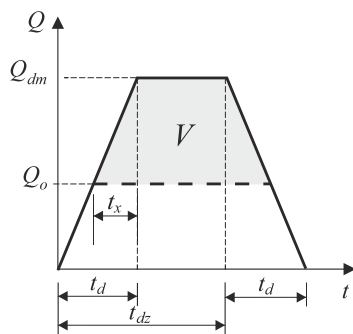
gdzie:

Q_o – strumień objętości ścieków odpływających ze zbiornika, m^3/s ,

Q_{dm} – miarodajny strumień objętości ścieków dopływających do zbiornika, m^3/s .

Odnosnie zbiorników przelewowych, dotychczasową podstawą określenia ich objętości czynnej był modelowy hydrogram dopływu ścieków deszczowych Q_{dm} – obliczany z zastosowaniem wzoru W. Błaszczyka (1), oraz hydrogram odpływu o stałej wartości Q_o ($\beta = \text{idem}$). Wymaganą objętość komory retencyjnej zbiornika (V) określano analitycznie, całkując bryłę wykresu (pole trapezu) na rysunku 1 [7, 19]:

$$V = 60(t_{dz} - t_d + t_x)(Q_{dm} - Q_o) \quad (5)$$



Rys. 1. Modelowe hydrogramy dopływu i odpływu oraz objętości (V) akumulacji ścieków deszczowych dla zbiornika przepływowego

Interwał czasu t_x , określający początek akumulacji ścieków w komorze retencyjnej, wyznaczano z zasady przystawania trójkątów:

$$\frac{t_x}{Q_{dm} - Q_o} = \frac{t_d}{Q_{dm}} \Rightarrow t_x = \frac{Q_{dm} - Q_o}{Q_{dm}} t_d = \left(1 - \frac{Q_o}{Q_{dm}}\right) t_d \quad (6)$$

Po wstawieniu za t_x zależność (6) do wzoru (5) otrzymuje się:

$$V = 60 \left(t_{dz} - \frac{Q_o}{Q_{dm}} t_d \right) (Q_{dm} - Q_o) \quad (7)$$

W dotychczasowej metodyce wymiarowania przelewowych zbiorników retencyjnych, opracowanej przez Dziopaka [7], wykorzystywano wzór Błaszczyka (1) o dogodnej analitycznie postaci:

$$q = \frac{A(C, H)}{t_d^{2/3}} \quad (8)$$

w której stała $A(C, H) = 6,67 C^{1/3} H^{2/3}$. Stąd w MGN miarodajny strumień objętości ścieków Q_{dm} zapisywany był jako:

$$Q_{dm} = \frac{6,67 \sqrt[3]{C H^2} \psi F}{t_d^{2/3} 1000} = q F_{zr} / 1000 \quad (9)$$

Wyjściowe równanie bilansu (7) daje się sprowadzić (po odpowiednich przekształceniach) do postaci kanonicznej równania drugiego stopnia, którego rozwiązaniem dla

miarodajnego czasu trwania deszczu do wymiarowania objętości zbiornika $t_d = t_{dz}$, jest pierwiastek [19]:

$$t_{dz} = \left[\frac{K_1}{\sqrt{K_2^2 + 3K_1Q_o} - K_2} \right]^3 \quad (10)$$

dla stałych:

$$K_1 = 6,67\sqrt[3]{C H^2 \psi} F/1000 \text{ oraz } K_2 = Q_o^2 t_d / K_1$$

Do wyznaczenia objętości czynnej zbiorników retencyjnych stosowano także inne metody analityczne (np. Mołokowa [2], Annena i Londonga [10]) oraz metody wskaźnikowe (m.in. P. Błaszczyka [23, 24], Mrowca [21]).

W pracy zaprezentowano nową, uogólnioną metodę analitycznego obliczania objętości czynnej zbiorników przelewowych. Podstawą jest tutaj również modelowy hydrogram dopływu ścieków deszczowych do zbiornika Q_{dm} (obliczany z nowych modeli opadów maksymalnych wg MMN) oraz modelowy hydrogram odpływu ścieków Q_o – przy stałym współczynniku redukcji strumieni $\beta = \text{idem}$ (rysunek 1).

Miarodajny strumień objętości dopływu ścieków do zbiornika $Q_{dm} = Q_{dz}$, podczas miarodajnego dla zbiornika opadu deszczowego o natężeniu $q = q_{dz}$, o częstości występowania C i czasie trwania t_{dz} oraz spływu wód deszczowych (z określonej powierzchni zlewni F o współczynniku spływu ψ_s), określić można z uniwersalnego równania hiperboli:

$$q_{dz} = \frac{A(C)}{t_{dz}^m} \quad (11)$$

a stąd:

$$Q_{dz} = \frac{A(C)}{t_{dz}^m} \frac{1}{1000} F \psi_s = q_{dz} F_x / 1000 \quad (12)$$

przy czym stałe $A(C)$ i m należy wyznaczyć na drodze aproksymacji dla konkretnej miejscowości, na podstawie opracowań statystycznych opadów (metodyka ich tworzenia przedstawiona jest m.in. w [15, 16]).

Wymaganą objętość czynną zbiornika przelewowego (V) określić można z równania wyjściowego bilansu:

$$V = 60 \left(t_{dz} - \frac{Q_o}{Q_{dz}} t_d \right) (Q_{dz} - Q_o) \quad (13)$$

Wprowadzając stałą pomocniczą K_1 :

$$K_1 = \frac{A(C)F_x}{1000} \quad (14)$$

i podstawiając ją do wzoru (13), przyjmie on postać:

$$V = 60 \left(K_1 t_{dz}^{1-m} - Q_o t_{dz} - Q_o t_d + \frac{Q_o^2 t_d t_{dz}^m}{K_1} \right) \quad (15)$$

Oznaczając drugą stałą K_2 , jako:

$$K_2 = \frac{Q_o^2 t_d}{K_1} \quad (16)$$

wzór (15) otrzyma uogólnioną postać analityczną:

$$V(t_{dz}) = 60 \left(K_1 t_{dz}^{1-m} - Q_o t_{dz} - Q_o t_d + K_2 t_{dz}^m \right) \quad (17)$$

W celu wyznaczenia wartości t_{dz} , dla której funkcja (17) przyjmuje wartość ekstremalną, rozwiązać należy następujące równania:

$$\frac{dV}{dt_{dz}} = 60 \left((1-m) K_1 t_{dz}^{-m} - Q_o + m K_2 t_{dz}^{m-1} \right) = 0 \quad (18)$$

$$(1-m) K_1 t_{dz}^{-m} + m K_2 t_{dz}^{m-1} - Q_o = 0 \quad (19)$$

Wprowadzając zastępczą niewiadomą X :

$$X = t_{dz}^{m-1} \quad (20)$$

oraz oznaczając dwie kolejne stałe: $K_3 = (1-m)K_1$ oraz $K_4 = mK_2$, równanie (20) zapisać można jako:

$$K_3 X^{m/(1-m)} + K_4 X - Q_o = 0 \quad (21)$$

Równanie (21) należy rozwiązać numerycznie, ale szczególne jego przypadki można rozwiązać analitycznie (np. dla $m = 2/3$ – jak w modelu Błaszczyka (1) [19]). Po rozwiązaniu równania (21), możliwe jest obliczenie miarodajnego czasu trwania deszczu t_{dz} dla zbiornika:

$$t_{dz} = X^{\frac{1}{m-1}} \quad (22)$$

4. METODYKA WYMIAROWANIA ZBIORNIKÓW RETENCYJNYCH W NIEMCZECH

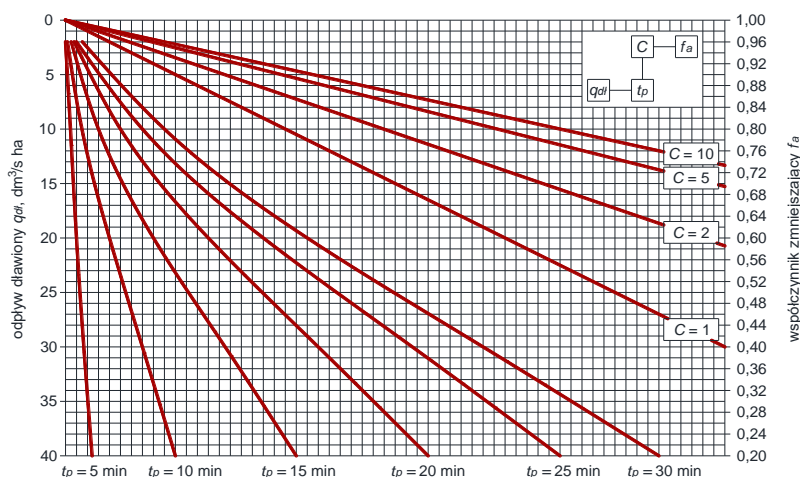
Wytyczne techniczne DWA-117:2006 [6], wprowadzone w Niemczech, przedstawiają obecnie dwie metody wymiarowania zbiorników retencyjnych, a ich wybór uzależniają przede wszystkim od wielkości powierzchni zlewni skanalizowanej oraz czasu przepływu w analizowanej sieci. W niniejszej pracy znajduje zastosowanie tzw. metoda wskaźnikowa wg wytycznej DWA-A 117, która powstała w wyniku statystycznego uogólnienia szeregów czasowych opadów z 10 różnych miast niemieckich, z uwzględnieniem ryzyka przewyższenia obliczanej objętości zbiornika w zakresie częstości opadów $C \in [1; 10]$ lat (na podstawie metodologii zawartej w pracy [9]). Jest to metoda nadająca się do wyznaczania objętości użytkowej zbiornika retencyjnego dla małych zlewni (do 200 ha) oraz dla krótkich czasów przepływu w sieci (do 30 minut) [20]. Zgodnie z tą metodyką, objętość użytkowa V_u (w m^3) zbiornika z dławionym odpływem może być obliczona ze wzoru [6, 15]:

$$V_u = V_j \cdot F_{zr} = 0,06 [q_{\max}(t) - q_{dt}] \cdot t_d \cdot f_a \cdot f_z \cdot F_{zr} \quad (23)$$

gdzie:

- V_j – wskaźnik jednostkowej objętości retencyjnej zbiornika – odniesiony do zredukowanej powierzchni F_{zr} (ha) zlewni, $dm^3/(s \cdot ha)$,
- $q_{\max}(t)$ – maksymalne jednostkowe natężenie deszczu o czasie trwania t_d (minut) i częstości występowania C (lat), $dm^3/(s \cdot ha)$,
- q_{dt} – jednostkowy dławiony odpływ ze zbiornika, $dm^3/(s \cdot ha)$,
- f_a – współczynnik opóźnienia (redukcji), zależny od czasu przepływu w sieci t_p (minut) i częstości występowania deszczu C (lat): $f_a \leq 1$,
- f_z – współczynnik ryzyka przewyższenia obliczanej objętości: $f_z \in [1,1; 1,2]$, –.

Wartość współczynnika redukcji f_a , dla zakresu jednostkowego dławionego odpływu $q_o \in [2; 40] dm^3/(s \cdot ha)$, czasu przepływu $t_p \in [5; 30]$ min oraz częstości występowania deszczu $C \in [1; 10]$ lat określa się z rysunku 2, wg [6].

Rys. 2. Nomogram do odczytu wartości współczynnika redukcyjnego f_a

Zalecaną obecnie [20], bezpieczną wartością współczynnika ryzyka przewyższenia obliczanej objętości zbiornika jest przyjęcie $f_z = 1,2$.

5. PORÓWNANIE WYNIKÓW OBLICZEŃ OBJĘTOŚCI UŻYTKOWEJ ZBIORNIKA

W celu porównania obliczanych objętości użytkowej przelewowego zbiornika retencyjnego ścieków deszczowych, uzyskanych przy pomocy metody wskaźnikowej (wg DWA-A 117), względem polskich metod analitycznych, tj.: metodyki Dziopaka – przy wykorzystaniu dotychczas stosowanego modelu opadów Błaszczyka oraz nowej, uogólnionej metody analitycznej – z modelem opadów maksymalnych dla Wrocławia, wykonano obliczenia dla rzeczywistej zlewni ścieków deszczowych w warunkach hydrologicznych miasta Wrocławia. Zlewnia ma powierzchnię zredukowaną $F_{zr} = 8,42$ ha. Czas przepływu w sieci kanalizacyjnej (przed zbiornikiem) wynosi $t_p = 10$ minut, a dyspozycyjna przepustowość istniejącego kolektora $Q_o = Q_{dl} = 200$ dm³/s. Stąd wartość jednostkowego dławionego odpływu ze zbiornika wyniesie: $q_{dl} = Q_{dl} / F_{zr} = 200/8,42 = 23,7$ dm³/(s·ha).

W pierwszej kolejności wykonano obliczenia z wykorzystaniem metodyki niemieckiej. Niezbędną do obliczeń objętości retencyjnej zbiornika przelewowego częstość deszczu obliczeniowego przyjęto jako równą $C = 5$ lat, natomiast czas trwania deszczu t założono jako równy czasowi przepływu ($t_d = t_p = 10$ minut). Do obliczeń przyjęto ponadto: współczynnik redukcyjny $f_a = 0,97$ (odczytany z rys. 2) oraz współczynnik ryzyka przewyższenia obliczanej objętości $f_z = 1,20$.

Natężenie jednostkowe deszczu obliczono z uproszczonego fizykalnego modelu opadów maksymalnych dla Wrocławia, postaci (2). Wyniki obliczeń objętości retencyjnej zbiornika zestawiono w tabeli 2.

Tabela 2. Wyniki obliczeń objętości użytkowej zbiornika retencyjnego obliczonej wg DWA-A 117

Czas trwania opadu t_d [min]	Natężenie deszczu q_{\max} [$\text{dm}^3/(\text{s}\cdot\text{ha})$] wg wzoru (2)	Jednostkowy dławiony odpływ q_{d1} [$\text{dm}^3/(\text{s}\cdot\text{ha})$]	Różnica: $q_{\max}-q_{d1}$ [$\text{dm}^3/(\text{s}\cdot\text{ha})$]	Jednostkowa objętość zbiornika V_j [m^3/ha (F_{zr})]	Objętość użytkowa zbiornika V_u [m^3]	Uwagi
10	270,1	23,7	246,4	172,1	1449	
15	201,3	23,7	177,6	186,1	1567	
30	121,8	23,7	98,1	205,5	1730	
45	90,8	23,7	67,1	210,9	1776	maksimum
60	73,7	23,7	50,0	209,5	1764	
90	54,9	23,7	31,2	196,1	1651	

Uzyskane wyniki obliczeń wg metody wskaźnikowej DWA-A 117 pozwoliły na ustalenie maksymalnej wymaganej objętości użytkowej zbiornika retencyjnego, jako równej około 1780 m^3 (tabela 2).

Następnie obliczenia niezbędnej pojemności retencyjnej zbiornika przeprowadzono przy wykorzystaniu polskich metod analitycznych. Do obliczenia miarodajnego strumienia objętości ścieków dopływających do zbiornika, w przypadku dotychczasowej metody wymiarowania przyjęto model opadów Błaszczyka (1) ($m = 2/3$; $A(C) = 6,67C^{1/3}H^{2/3}$), natomiast w przypadku nowej – uogólnionej metodyki – model opadów maksymalnych dla Wrocławia (2) ($m = 0,725$; $A(C) = 166,7(-11,93C^{-0,218} + 17,0)$).

W przypadku modelu (1) przyjęto opad roczny H w wysokości 590 mm, jak dla warunków hydrologicznych Wrocławia. Z uwagi na świadomość zaniżania wyników obliczeń jednostkowych natężeń opadów przez wzór Błaszczyka, w celach porównawczych obliczenia przeprowadzono zarówno dla częstości deszczu obliczeniowego $C = 5$ lat jak i dla $C = 10$ lat (wg zaleceń [15]). Miarodajny strumień objętości ścieków, dla czasu trwania deszczu $t_d = t_p = 10$ minut oraz częstości deszczu obliczeniowego $C = 5$ lat, wynosi $Q_{dm} = 1446 \text{ dm}^3/\text{s}$, stąd współczynnik redukcji przepływu dla tej wartości Q_{dm} wyniesie:

$$\beta = Q_{d1} / Q_{dm} = 200/1446 = 0,14$$

Analogicznie, dla częstości $C = 10$ lat, miarodajny strumień ścieków dopływających do zbiornika wynosi $Q_{dm} = 1821 \text{ dm}^3/\text{s}$, co przekłada się na współczynnik redukcji β równy około 0,11.

Obliczony wg modelu (2) strumień objętości ścieków (dla czasu trwania opadu $t_d = t_p = 10$ minut oraz częstości $C = 5$ lat) Q_{dm} wyniósł $2275 \text{ dm}^3/\text{s}$. Obliczony dla tego strumienia Q_{dm} współczynnik redukcji przepływów β wyniósł około 0,09.

W celu umożliwienia porównania wyników obliczeń objętości retencyjnej zbiornika - uzyskanych różnymi metodami (niemiecką i dwoma polskimi), dla przypadku wykorzystania modelu Błaszczyka oraz modelu opadów maksymalnych dla Wrocławia, zastosowano współczynnik bezpieczeństwa, zwiększający obliczoną objętość zbiornika tymi metodami - analogicznie do współczynnika ryzyka przewyższenia obliczanej objętości (wg metody DWA-A 117), o wartości 1,20.

Dla przejrzystości wyników analiz przyjęto jednakową częstość deszczu zarówno dla kanału dopływowego, jak i zbiornika retencyjnego ($C = C_z$), a także założono równość współczynników spływu ($\psi = \psi_s$) w MGN i MMN - bilansowania strumieni Q_{dm} .

Wyniki obliczonych objętości użytkowych zbiornika retencyjnego przy pomocy analizowanych metod, dla podanych częstości C wystąpienia opadu oraz czasu trwania opadu $t_d = t_p = 10$ minut, przedstawiono w tabeli 3. Ponadto zestawiono uzyskane dla każdej z metod współczynniki redukcji przepływów β oraz czas trwania deszczu dla zbiornika t_{dz} .

Tabela 3. Porównanie objętości użytkowych zbiornika retencyjnego obliczanych analizowanymi w pracy metodami

Metodyka obliczeń	Częstość opadu C [lata]	Współczynnik redukcji strumieni β	Czas trwania deszczu t_{dz} [min]	Objętość użytkowa zbiornika V_u [m^3]	Stosunek objętości zbiornika w stosunku do metodyki DWA-A 117 $V_u/V_{u \text{ DWA-A117}}$
1	2	3	4	5	6
Dotychczasowa metodyka - z modelem opadów Błaszczyka (1)	5	0,14	40	974	0,55
	10	0,11	56	1426	0,80
Nowa metodyka - z modelem (2)	5	0,09	50	1708	0,96
Metodyka wg DWA-A117 - z modelem (2)	5	0,14	45	1776	1,00

Wyniki ilościowych porównań obliczanych – względnych objętości zbiornika $V_u/V_{u \text{ DWA-A117}}$, podane w kolumnie 6 w tabeli 3, wskazują jednoznacznie na silne zaniżenie objętości użytkowej V_u zbiornika w przypadku zastosowania dotychczas stosowanego modelu Błaszczyka (1), w stosunku do modelu opadów maksymalnych dla Wrocławia (2), będącego obecnie miarodajnym do wymiarowania sieci i obiektów kanalizacyjnych. Wielkość względnego niedoszacowania objętości $V_u/V_{u \text{ DWA-A117}}$ jest różna w zależności od częstości opadu C oraz współczynnika redukcji strumieni β . Zastosowanie modelu opadów Błaszczyka powoduje zaniżenie wymaganej objętości zbiornika sięgające nawet 45% - dla częstości opadu $C = 5$ lat. Obliczenia sprawdzające

dla $C = 10$ lat (wg zaleceń [15]) również wykazały niedoszacowanie wymaganej objętości użytkowej, ale już tylko o 20%.

Natomiast obliczenia wymaganej objętości czynnej zbiornika nową, uogólnioną metodą – przy zastosowaniu modelu (2), są porównywalne z wynikami uzyskanymi metodą wskaźnikową – wg DWA-A 117. Różnica $V_u/V_{uDWA-A117}$ wynosi 4% - co mieści się w klasie dokładności opisu opadów i metod wymiarowania zbiorników. Potwierdza to konieczność zastąpienia wzoru Błaszczyka przy wymiarowaniu systemów kanalizacyjnych w Polsce współczesnymi modelami opadów maksymalnych, co jest postulowane m.in. w pracach [14, 15, 16].

6. PODSUMOWANIE I WNIOSKI KOŃCOWE

Zbiorniki retencyjne są coraz częściej stosowane jako zabezpieczenie sieci kanalizacyjnych lub oczyszczalni ścieków przed przeciążeniem hydraulicznym, prowadzącym do wylewów z kanałów oraz podtopień terenów zurbanizowanych. Systematyczne ocieplanie się klimatu spowoduje prawdopodobnie zwiększenie liczby ekstremalnych zjawisk opadowych, co może prowadzić do coraz częściej występujących tzw. powodzi miejskich. Z uwagi na ten aspekt niezmiernie istotne jest prawidłowe wymiarowanie zbiorników retencyjnych, tak aby były one w stanie prawidłowo pełnić swoją funkcję również w przyszłości.

W pracy analizowano dotychczasową metodę wymiarowania przelewowych zbiorników retencyjnych, opierającą się na wzorze Błaszczyka na natężenie jednostkowe opadów. Przedstawiono też nową, uogólnioną metodykę do analitycznego obliczania objętości zbiorników przelewowych, opartą na fizykalnym modelu opadów maksymalnych dla Wrocławia, a także metodę wskaźnikową wg niemieckiej wytycznej DWA-A 117, zalecaną dla małych zlewni deszczowych.

Przeprowadzono porównawcze obliczenia dla przykładowej małej zlewni deszczowej w warunkach wrocławskich, z wykorzystaniem przedstawionych trzech metod wymiarowania przelewowego zbiornika retencyjnego. Uzyskane wyniki potwierdzają znaczne zaniżenie wymaganej objętości użytkowej zbiornika w przypadku zastosowania modelu Błaszczyka, jako podstawy do obliczeń miarodajnych strumieni ścieków. Jednocześnie stwierdzono dużą zgodność wyników obliczeń przeprowadzonych przy wykorzystaniu nowej, uogólnionej metodyki do analitycznego wymiarowania zbiorników przelewowych, z zastosowaniem modelu opadów maksymalnych dla Wrocławia, z wynikami uzyskanymi przy pomocy metody wskaźnikowej stosowanej w Niemczech, a uznanej za bezpieczną metodę określania objętości użytkowej zbiorników retencyjnych ścieków deszczowych [15]. Wykazano tym samym zasadność stosowania nowej metody analitycznej, jako dającej miarodajne wyniki wymiarowania.

W przypadku dużych zlewni kanalizacyjnych objętość użytkową zbiornika można ustalić jedynie na podstawie badań symulacyjnych, opartych na rzeczywistej charakterystyce hydrologicznej danej zlewni oraz charakterystyce hydraulicznej analizowanego systemu odwodnieniowego, uwzględniając zmiany w czasie zasięgu opadu oraz jego natężenia [15, 18].

Pracę zrealizowano w ramach tematu badawczego pt. „Zasady bezpiecznego projektowania i modernizacji systemów odwodnień terenów zurbanizowanych”, finansowanego ze środków Ministerstwa Nauki i Szkolnictwa Wyższego, w ramach działalności statutowej Wydziału Inżynierii Środowiska Politechniki Wrocławskiej w 2015 roku.

LITERATURA

- [1] BŁASZCZYK W., *Spyły deszczowe w sieci kanalizacyjnej*, GWiTS, 1954, No. 9, 262–271.
- [2] BŁASZCZYK W., ROMAN M., STAMATELLO H., *Kanalizacja*, Tom I. Wyd. Arkady, Warszawa 1974.
- [3] BOGACZ A., WOŹNICZKA P., BURSZTA-ADAMIAK E., KOLASIŃSKA K., *Metody zwiększenie retencji wodnej na terenach zurbanizowanych*. Przegląd Naukowy. Inżynieria i Kształtowanie Środowiska, 2013, Vol. 22 (1), No. 59, 27–35.
- [4] BOGDANOWICZ E., STACHY J., *Maksymalne opady deszczu w Polsce. Charakterystyki projektowe*. Materiały bad. Seria Hydrologia i Oceanologia nr 23. Wyd. IMiGW, Warszawa 1998.
- [5] BURSZTA-ADAMIAK E., *Analysis of stormwater retention on green roofs*, Archives of Environmental Protection, 2012, Vol. 38, No. 4, 3–13.
- [6] DWA-A 117: Bemessung von Regenrückhalteräumen. DVWK, Hennef 2006.
- [7] DZIOPAK J., *Analiza teoretyczna i modelowanie wielokomorowych zbiorników kanalizacyjnych*, Wyd. Politechniki Krakowskiej, Kraków 1992.
- [8] DZIOPAK J., *Modelowanie wielokomorowych zbiorników retencyjnych w kanalizacji*, Oficyna Wyd. Politechniki Rzeszowskiej, Rzeszów 2004.
- [9] HUNN V.: Nachweis und Bemessung von Regenrückhalteräumen in Siedlungsgebieten, Schriftenreihe für Stadtentwässerung und Gewässerschutz. Band 19. SuG-Verlag, Hannover 1999.
- [10] IMHOFF K., IMHOFF K. R., *Kanalizacja miast i oczyszczanie ścieków*, Poradnik. Wyd. Projprzem-EKO, Bydgoszcz 1996.
- [11] IPCC Climate Change: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part A: Global and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge University Press 2014.
- [12] KAŹMIERCZAK B., *Modelowanie matematyczne przelewu burzowego z cylindrycznym regulatorem wirowym odpływu*, Annual Set of Environment Protection, 2013, Vol. 15, 2158–2174.
- [13] KAŹMIERCZAK B., KOTOWSKI A., *The influence of precipitation intensity growth on the urban drainage systems designing*, Theoretical and Applied Climatology, 2014, Vol. 118, No. 1, 285–296.
- [14] KAŹMIERCZAK B., KOTOWSKI A., *Weryfikacja przepustowości kanalizacji deszczowej w modelowaniu hydrodynamicznym*, Oficyna Wyd. Politechniki Wrocławskiej, Wrocław 2012.
- [15] KOTOWSKI A., *Podstawy bezpiecznego wymiarowania odwodnień terenów (Wydanie II)*, Tom I – Sieci kanalizacyjne, Tom II – Obiekty specjalne, Wyd. Seidel-Przywecki, Warszawa 2015.
- [16] KOTOWSKI A., KAŹMIERCZAK B., DANCEWICZ A., *Modelowanie opadów do wymiarowania kanalizacji*, Wyd. KILiW PAN. Studia z zakresu Inżynierii nr 68, Warszawa 2010.

- [17] KOTOWSKI A., KAŻMIERCZAK B., NOWAKOWSKA M., *Analiza obciążenia systemu odwadniania terenu w przypadku prognozowanego zwiększenia częstości i intensywności deszczów z powodu zmian klimatycznych*, Ochrona Środowiska, 2013, Vol. 35, No. 1, 25–32.
- [18] KOTOWSKI A., KAŻMIERCZAK B., WARTALSKI A., *O projektowaniu i modelowaniu działania zbiornika retencyjnego ścieków deszczowych w warunkach hydrologicznych miasta Wrocławia*, GWiTS, 2015, No. 11, 403–410.
- [19] KOTOWSKI A., WARTALSKI J., WARTALSKI A., *Stosować przepływowe czy przelewowe zbiorniki retencyjne ścieków deszczowych?* GWiTS, 2009, No. 2, 18–22.
- [20] Merkblatt Nr. 4.3/9: Hinweise zur Anwendung des Arbeitsblattes DWA-A 117 „Bemessung von Regenrückhalteräumen“ vom April 2006. Bayerischen Landesamtes für Umwelt, 2012.
- [21] MROWIEC M., *Propozycja wymiarowania zbiorników retencyjnych odciążających hydraulicznie sieć kanalizacyjną*, VI Zjazd Kanalizatorów Polskich POLKAN'07, Łódź 6–7.12.2007. Monografie KIS PAN, Lublin 2007, Vol, 46, 153–162.
- [22] PN-EN 752:2008: Drain and sewer systems outside buildings. PKN, Warszawa 2008.
- [23] PRACA ZBIOROWA, *Zasady planowania i projektowania systemów kanalizacyjnych w aglomeracjach miejsko-przemysłowych i dużych miastach*, Wyd. IKŚ, Warszawa 1983.
- [24] TABERNACKI J., *Deszczowe zbiorniki retencyjne w kanalizacji*, Nowa Technika w Inż. Sanitarnej. Wodociągi i Kanalizacja, No. 11. Wyd. Arkady, Warszawa 1980.
- [25] ZAWILSKI M., BRZEZIŃSKA A., *Areal rainfall intensity distribution over an urban area and its effect on a combined sewerage system*, Urban Water Journal, 2013, Vol. 10, 1–11.
- [26] ZAWILSKI M., SAKSON G., *Ocena emisji zawiesin odprowadzanych kanalizacją deszczową z terenów zurbanizowanych*, Ochrona Środowiska, 2013, Vol. 35, No. 2, 33–40.

A COMPARISON OF METHODS FOR DIMENSIONING STORM WATER RESERVOIRS IN HYDROLOGICAL CONDITIONS OF THE CITY OF WROCLAW

The paper presents several methods of dimensioning overflow storm water reservoirs. Previous analytical method was analyzed, in which Błaszczyk's formula for the rainfall intensity is used. A new, generalized method of dimensioning storm water reservoirs was presented, that is based on current maximum precipitation models, and the simplified method of dimensioning according to the German guideline DWA-A 117. Calculations for mentioned methodologies were performed for the specific catchment of the city of Wrocław. Results obtained confirm that using Błaszczyk's formula lead to underestimation of the required reservoir volume. Likewise, the utility of the new, generalized method of estimating overflow storm water reservoirs volume was demonstrated, due to giving comparable results to that obtained with the use of the method from guideline DWA-A 117, considered as a safe methodology of dimensioning storage tanks.

Marcin KRZYŻANOWSKI, Andrzej TIUKAŁO*

ANALIZA WSKAŹNIKÓW MONITORINGU WDRAŻANIA PLANÓW ZARZĄDZANIA RYZYKIEM POWODZIOWYM

W ramach realizacji Dyrektywy Parlamentu Europejskiego i Rady w sprawie oceny ryzyka powodziowego i zarządzania nim Polska sporządziła: wstępną ocenę ryzyka powodziowego (WORP); mapy zagrożenia i ryzyka powodziowego (MZP, MRP); oraz plany zarządzania ryzykiem powodziowym (PZRP) dla obszarów dorzeczy i regionów wodnych. Nadrzędnym celem Dyrektywy Powodziowej jest ograniczenie potencjalnych negatywnych skutków powodzi dla życia i zdrowia ludzi, środowiska, dziedzictwa kulturowego oraz działalności gospodarczej. W artykule przedstawiono szczegółowe cele zarządzania ryzykiem powodziowym oraz katalog działań zapewniających ich realizację, przedstawiono również zestaw wskaźników służących monitorowaniu realizacji tych działań. Opisano metody wyznaczania wskaźników podając jednocześnie źródła danych wejściowych dla ich określenia. W pracy dokonano także analizy efektywności wskaźników oraz zaproponowano ich racjonalizację.

1. WSTĘP

Ekstremalne zjawiska powodziowe występujące na terytorium państw członkowskich Unii Europejskiej zmusiły społeczność międzynarodową do podjęcia starania o przygotowanie jednolitych wytycznych oraz ram postępowania dla zminimalizowania skutków powodzi. Dyrektywa Powodziowa [1] zobowiązuje państwa członkowskie do minimalizowania potencjalnie negatywnych skutków powodzi w czterech dziedzinach: życia i zdrowia ludzi, środowiska, dziedzictwa kulturowego oraz działalności gospodarczej. W pierwszym etapie realizacji Dyrektywy Powodziowej została przygotowana wstępna ocena ryzyka powodziowego (WORP), w ramach, której dokonano identyfikacji obszarów narażonych na niebezpieczeństwo powodzi (ONNP), a informacje o nich udostępniono społeczeństwu. Kolejnym etapem było przygotowanie map zagro-

* Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej – Państwowy Instytut Badawczy, Oddział we Wrocławiu, ul. Parkowa 30, 51–616 Wrocław, Marcin.Krzyzanowski@imgw.pl.

zenia powodziowego (MZP) i map ryzyka powodziowego (MRP) [5] dla zidentyfikowanych ONNP. Zostały one sporządzone zgodnie z Rozporządzeniem w sprawie opracowania map zagrożenia powodziowego oraz map ryzyka powodziowego [16]. MZP zawierają m. in. informacje o zasięgu powodzi, głębokościach wody, rzędnych zwierciadła wody. MRP zawierają informacje o potencjalnych negatywnych konsekwencjach związanych z powodzią (m. in. liczba oraz rodzaj zakładów przemysłowych potencjalnie dotkniętych powodzią; liczba ludności, szpitali, szkół i innych budynków użyteczności publicznej dotkniętych powodzią), mapy zostały przygotowane w trzech scenariuszach:

- niskie prawdopodobieństwo wystąpienia powodzi ($p = 0,2\%$, tj. raz na 500 lat) (powódź o charakterze zdarzenia ekstremalnego),
- średnie prawdopodobieństwo wystąpienia powodzi ($p = 1\%$, tj. raz na 100 lat),
- wysokie prawdopodobieństwo wystąpienia powodzi ($p = 10\%$, tj. raz na 10 lat).

Ostatnim etapem wdrażania Dyrektywy Powodziowej było przygotowanie Planów Zarządzania Ryzykiem Powodziowym dla obszarów dorzeczy i regionów wodnych (PZRP). PZRP (Plany) zostały przygotowane dla 3 obszarów dorzeczy oraz dla 9 regionów wodnych. PZRP są dokumentami planistycznymi obejmującymi wszystkie aspekty zarządzania ryzykiem powodziowym, wskazują cele zarządzania ryzykiem powodziowym oraz katalog działań prowadzących do osiągnięcia przedstawionych celów. Plany przygotowane dla obszarów dorzeczy i regionów wodnych uwzględniają specyfikę poszczególnych zlewni, regionów wodnych, dorzeczy, pozwalają one na dopasowanie działań do charakteru tych zlewni.

2. CELE ZARZĄDZANIA RYZYKIEM POWODZIOWYM W POLSCE

Na przestrzeni ostatnich lat zmieniało się podejście do powodzi, zaakceptowano fakt braku możliwości całkowitego zabezpieczenia ludzi przed powodzią stąd skupiono działania na ograniczaniu skutków powodzi. W wielu krajach Unii Europejskiej stosuje się trzy grupy działań (stosowane jednocześnie) dla ograniczenia skutków powodzi [12] poprzez:

1. **Trzymanie powodzi z daleka od ludzi**, którego celem jest ograniczanie zasięgu powodzi poprzez budowę obwałowań, zbiorników retencyjnych i innych budowli ograniczających obszar zagrożenia powodzią.
2. **Trzymanie ludzi daleko od powodzi**, którego celem jest kształtowanie ładu przestrzennego ograniczającego wrażliwości obszarów zagrożonych powodzią,
3. **Nauczenie się żyć z powodzią**, którego celem jest zwiększenie zdolności radzenia sobie społeczności zamieszkującej obszary zagrożone powodzią.

W PZRP [10] sformułowano trzy cele główne oraz trzynaście celów szczegółowych zarządzania ryzykiem powodziowym mających prowadzić do redukcji zidentyfikowanego ryzyka powodziowego. Poniżej zestawiono cele główne i odpowiadające im cele szczegółowe:

- A. Zahamowanie wzrostu ryzyka powodziowego:
 - A.1. Utrzymanie oraz zwiększenie istniejącej zdolności retencyjnej zlewni w regionie wodnym;
 - A.2. Wyeliminowanie/unikanie wzrostu zagospodarowania na obszarach szczególnego zagrożenia powodzią;
 - A.3. Określenie warunków możliwego zagospodarowania obszarów chronionych obwałowaniami;
 - A.4. Unikanie wzrostu oraz określenie warunków zagospodarowania na obszarach o niskim ($p = 0,2\%$) prawdopodobieństwie wystąpienia powodzi;
- B. Ograniczenie istniejącego ryzyka powodziowego:
 - B.1. Ograniczenie istniejącego zagrożenia powodziowego;
 - B.2. Ograniczenie istniejącego zagospodarowania;
 - B.3. Ograniczenie wrażliwości obiektów i społeczności;
- C. Poprawa systemu zarządzania ryzykiem powodziowym:
 - C.1. Doskonalenie prognozowania i ostrzegania o zagrożeniach meteorologicznych i hydrologicznych;
 - C.2. Doskonalenie skuteczności reagowania ludzi, firm i instytucji publicznych;
 - C.3. Doskonalenie skuteczności odbudowy i powrotu do stanu sprzed powodzi;
 - C.4. Wdrożenie i doskonalenie skuteczności analiz popowodziowych;
 - C.5. Budowa instrumentów prawnych i finansowych zniechęcających lub skłaniających do określonych zachowań zwiększających bezpieczeństwo powodziowe;
 - C.6. Budowa programów edukacyjnych poprawiających świadomość i wiedzę na temat źródeł zagrożenia i ryzyka powodziowego.

Powyższym celom głównym i szczegółowym przypisano 71 działań mających prowadzić do ich osiągnięcia. Wśród wszystkich działań można wyróżnić działania polegające na opracowaniu i wdrożeniu instrumentów prawnych, ekonomicznych i edukacyjnych służących redukcji ryzyka powodziowego w całym kraju poprzez m.in.:

- ochronę/zwiększanie retencji leśnej/rolniczej/obszarów zurbanizowanych,
- zakaz budowy/likwidacja/zmiana funkcji obiektów zagrażających środowisku, obiektów infrastrukturalnych, obiektów służących osobą o ograniczonej mobilności i ograniczonej możliwości podejmowania decyzji,
- wprowadzenie zasad ograniczających swobodę zagospodarowania terenów zagrożonych powodzią,
- opracowanie programów edukacyjnych dla różnych odbiorców.

Katalog działań zawiera również takie, których realizacja skierowana jest na redukcję ryzyka powodziowego obszaru, wyodrębnionego w zlewni lub regionie wodnym, dla którego zidentyfikowane ryzyko powodziowe uznano za nieakceptowalne:

- ochrona obszarów depresyjnych Żuław Wiślanych,
- ochrona brzegu morskiego,
- prowadzenie akcji lodołamania,
- budowa lokalnych systemów ostrzegania przed powodzią.

Katalog działań wraz z ich opisem został przedstawiony w metodyce opracowania PZRP [9], a w PZRP dla poszczególnych regionów wodnych i obszarów dorzeczy dokonano hierarchizacji tych działań, uwzględniając specyfikę problemów w regionach.

3. MONITORING WDRAŻANIA PZRP

W PZRP została przedstawiona lista inwestycji strategicznych rekomendowanych do realizacji w okresie 2016–2021. Rekomendowano ponad 1550 inwestycji o łącznym koszcie ok. 11,7 mld PLN. Uwzględniając skalę i koszt planowanych inwestycji w PZRP zaproponowano 26 wskaźników pozwalających na monitorowanie postępów wdrażania Planów [11]. W ramach takiego monitoringu przewidziano pomiar postępu w osiąganiu zamierzonych celów, identyfikację ewentualnych opóźnień i ich przyczyn oraz planowanie działań zaradczych. Wskaźniki monitoringu mają przede wszystkim umożliwić odpowiedź na pytanie: *w jakim stopniu zrealizowane już inwestycje prowadzą do osiągnięcia przyjętych w Planach celów?*

3.1. WSKAŹNIKI MONITORINGU I ICH DOCELOWA WARTOŚĆ

Wskaźniki monitoringu dzielą się na **wskaźniki rezultatu (RA)** mierzące skuteczność zrealizowanych inwestycji w osiągnięciu przyjętych celów związanych z redukcją negatywnych skutków powodzi (np.: stopień redukcji średnich rocznych strat powodziowych AAD lub redukcji liczby osób zamieszkujących obszar zagrożony powodzią w wyniku realizacji zaplanowanej inwestycji przeciwpowodziowej) i **wskaźniki produktu (PA)** potwierdzające wykonanie zaplanowanych inwestycji (np.: długości obwałowań, pojemności zbiorników, itd.). Bezwzględne wartości docelowe wszystkich wskaźników rezultatu zostały wyznaczona z uwzględnieniem efektu realizacji wszystkich planowanych inwestycji w odniesieniu do dorzeczy Wisły, Odry i Pregocy. Odpowiedzialnymi za gromadzenie danych niezbędnych do wyznaczenia wskaźników rezultatu i produktu są Regionalne Zarządy Gospodarki Wodnej (RZGW). Zebrane informacje będą przekazywane Krajowemu Zarządowi Gospodarki Wodnej (KZGW), który jest odpowiedzialny za monitoring wdrażania PZRP. Informacje niezbędne do wyznaczenia wskaźników i oceny postępów Planu powinny być przekazywane przez

inwestorów i/lub wykonawców danych inwestycji. Do zbierania i późniejszej analizy zebranych informacji zaproponowany został w PZRP szablon bazy danych monitoringu [11].

W tabeli 1 przedstawiono zmodyfikowane przez autorów wskaźniki rezultatu i produktu oraz ich planowane wartości docelowe wynikające z PZRP.

Tabela 1. Wskaźniki monitoringu
(źródło: opracowanie własne w oparciu o PZRP [10 i 11])

Wskaźnik monitoringu	Rodzaj wskaźnika (PA/RA)	Monitorowany cel zarządzania ryzykiem powodziowym	Stan wyjściowy	Oczekiwana wartość zmiany	Oczekiwana wartość wskaźnika	Częstotliwość raportowania
Względna redukcja wartości średnich rocznych strat powodziowych wyznaczonych na podstawie map ryzyka powodziowego uwzględniających zrealizowane już działania AAD	RA	A, B, C	~1 941 mln zł	~ 564 mln zł	~ 29%	Raz na trzy lata
Względna redukcja liczby mieszkańców na obszarach szczególnego zagrożenia powodzią wyznaczonych na podstawie map ryzyka powodziowego uwzględniających zrealizowane już działania (p1%)	RA	A, B, C	~ 370 tyś. os.	~ 120 tyś. os.	~ 32%	Raz na trzy lata
Względny spadek liczby obiektów cennych kulturowo zlokalizowanych w obszarze szczególnego zagrożenia powodzią (p1%) wyznaczonych na podstawie map ryzyka powodziowego	RA	A, B, C	~ 190 szt.	100 szt.	~ 53%	Raz na trzy lata
Względny spadek liczby obiektów stanowiących zagrożenie dla środowiska zlokalizowanych w obszarze szczególnego zagrożenia powodzią (p1%), wyznaczonych na podstawie map ryzyka powodziowego	RA	A, B, C	~ 1500 szt.	~ 820 szt.	~ 55%	Raz na trzy lata

Wskaźnik monitoringu	Rodzaj wskaźnika (PA/RA)	Monitorowany cel zarządzania ryzykiem powodziowym	Stan wyjściowy	Oczekiwana wartość zmiany	Oczekiwana wartość wskaźnika	Częstotliwość raportowania
Względny spadek liczby ujęć wody zlokalizowanych w obszarach szczególnego zagrożenia powodzią (p1%), wyznaczonych na podstawie map ryzyka powodziowego	RA	A, B, C	~ 3000 szt.	~ 233 szt.	~ 8%	Raz na trzy lata
Względna redukcja liczby obiektów o szczególnym znaczeniu społecznym zlokalizowanych w obszarach szczególnego zagrożenia powodzią (p1%) wyznaczonych na podstawie map ryzyka powodziowego	RA	A, B, C	~ 2800 szt.	~ 1 633 szt.	~ 58%	Raz na trzy lata
Względna redukcja potencjalnych strat powodziowych na obszarach szczególnego zagrożenia powodzią (p1%) wyznaczonych na podstawie map ryzyka powodziowego	RA	A, B, C	~ 27 mld zł	~ 5,8 mld zł	~ 22%	Raz na trzy lata
Względna redukcja powierzchni obszarów szczególnego zagrożenia powodzią (p1%) wyznaczonych na podstawie map ryzyka powodziowego	RA	A, B, C	~ 844 tys. ha	~ 83 tys. ha	~ 10%	Raz na trzy lata
Powierzchni terenów oddanych rzecze	RA	A1, B1	b.d.	~ 207 ha	~ 207 ha	Raz na dwa lata
Powierzchni dolin rzecznych oddanych rzecze poprzez budowę retencji polderowej	RA	A1, B1	b.d.	~ 10 tys. ha	~ 10 tys. ha	Raz na dwa lata
Wzrost pojemności uzyskanej retencji dolinowej	RA	A1, B1	~ 256 mln m ³ [4]	~ 53 mln m ³	~ 21%	Raz na dwa lata
Wzrost pojemności rezerwy powodziowej uzyskanych w wyniku budowy zbiorników przeciwpowodziowych [%; mln m ³]	RA	B1	~ 800 mln m ³ [4]	531 mln m ³	~ 66%	Raz na dwa lata

Wskaźnik monitoringu	Rodzaj wskaźnika (PA/RA)	Monitorowany cel zarządzania ryzykiem powodziowym	Stan wyjściowy	Oczekiwana wartość zmiany	Oczekiwana wartość wskaźnika	Częstotliwość raportowania
Udział procentowy obszarów szczególnego zagrożenia powodzią (p1%) objętych miejscowymi planami zagospodarowania przestrzennego	PA	A2, A3, A4, B1, B2, B3, C5	~ 844 tys ha	~ 761 tys. ha	100% *	Raz na dwa lata
Liczba zbiorników wielofunkcyjnych, dla których usprawniono zasady użytkowania dla zwiększenia rezerwy powodziowej	PA	B1	b.d.	7 szt.	7 szt.	Raz na dwa lata
Długość wzmocnionych i przebudowanych wałów przeciwpowodziowych	PA	B1	b.d.	~ 7 km	~ 7 km	Raz na dwa lata
Długość odcinków rzek gdzie dostosowano ich przepustowość do warunków przepływu wód powodziowych	PA	B1	b.d.	~ 218 km	~ 218 km	Raz na dwa lata
Względny przyrost długości wybudowanych wałów przeciwpowodziowych chroniących zidentyfikowane obszary o dużej wrażliwości na zagrożenie powodziowe [%; km]	PA	B1	~ 8 tys. km	~ 1,1 tys. km	~ 14%	Raz na dwa lata
Długość odcinków rzek, dla których zapewniono dobre warunki prowadzenia akcji lodołamania i bezpiecznego odprowadzenia kry lodowej	PA	B1	b.d.	~ 516 km	~ 516 km	Raz na dwa lata
Długość zrealizowanych opasek dla ochrony brzegu morskiego	PA	B1	b.d.	~ 8 km	~ 8 km	Raz na dwa lata
Liczba obiektów przeciwpowodziowych dla których przygotowano dokumentację techniczną i ekonomiczną	PA	B1	b.d.	53 szt.	53 szt.	Raz na dwa lata

Wskaźnik monitoringu	Rodzaj wskaźnika (PA/RA)	Monitorowany cel zarządzania ryzykiem powodziowym	Stan wyjściowy	Oczekiwana wartość zmiany	Oczekiwana wartość wskaźnika	Częstotliwość raportowania
Liczba odbudowanych obiektów przeciwpowodziowych, które utraciły swoją funkcjonalność, oraz często stanowią dodatkowe źródło zagrożenia powodziowego	PA	B1	–	318 szt.	318 szt.	Raz na dwa lata
Wdrożenie nowych uregulowań prawnych reformujących organizację jednostek odpowiedzialnych za gospodarkę wodną, w tym za bezpieczeństwo powodziowe	RA	C5	–	1	1	Jednorazowo
Liczba utworzonych regionalnych i lokalnych systemów prognozowania i ostrzegania przed powodzią	PA	C1	b.d.	29 szt.	29 szt.	Raz na dwa lata
Liczba przeszkolonych obywateli	PA	C6	b.d.	~ 75 tyś. os.	~ 75 tyś. os.	Raz na dwa lata
Liczba przygotowanych w okresie sprawozdawczym operacyjnych planów przeciwpowodziowych (w tym planów ewakuacji ludności i inwentarza)	PA	B1, C2	–	~ 1,1 tyś. szt.	~ 1,1 tyś. szt.	Raz na dwa lata
Wdrożenie system informatycznego zgłaszania i szacowania strat powodziowych	PA	C4	–	1	1	Jednorazowo

* W PZRP przewiduje się działania mające doprowadzić do zmniejszenia strefy szczególnego zagrożenia powodzią ($p = 1\%$), oczekiwana wartość wskaźnika równa 100% oznacza, że miejscowe plany zagospodarowania przestrzennego obejmą całość powierzchni szczególnego zagrożenia powodziowego.

Wszystkie wskaźniki przedstawione w tabeli 1 są wskaźnikami ilościowymi, a ich oczekiwana wartość przedstawiona jest liczbą lub ilorazem zmiany osiągniętej w danym czasie do stanu wyjściowego.

4. EFEKTYWNOŚĆ ZASTOSOWANYCH WSKAŹNIKÓW

W raporcie „*Setting, measuring and monitoring targets for reducing disaster risk*” [13] autorzy poddali analizie i ocenie metody oznaczenia wyjściowego poziomu ryzyka oraz metod monitoringu zmiany poziomu ryzyka katastrof naturalnych. Celem przeprowadzonych analiz była identyfikacja najbardziej miarodajnej z metod. Przeanalizowano dane z okresu 1980–2013 dotyczące wszystkich katastrof naturalnych m.in.: burz, powodzi, trzęsień ziemi, susz, ekstremalnych temperatur (fal upałów, mrozów), aktywność wulkanów, tornad (tornado w Polsce [17]).

Jedną z metod zakłada wykorzystanie informacji o stratach finansowych oraz liczbie ofiar śmiertelnych wywołanych katastrofami naturalnymi. Problematyczne jest wyznaczenie wyjściowego poziomu ryzyka, który w zależności od okresu poprzedzającego może być zawyżony lub zaniżony. Monitoring redukcji ryzyka oparty na tej metodzie, uwzględniając losowość zdarzeń naturalnych, może wskazywać na fałszywą poprawę (okres bez zjawisk katastrofalnych) lub fałszywe pogorszenie (częste występowanie lub wystąpienie katastrofy ekstremalnej) poziomu ryzyka poprzez zastosowane działania redukujące zagrożenie. Przykładem zagrożeń w zastosowaniu tej metody [13] do prowadzenia monitoringu zmiany ryzyka katastrof jest trzęsień ziemi w Haiti, gdzie wszystkie trzęsienia ziemi od 1900 roku do 2009 roku spowodowały śmierć mniej niż 10 osób, a ekstremalne trzęsienie ziemi w 2010 roku spowodowało śmierć ponad 222,5 tys. [13] mieszkańców tej wyspy.

W odniesieniu do zjawisk powodziowych optymalną metodą wyznaczania wyjściowego poziomu zagrożenia i ryzyka oraz ich zmian jest metoda wykorzystująca mapy zagrożenia powodziowego oraz mapy ryzyka powodziowego oparte na hydraulicznych modelach przepływów wód o zadanym prawdopodobieństwie. Monitoring bazujący na tej metodzie kompleksowo przedstawia zmianę zagrożenia i ryzyka, ale wymaga ona bieżącej (cyklicznej) lub doraźnej (po wykonaniu znaczących inwestycji) aktualizacji map.

Wszystkie zaproponowane w PZRP wskaźniki rezultatu monitorują zmianę ilościową, wyrażoną liczbą lub współczynnikiem uwzględniającym osiągnięta w analizowanym okresie zmianę po wdrożeniu Projektu. Wiele informacji jakie niosą wskaźniki produktu, przedstawiane za pomocą wskaźników ilościowych są często niewystarczające i trudne do interpretacji. Przykładowo, jak długość odcinków rzek, dla których dostosowano ich przepustowość do przepływu wód powodziowych wynoszący 218 km przekłada się na poprawę ochrony przed powodzią i zmniejszenie strat powodziowych w skali zlewni, regionu wodnego czy dorzecza? Odpowiedź na to pytanie jest niemożliwa opierając się wyłącznie na takim pojedynczym wskaźniku. Monitorowanie stopnia osiągnięcia założonych rezultatów wymaga kompleksowego podejścia do zagadnienia. Podejście takie zapewniają wskaźniki rezultatu oparte na MZP i MRP do wyznaczenia, których niezbędna jest analiza wszystkich zrealizowanych w danym okresie inwestycji. Pozwalają one na uwzględnienie synergii efektów poszczególnych inwestycji, których

wspólny efekt wpływa na redukcję obszaru zagrożenia powodzią lub redukcję średnio rocznych strat powodziowych.

Na podstawie analiz przedstawionych w raporcie [13] zaproponowano zestaw wytycznych dla globalnego systemu monitoringu redukcji ryzyk katastrof naturalnych, w tabeli 2 przedstawiono ich stopień adaptacji do monitoringu redukcji ryzyka powodziowego oraz stanowisko PZRP.

Tabela 2. Wytyczne dla systemu monitoringu redukcji ryzyka powodziowego w odniesieniu do PZRP
(źródło: opracowanie własne w oparciu o raport [13])

Wytyczne dla systemu monitoringu redukcji ryzyka powodziowego	Stanowisko PZRP
Określenie wąskich ram czasowych dla monitoringu redukcji ryzyka powodziowego może prowadzić do fałszywego złudzenia sukcesu lub porażki w obniżaniu ryzyka powodziowego.	Proponowany w PZRP monitoring odnosi się do specyfiki inwestycji rekomendowanych do realizacji w latach 2016–2021, wskaźniki rezultatu są przydatne do monitoringu zmian zagrożenia powodziowego w dłuższym okresie.
Cele zarządzania ryzykiem powodziowym uwzględnione w monitoringu planów redukcji ryzyka wywołanego zagrożeniami naturalnymi powinny odpowiadać celom globalnego systemu zarządzania ryzykiem oraz powinny być uwzględnione we wszystkich projektach z zakresu szeroko pojętej gospodarki wodnej. Podnieście to rangę wskaźników oraz systemu monitoringu.	Cele zarządzania ryzykiem powodziowym przedstawione w Planach wynikają z nadrzędnego celu Dyrektywy Wodnej [2]. Stąd też PZRP były harmonizowane z aktualizowanymi Planami Gospodarowania Wodami [14].
Monitoring redukcji ryzyka powodziowego powinien opierać się na jednoznacznych ilościowych wskaźnikach.	Wszystkie zawarte w Planach wskaźniki rezultatu mają charakter ilościowy wyrażany liczbą lub współczynnikiem zmiany.
Niezbędne jest systematyczne zbieranie danych o zagrożeniu powodziowym oraz stratach powodowanych przez powódzie. Zbieranie informacji o stratach powodziowych pozwoli na lepszy monitoring wdrażania Planów oraz na łagodzenie negatywnych skutków powodzi.	W Planach uwzględniono wdrożenie ogólnopolskiego systemu zgłaszania i szacowania strat powodziowych. Przewiduje się także wyznaczanie wskaźników rezultatu z częstotliwością co dwa lata co wymaga aktualizacji MZP i MRP z tą samą częstotliwością.
Metodologia monitoringu redukcji zagrożenia powodzią powinna koncentrować się na wykorzystaniu szczegółowych informacji o stratach powodziowych, uwzględniając szczegółowe dane o rodzajach budynków oraz liczbie osób zagrożonych powodzią.	W PZRP zaplanowano wskaźniki mierzące zmianę liczby budynków mieszkalnych, obiektów stanowiących zagrożenie dla środowiska, obiektów cennych kulturowo oraz liczby ludność w obszarze szczególnego zagrożenia powodzią. Przewidziano także wdrożenie instrumentów prawnych i ekonomicznych, których celem jest redukcja wrażliwości budynków na zagrożenie powodziowe.

Wytyczne dla systemu monitoringu redukcji ryzyka powodziowego	Stanowisko PZRP
Odpowiedzialnym za monitorowanie i zbieranie informacji powinna być instytucja krajowa, zbierająca wszystkie dostępne informacje postępach w ograniczaniu zagrożenia powodziowego.	Odpowiedzialnym za zbieranie informacji o postępach we wdrażaniu PZRP i redukcji zagrożenia powodziowego jest Krajowy Zarząd Gospodarki Wodnej wspierany przez Regionalne Zarządy Gospodarki Wodnej. Powinny one zbierać informacje pochodzące zarówno od inwestorów jak i wykonawców poszczególnych rekomendowanych w PZRP inwestycji.
W celu podniesienia jakości monitoringu niezbędna jest równoczesna praca zarówno organów państwowych jak i niezależnych grup (np., grup badawczych, grup naukowych, grup inwestorów i wykonawców)	Wyniki prowadzonego przez KZGW monitoringu będą udostępnione społeczeństwu, stąd grupy badawcze i stowarzyszenia będą miały dostęp do tych informacji i będą je mogły na bieżąco weryfikować.

5. PODSUMOWANIE

Efektywne zarządzanie procesem wdrażania Planów wymaga skutecznego systemu monitoringu opartego na wskaźnikach. Monitoring PZRP oparty na wskaźnikach rezultatu i produktu pozwoli na ocenę postępów w osiągnięciu zamierzonych celów, identyfikację ewentualnych opóźnień w realizacji poszczególnych inwestycji i ich przyczyn oraz na bieżące planowanie działań zaradczych. Wskaźniki produktu należy wykorzystywać do oceny postępów realizacji poszczególnych inwestycji rekomendowanych w Planach. Wskaźniki rezultatu należy wykorzystywać do oceny zmiany zagrożenia powodziowego oraz postępów w realizacji celów głównych i szczegółowych PZRP.

Najbardziej efektywnymi wskaźnikami mierzącymi redukcje zagrożenia powodziowego są wskaźniki oparte na aktualizowanych MZP i MRP, które prezentują aktualny poziom ryzyka powodziowego z uwzględnieniem nakładających się efektów wszystkich inwestycji zrealizowanych w danym okresie. Odpowiadają one na pytanie o poziom uzyskanego ograniczenia negatywnych skutków powodzi we wszystkich dziedzinach tj.: dla zdrowia i życia ludzi, środowiska, dziedzictwa kulturowego oraz dla działalności gospodarczej. Wykorzystanie MZP i MRP do wyznaczania wartości wskaźników oceniających redukcję zagrożenia powodzią wymaga jednak ich bieżącej aktualizacji.

System monitoringu przedstawiony w PZRP odnosi się do pomiaru założonych celów w okresie realizacji Planów tj. w latach 2016–2021, aby zapewnić efektywność i ciągłość monitoringu redukcji ryzyka powodziowego po tym okresie niezbędne jest kontynuowanie prac badawczych nad metodyką monitoringu. Należy wybrać wskaźniki, które mogą być wyznaczane, rozważyć możliwość ich agregacji oraz utworzenia nowych bardziej efektywnych wskaźników np. wskaźników monitorujących stopień

wykorzystania nietechnicznych środków redukcji ryzyka powodziowego oraz stopień realizacji celów środowiskowych na jednolitych częściach wód gdzie planowane są działania dla redukcji ryzyka powodziowego. Niezbędne dla rozwoju systemu monitoringu redukcji zagrożenia powodziowego jest systematyczne zbieranie wszelkich dostępnych informacji o zjawiskach powodziowych (np. wielkość strat).

Mapy zagrożenia i ryzyka powodziowego zostały przygotowane w ramach projektu: „Informatyczny system osłony kraju przed nadzwyczajnymi zagrożeniami” współfinansowanego ze środków Europejskiego Funduszu Rozwoju Regionalnego w ramach Programu Operacyjnego Innowacyjna Gospodarka, natomiast Plany Zarządzania Ryzykiem Powodziowym były współfinansowane ze środków Europejskiego Funduszu Rozwoju Regionalnego w ramach Programu Operacyjnego Pomoc Techniczna 2007–2013.

LITERATURA

- [1] Dyrektywa 2007/60/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dn. 23 października 2007 r. w sprawie oceny ryzyka powodziowego i zarządzania nim (Dyrektywa Powodziowa).
- [2] Dyrektywa 2000/60/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 23 października 2000 r. Ustawiająca ramy wspólnotowego działania w dziedzinie polityki wodnej (Ramowa Dyrektywa Wodna).
- [3] <http://isok.gov.pl/pl/>, dostęp: 24.02.2015.
- [4] http://mac.gov.pl/files/wp-content/uploads/2013/04/KZGW_prezentacja_kof_pras.pdf, dostęp: 25.02.2016.
- [5] <http://mapy.isok.gov.pl/imap/>, dostęp: 25.02.2015.
- [6] <http://www.kzgw.gov.pl>, dostęp: 23.02.2015.
- [7] <http://www.powodz.gov.pl>, dostęp: 23.02.2015.
- [8] IMGW-PIB, Grotmij Polska, ARCADIS, DHI Polska, *Analiza i diagnoza problemów zarządzania ryzykiem powodziowym*, KZGW 2015.
- [9] IMGW-PIB, Grotmij Polska, ARCADIS, DHI Polska, *Metodyka opracowania planów zarządzania ryzykiem powodziowym dla obszarów dorzeczy i regionów wodnych*, KZGW 2015.
- [10] IMGW-PIB, Grotmij Polska, ARCADIS, DHI Polska, *Plany zarządzania ryzykiem powodziowym dla obszarów dorzeczy i regionów wodnych*, KZGW 2015.
- [11] IMGW-PIB, Grotmij Polska, ARCADIS, DHI Polska, *Raport dotyczący metod i sposobu przeprowadzenia monitoringu*, KZGW 2015.
- [12] KONIECZNY R., SIUDAK M., *Metody ograniczania skutków powodzi. Pomoce dydaktyczne dla nauczycieli*, KZGW 2010, <http://www.powodz.gov.pl/pl/edukacja>.
- [13] MITCHELL T., GUHA-SAPIR D., HALL J., LOVELL E., MUIR-WOOD R., NORRIS A., SCOTT L., WALLEMACQ P., *Setting, measuring and monitoring targets for reducing disaster risk. Recommendations for post-2015 international policy frameworks*, Overseas Development Institute, London 2014.
- [14] MOTT MACDONALD, *Aktualizacja planów gospodarowania wodami na obszarach dorzeczy*, KZGW 2015.
- [15] PRUTSCH A., FELDERER A., BALAS M., CLAR C., STEUPER R., *Methods and Tools for Adaptation to Climate Change. A Handbook for Provinces, Regions and Cities*. Environment Agency Austria, Wien 2014.

- [16] Rozporządzenie Ministra Środowiska, Ministra Transportu, Budownictwa i Gospodarki Morskiej, Ministra Administracji i Cyfryzacji oraz Ministra Spraw Wewnętrznych z dnia 21 grudnia 2012 r., w sprawie opracowania map zagrożenia powodziowego oraz map ryzyka powodziowego (Dz. U. z 2013 r. poz. 104).
- [17] WRONA B., AVOTNIECE Z., *The forecasting of tornado events: the synoptic background of two different tornado case studies*, Meteorology Hydrology and Water Management Research and Operational Application, Vol. 3, No. 1, IMGW-PIB, Warszawa 2015, 51.

THE ANALYSIS OF THE MONITORING INDICATORS OF THE FLOOD RISK MANAGING PLANS

In the framework of the realization of the directive of the European Parliament and Council regarding the estimation of the flood risk and its management, Poland has prepared: a preliminary assessment of the flood risk (pol. WOPR); maps of the flood hazard and flood risk (pol. MZP, MRP) and the flood management plans (pol. PZRP) for the river basins and water regions. The overall objective of the Flood Directive is the limitation of the potential negative effects of the flood to the life and health of the people, environment, cultural heritage and economic activity. The article presents specified targets of the flood risk management and a range of actions providing their performance. The set of indicators to use in the monitoring of these actions' performance is presented. It provides the methods of defining rates with simultaneously given sources of the input data for their specification. In the paper the analysis of the indicators' effectiveness has been performed and their rationalization recommended.

Małgorzata KUTYŁOWSKA*

DRZEWA REGRESYJNE JAKO NARZĘDZIE DO PRZEWIDYWANIA AWARYJNOŚCI PRZEWODÓW WODOCIĄGOWYCH

Praca przedstawia wyniki przewidywania, za pomocą metody drzew regresyjnych, wskaźnika intensywności uszkodzeń przewodów magistralnych, rozdzielczych i przyłączy wodociągowych w wybranym mieście Polski. Podczas modelowania zbudowano kilka modeli drzew regresyjnych. Wyboru modeli optymalnych (oddzielnie dla każdego typu przewodu wodociągowego) dokonano na zasadzie analizy tzw. kosztów. Struktura drzewa regresyjnego zawierała zmienne niezależne, tzw. predyktory (liczba uszkodzeń i długość przewodów wodociągowych). Zmienną zależną były wskaźniki awaryjności trzech typów przewodów. Modele optymalne charakteryzowały się najmniejszymi kosztami oraz relatywnie prostą architekturą drzewa. Dane eksploatacyjne z lat 2005–2012 posłużyły do wyznaczenia rzeczywistych wartości wskaźnika intensywności uszkodzeń, a także do budowy modeli drzew regresyjnych. Modele optymalne do przewidywania awaryjności przewodów rozdzielczych i przyłączy zawierały 3 węzły dzielone i 4 końcowe, natomiast drzewo regresyjne do modelowania awaryjności przewodów magistralnych było mniej złożone, zawierało 1 węzeł dzielony i 2 końcowe. Uzyskane zbieżności danych rzeczywistych z przewidywanymi można uważać, z inżynierskiego punktu widzenia, za satysfakcjonujące.

1. WPROWADZENIE

Awaryjność sieci wodociągowych jest jednym z kilku wskaźników branych pod uwagę podczas oceny niezawodności działania systemów dystrybucji wody [3, 7, 9]. Obecnie coraz większą wagę przykładana się nie tylko do wyznaczenia wskaźnika intensywności uszkodzeń przewodów wodociągowych na podstawie jedynie danych eksploatacyjnych, ale również do możliwości jego przewidywania za pomocą dostępnych modeli i narzędzi matematycznych [1, 8]. Modelowanie matematyczne oczywiście musi

* Katedra Wodociągów i Kanalizacji, Wydział Inżynierii Środowiska, Politechnika Wrocławska, Wyb. Wyspiańskiego 27, 50–370 Wrocław, małgorzata.kutyłowska@pwr.edu.pl.

być poprzedzone zgromadzeniem danych eksploatacyjnych, które stanowią bazę informacji o rozpatrywanej sieci wodociągowej. Istnieje wiele typowych rozwiązań i modeli matematycznych [6, 11, 12], które pozwalają na prognozowanie awaryjności rurociągów, a tym samym ułatwiają ocenę niezawodności ich działania i wpływają na możliwość szybkiej reakcji w chwilach wystąpienia uszkodzenia.

Ostatnio coraz częściej stosuje się wiele metod regresyjnych do rozwiązywania problemów inżynierskich. Do algorytmów regresyjnych należą między innymi: metoda wektorów nośnych (SVM), za pomocą której oszacowano lokalizację wycieków z sieci wodociągowej [2], metoda K-najbliższych sąsiadów (KNN), którą dokonano analizy szeregów czasowych w szeroko pojętych procesach przemysłowych [4] oraz metoda drzew regresyjnych (RT) zastosowana w dziedzinie ekonomii [5].

Drzewa regresyjne i klasyfikacyjne są wykorzystywane odpowiednio do przewidywania zmiennych ilościowych i jakościowych. Początek stosowania tej metody analizy i przewidywania danych datuje się na lata 60. XX wieku, jednak dopiero w 1984 roku L. Breiman spopularyzował tę dziedzinę w książce „Classification and Regression Trees”. Ogólnie rzecz ujmując, drzewo regresyjne lub klasyfikacyjne (RT) jest grafem skierowanym, zawierającym korzeń i węzły (liście), w których sprawdzane są warunki dotyczące zmiennych, a także gałęzie zawierające reguły decyzyjne. Analiza wykorzystująca algorytm budowy drzew polega na znalezieniu zbioru logicznych warunków podziału. Zaletą stosowania drzew jest relatywnie prosta interpretacja wyników oraz dobre rezultaty predykcji [13].

Celem niniejszej pracy jest ukazanie możliwości zastosowania RT do przewidywania wskaźnika intensywności uszkodzeń rurociągów magistralnych, rozdzielczych i przyłączy domowych przykładowo wybranej sieci wodociągowej. Do tej pory metodyka ta nie była szeroko stosowana w analizie awaryjności i niezawodności działania systemów komunalnych w Polsce, co stało się przyczynkiem do podjęcia tego tematu.

2. METODYKA BADAŃ

Przewidywanie wskaźnika intensywności uszkodzeń (λ , $\text{uszk.}/(\text{km}\cdot\text{a})$) przewodów wodociągowych przeprowadzono z wykorzystaniem metody drzew regresyjnych. Dokonano oddzielnie predykcji wskaźnika awaryjności przewodów magistralnych (λ_m), rozdzielczych (λ_r) i przyłączy (λ_p), co oznacza konieczność budowy trzech różnych modeli drzew. Wskaźniki λ były zmiennymi zależnymi, natomiast predyktorami (zmiennymi niezależnymi) długość (L_m, L_r, L_p) i liczba uszkodzeń (N_m, N_r, N_p), odpowiednio przewodów magistralnych, rozdzielczych i przyłączy. Dane eksploatacyjne, uzyskane z przedsiębiorstwa wodociągowego z lat 2005–2012 [10], posłużyły do wyznaczenia rzeczywistego wskaźnika λ oraz do przewidywania wskaźnika awaryjności za pomocą

metody drzew regresyjnych. Niniejsza praca ma charakter wstępny i jej celem jest wskazanie ogólnych możliwości stosowania metody RT. W związku z tym stworzone modele zawierały podstawowe dane (zmiennne niezależne L i N), aby ocenić, czy proponowane podejście jest właściwe. Kolejnym etapem analiz będzie zwiększenie wektora zmiennych niezależnych. Jednak na obecnym etapie badań celem tej pracy było wykazanie (na relatywnie prostym przykładzie), czy metoda drzew regresyjnych w ogóle może być stosowana do przewidywania wskaźnika awaryjności przewodów wodociągowych. Należy również pamiętać, że drzewa zbyt złożone są trudne w interpretacji, więc tak samo jak w każdym innym podejściu, tak i w przypadku metody RT, dąży się do budowy modeli jak najprostszych. Zakres zmian zmiennych zależnych i predyktorów przedstawiono w tabeli 1.

Tabela 1. Zakres zmian wartości zmiennych zależnych i predyktorów w latach 2005–2012

Zmienna	L_m , km	L_r , km	L_p , km	N_m , szt.	N_r , szt.	N_p , szt.
MIN	201,7	1197,3	401,9	16	328	109
MAX	212,4	1266,5	434,4	35	518	380
Zmienna	λ_m , uszk./ $(\text{km}\cdot\text{a})$	λ_r , uszk./ $(\text{km}\cdot\text{a})$	λ_p , uszk./ $(\text{km}\cdot\text{a})$			
MIN	0,08	0,26	0,26			
MAX	0,16	0,43	0,93			

Wybór optymalnego modelu drzewa regresyjnego został dokonany na podstawie tzw. resubstytucji kosztów, gdzie obliczany jest oczekiwany błąd kwadratowy wg zależności [13]:

$$R(d) = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (y_i - d(x_i))^2 \quad (1)$$

w której próba ucząca Z składa się z punktów (x_i, y_i) , dla $i = 1, 2, \dots, N$. Obliczenia przeprowadza się dla tego samego zbioru danych, na podstawie którego zbudowano model d [13]. Pojęcie tzw. kosztu (w metodzie RT [13]) jest uogólnieniem idei, że najlepszą predykcją charakteryzuje się model o najmniejszym błędzie. Miarą kosztu jest stosunek błędnie zdefiniowanych przypadków do wszystkich przypadków. Zatem model optymalny powinien charakteryzować się najmniejszym kosztem. Struktura drzewa (liczba gałęzi i węzłów) zależy od liczby podziałów, która będzie odpowiadała za najlepszą predykcję. Podziały są dokonywane do momentu, gdy węzły są jednorodnie lub zawierają określoną liczbę przypadków. Ważnym elementem analizy i doboru wielkości drzewa jest wykonanie tzw. V -krotnego sprawdzianu krzyżowego, który polega na losowym podziale danych uczących. Wymagane jest wielokrotne tworzenie danego

drzewa, a także duży zbiór danych, umożliwiający wykonanie wspomnianych wyżej podziałów. Obliczenia zaprezentowane w niniejszej pracy przeprowadzono w programie Statistica 12.0.

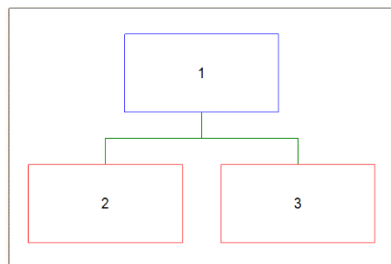
3. WYNIKI I DYSKUSJA

Rzeczywisty wskaźnik intensywności uszkodzeń przewodów magistralnych, rozdzielczych i przyłączy, w latach 2005–2012, wynosił średnio 0,13; 0,35 i 0,69 uszk./(km·a). W oparciu o metodykę przedstawioną powyżej, wybrano optymalne modele drzew regresyjnych, których struktury przedstawiono na rysunku 1. W przypadku modelu drzewa do przewidywania awaryjności przewodów magistralnych liczba węzłów dzielonych była równa 1, a końcowych 2. Natomiast struktury drzew optymalnych do modelowania awaryjności przewodów rozdzielczych i przyłączy były takie same i posiadały liczbę węzłów dzielonych równą 3, a końcowych 4. Podział na kolejne gałęzie uzależniony był od wartości liczby uszkodzeń w przypadku analizy przewodów magistralnych i przyłączy. Dla przewodów magistralnych tą graniczną wartością dla węzła 1 była liczba 24,5, natomiast dla przyłączy liczby 186,5; 360,0 oraz 275,0, odpowiednio dla węzłów numer 1, 3 oraz 4. W odniesieniu do przewodów rozdzielczych liczba uszkodzeń oraz długość były zmiennymi, które brały udział w podziale i wynosiły odpowiednio 355,0 (węzeł 1) i 491,0 (węzeł 3) oraz 1235,9 km (węzeł 4).

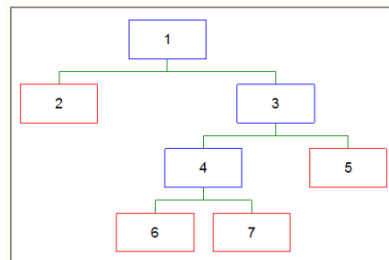
W tabeli 2 zestawiono minimalne koszty dla optymalnych modeli. Pozostałe struktury drzew regresyjnych charakteryzowały się kosztami większymi o rząd wielkości (lub nawet dwa). Przykładowy wykres sekwencji kosztów, dla kilku zbudowanych modeli drzew regresyjnych, przedstawiono na rysunku 2. Analogiczna analiza minimalnych kosztów została przeprowadzona w odniesieniu do pozostałych dwóch typów przewodów wodociągowych. Analiza rysunku 2 wskazuje, że drzewo numer 1 charakteryzowało się najmniejszym kosztem (0,000435), a zatem to właśnie ten model był optymalny do przewidywania wskaźnika awaryjności przyłączy.

Dla każdego węzła została obliczona średnia wartość wskaźnika awaryjności oraz wariancja. Wartości te wraz z licznością próby przypadającej na każdy węzeł przedstawiono w tabeli 3. Liczność ta określa, ile przypadków było analizowanych w danym węźle. W pracy przedstawiono prosty przykład zastosowania drzew regresyjnych w zagadnieniach przewidywania zmiennych opisujących stan techniczny przewodów wodociągowych.

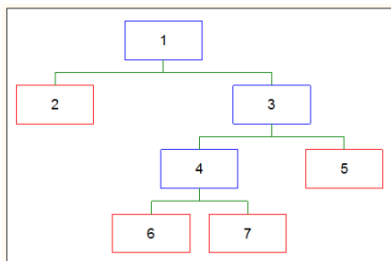
a)



b)



c)

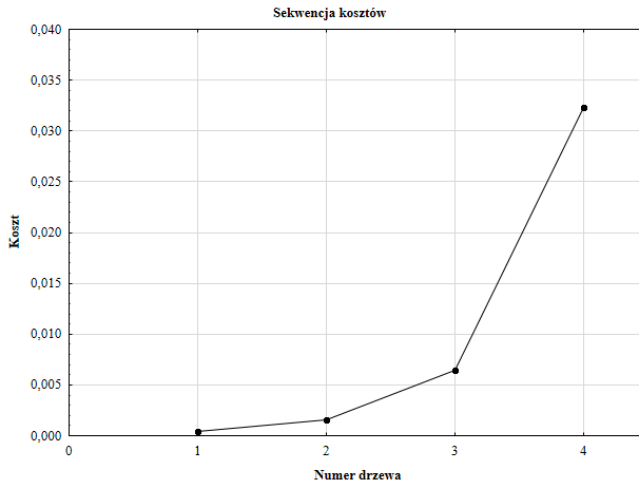


Rys. 1. Optymalne struktury drzew regresyjnych: a) przewody magistralne, b) przewody rozdzielcze, c) przyłącza

Tabela 2. Resubstytucja kosztów dla modelu optymalnego

Rodzaj przewodów	Koszt
Magistralne	0,000118
Rozdzielcze	0,000058
Przyłącza	0,000435

Należy wspomnieć, że drzewa regresyjne mogą być łączone w całe zespoły drzew, tworząc tzw. losowy las. Zespół drzew daje z reguły lepsze wyniki przewidywania niż jedno, nawet najbardziej skomplikowane drzewo [13]. W takim przypadku konieczne byłoby włączenie do wektora predyktorów wielu innych zmiennych, aby skomplikowana architektura modelu miała przełożenie na relacje między zmienną przewidywaną a zmiennymi niezależnymi. Jest to oczywiście limitowane możliwością uzyskania wielu zmiennych eksploatacyjnych. W przyszłości właściwe wydaje się uzupełnienie wektora predyktorów o informacje dotyczące ciśnienia panującego w sieci wodociągowej oraz o inne dane dotyczące rurociągów (np. materiał, średnica przewodów), a nawet o takie dane, wydawałoby się odbiegające od zagadnienia awaryjności, jak produkcja, pobór czy straty wody.



Rys. 2. Sekwencja kosztów dla modeli drzew regresyjnych – przyłącza

Tabela 3. Dane węzłów dla modelu optymalnego

Przewody magistralne			
Nr węzła	Liczność	Średnia	Wariancja
1	8	0,125	0,001000
2	3	0,087	0,000089
3	5	0,148	0,000136
Przewody rozdzielcze			
1	8	0,346	0,001998
2	1	0,260	0,000000
3	7	0,359	0,001069
4	6	0,347	0,000256
6	3	0,333	0,000089
7	3	0,360	0,000067
5	1	0,430	0,000000
Przyłącza			
1	8	0,685	0,032275
2	1	0,260	0,000000
3	7	0,746	0,007396
4	6	0,715	0,002025
6	1	0,630	0,000000
7	5	0,732	0,000696
5	1	0,930	0,000000

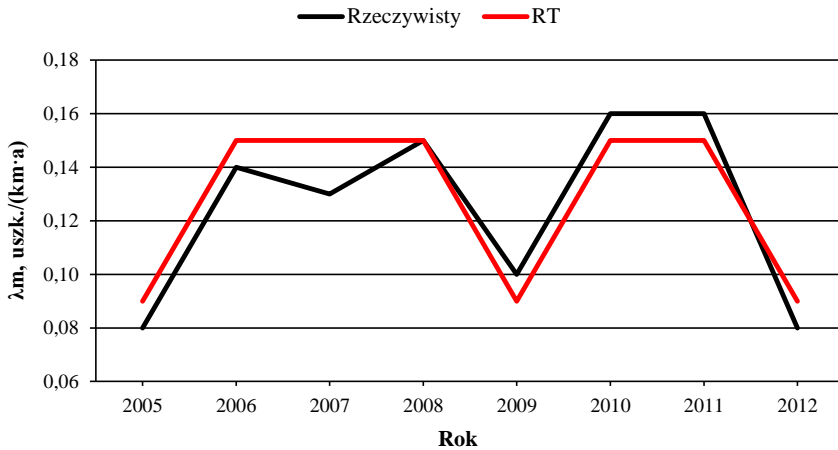
Wyniki przewidywania (z wykorzystaniem optymalnych modeli drzew regresyjnych) wskaźnika intensywności uszkodzeń przewodów magistralnych, rozdzielczych i przyłączy przedstawiono odpowiednio na rysunkach 3, 4 i 5 oraz w tabeli 4. Bardzo

ważnym elementem jest określenie tzw. ważności, czyli rankingu istotności predyktorów w skali 0–1. Takie podejście jest pomocne przy identyfikacji zmiennych posiadających istotną moc predykcyjną względem zmiennych zależnych [13]. W analizowanym zagadnieniu liczba uszkodzeń posiadała ważność równą 1 dla każdego rodzaju przewodu wodociągowego. Natomiast ważność zmiennej L wynosiła 0,33; 0,41 i 0,33 odpowiednio podczas przewidywania wskaźnika λ przewodów magistralnych, rozdzielczych i przyłączy.

Analiza tabeli 4 oraz rysunków 3–5 pokazuje, że rezultaty przewidywania wskaźnika awaryjności metodą drzew regresyjnych są zbieżne z wartościami rzeczywistymi. Struktury drzew regresyjnych (rys. 1) są relatywnie proste. Należy pamiętać, że do budowy tych modeli zastosowano jedynie dwie zmienne niezależne (L i N), co miało niewątpliwie wpływ na liczbę podziałów, gałęzi i węzłów. Im większy jest wektor predyktorów, tym bardziej rozbudowana architektura drzewa. Ponadto ważnym elementem (podobnie, jak w przypadku modelowania za pomocą innych metod regresyjnych) jest wiarygodna i pełna baza danych, bez zmiennych odstających. Konieczne wydaje się zatem, w kontekście ogólnie pojętej metodyki modelowania, dokonanie wstępnej analizy danych eksploatacyjnych i w razie potrzeby eliminacja zmiennych odstających. Jeśli odrzuconych danych jest zbyt wiele, stawia to pod znakiem zapytania zasadność modelowania. Niestety, rzeczywiste dane eksploatacyjne obciążone są niekiedy znacznymi błędami. W takich wypadkach należy rozsądnie podejść zarówno do odrzucania zmiennych odstających, jak i do włączania ich do analizy. Na tyle, na ile jest to możliwe należy dążyć (we współpracy z eksploatatorami) do wyjaśnienia nieściśłości i uzupełnienia brakujących parametrów.

Tabela 4. Wskaźnik intensywności uszkodzeń – modele optymalne drzew regresyjnych

Rok/typ przewodu	Przewody magistralne		Przewody rozdzielcze		Przyłącza	
	Wskaźnik intensywności uszkodzeń, uszk./km·a					
	Rzeczywisty	RT	Rzeczywisty	RT	Rzeczywisty	RT
2005	0,08	0,09	0,32	0,33	0,71	0,73
2006	0,14	0,15	0,43	0,43	0,93	0,93
2007	0,13	0,15	0,34	0,33	0,72	0,73
2008	0,15	0,15	0,34	0,33	0,74	0,73
2009	0,10	0,09	0,37	0,36	0,26	0,26
2010	0,16	0,15	0,35	0,36	0,71	0,73
2011	0,16	0,15	0,26	0,26	0,63	0,63
2012	0,08	0,09	0,36	0,36	0,78	0,73

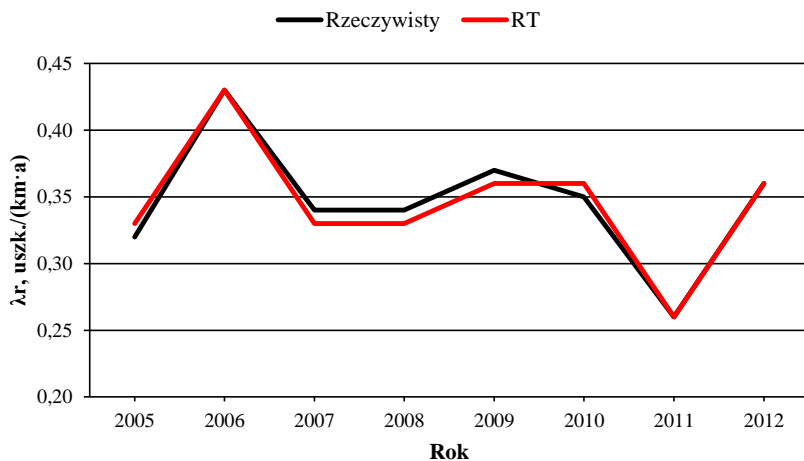


Rys. 3. Rzeczywiste i przewidywane wartości wskaźnika intensywności uszkodzeń przewodów magistralnych

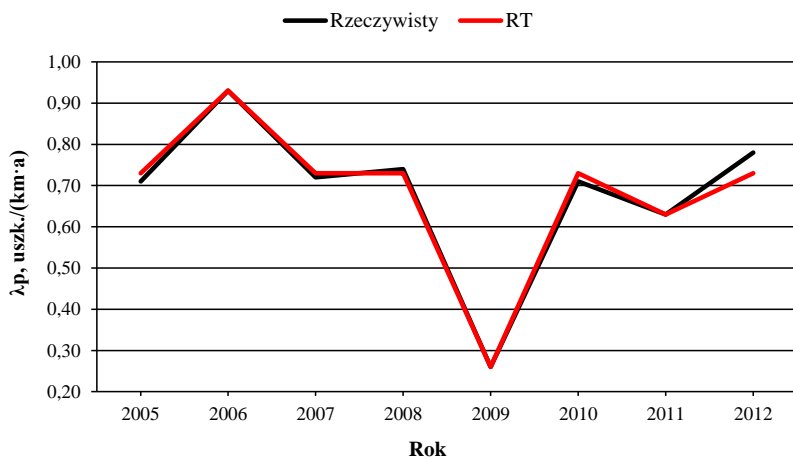
W przypadku przewodów magistralnych (rys. 3) wyniki uzyskane przy zastosowaniu optymalnego modelu RT są dobre. Rezultaty przewidywania są w latach 2005–2007 oraz 2012 nieco wyższe niż wartości rzeczywiste, natomiast w pozostałych latach nieco niższe. Jednak zauważalny jest właściwie identyczny trend zmian wskaźnika intensywności uszkodzeń, co symbolizują ułożone równolegle do siebie linie. Należy pamiętać, że na jakość przewidywania ma wpływ liczność próby. Zwłaszcza w odniesieniu do przewodów magistralnych, liczba lat (a co za tym idzie liczba przypadków wzorcowych) branych pod uwagę podczas tworzenia modelu RT, jest istotna z uwagi na relatywnie mniejszą liczbę występujących awarii w stosunku do uszkodzeń występujących na innych typach rurociągów. Sytuacja taka może mieć wpływ na uzyskanie nie do końca idealnej zbieżności, która charakteryzowana jest przez współczynnik korelacji (R) równy 0,939 oraz determinacji (R^2) równy 0,882.

Prognoza wskaźnika intensywności uszkodzeń przewodów rozdzielczych (rys. 4) jest bardzo dobra. Względny błąd przewidywania wyniósł maksymalnie trochę ponad 3%, co jest wynikiem satysfakcjonującym. W latach 2005, 2007–2010 oraz 2012 wskaźnik awaryjności wynosił ok. 0,3 uszk./(km·a). Przewidywanie tego wskaźnika metodą drzew regresyjnych dało dobre rezultaty. Należy zauważyć, że w latach 2006 i 2011 rzeczywiste wartości awaryjności znacznie odbiegały od danych z pozostałych lat. Również i w tym przypadku wyniki przewidywania pokryły się z wartościami rzeczywistymi. Jest to dowód na to, że algorytm RT jest w miarę uniwersalnym aproksymatorem. Inne metody regresyjne, np. sztuczne sieci neuronowe nie zawsze są w stanie dokonać właściwej prognozy danych nieco odstających od pozostałych wartości w zbiorze.

rze. Współczynnik korelacji Pearsona wyniósł 0,985, natomiast $R^2=0,970$, czyli zbieżność była lepsza niż w przypadku przewodów magistralnych, co właśnie może być związane z bardziej reprezentatywną próbką danych, o czym była już mowa.



Rys. 4. Rzeczywiste i przewidywane wartości wskaźnika intensywności uszkodzeń przewodów rozdzielczych



Rys. 5. Rzeczywiste i przewidywane wartości wskaźnika intensywności uszkodzeń przyłączy

Zaobserwowano praktycznie idealną zbieżność między rzeczywistą a przewidywaną awaryjnością przyłączy (rys. 5). Współczynniki R i R^2 były odpowiednio równe 0,993

i 0,986. Maksymalna wartość względnego błędu wyniosła 6,4% dla roku 2012. W pozostałych latach wartość ta wahała się w granicach 0–2,82%. Jednak analizując przydatność metod regresyjnych do przewidywania wskaźników awaryjności, należy brać pod uwagę nie tylko zgodność danych prognozowanych z rzeczywistymi, ale również typ rurociągu i jego wpływ na niezawodne działanie całej sieci dystrybucji wody. Awarie magistrali lub przewodu rozdzielczego mają donioślejsze skutki niż uszkodzenie nawet kilkunastu przyłączy domowych w jednym czasie. W związku z tym należy dążyć do zbudowania takiego modelu optymalnego, który będzie w sposób jeszcze dokładniejszy przewidywał wskaźnik intensywności uszkodzeń przewodów o średnicach większych, mających duży wpływ na działanie sieci wodociągowej w porównaniu np. do przyłączy domowych. Błędne oszacowanie wskaźnika λ w przypadku przewodów magistralnych i rozdzielczych (rys. 3 i 4, tab. 4) będzie miało większe konsekwencje z uwagi na wyższe koszty naprawy i tzw. koszty społeczne związane ze spadkiem ciśnienia w sieci lub chwilowymi przerwami w dostawie wody oraz innymi wydarzeniami mającymi związek z zaistniałą sytuacją awaryjną.

4. PODSUMOWANIE

W pracy zaprezentowano wyniki przewidywania, z wykorzystaniem metody drzew regresyjnych, wskaźnika intensywności uszkodzeń przewodów magistralnych, rozdzielczych i przyłączy w jednym z polskich miast. Tematyka pracy jawi się jako istotna z punktu widzenia prawidłowego i szybkiego szacowania poziomu niezawodności. Zbudowane modele RT mogą być przydatne w przypadku konieczności określenia wartości awaryjności na potrzeby np. podjęcia decyzji związanej z planowanymi remontami przewodów. Metodyka modelowania ukazana w niniejszej pracy jest pewnym novum w stosunku do dotychczasowego sposobu podejścia do przewidywania awaryjności przewodów wodociągowych. Przegląd literatury związanej z tą tematyką wykazał, że metoda drzew regresyjnych nie jest powszechnie stosowanym algorytmem podczas oceny poziomu niezawodności działania sieci wodociągowych. Fakt ten przyczynił się do podjęcia tego tematu. Zaprezentowane podejście i wyniki mają charakter wstępny, gdyż zmiennymi niezależnymi były podstawowe informacje: liczba uszkodzeń oraz długość danego typu rurociągu. Kolejnym etapem prac mogłaby być budowa bardziej skomplikowanych modeli drzew z wykorzystaniem większej liczby predyktorów, a w konsekwencji nawet stworzenie lasu losowego. Uzyskane w niniejszej pracy wyniki i zbieżność danych rzeczywistych z przewidywanymi (współczynniki determinacji na poziomie ok. 0,8 i 0,9) są, z inżynierskiego punktu widzenia, satysfakcjonujące. Względne błędy nie były wyższe niż 16%, 4% i 7% odpowiednio w przypadku przewodów magistralnych, rozdzielczych i przyłączy.

Należy pamiętać, że każde modelowanie obarczone jest błędem prognozy. Wybór modelu optymalnego powinien być związany nie tylko z uzyskaniem jak najlepszej zbieżności, ale także z oceną wpływu błędnego oszacowania. Skala i skutki awarii przewodów magistralnych lub rozdzielczych są nieporównanie większe niż uszkodzenia przyłączy domowych.

Praca została zrealizowana w ramach zlecenia B50519 z dotacji celowej przyznawanej dla Wydziału Inżynierii Środowiska Politechniki Wrocławskiej (W-7) przez Ministra Nauki i Szkolnictwa Wyższego na prowadzenie badań naukowych lub prac rozwojowych oraz zadań z nimi związanych służących rozwojowi młodych naukowców w latach 2015–2016.

LITERATURA

- [1] BOGARDI I., FÜLÖP R., *A spatial probabilistic model of pipeline failures*, Periodica Polytechnica Civil Engineering, 2011, Vol. 55, No. 2, 161–168.
- [2] CANDELIERI A., SOLDI D., CONTI D., ARCHETTI F., *Analytical leakages localization in water distribution networks through spectral clustering and support vector machines. The Iewater approach*, Procedia Engineering, 2014, Vol. 89, 1080–1088.
- [3] HOTŁOŚ H., *Ilościowa ocena wpływu wybranych czynników na parametry i koszty eksploatacyjne sieci wodociągowych*, Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej, Wrocław 2007.
- [4] ILLA J.M.G., ALONSO J.B., MARRE M.S., *Nearest-Neighbours for time series*, Applied Intelligence, 2004, Vol. 20, No. 1, 21–35.
- [5] IRIMIA-DIEGUEZ A.I., BLANCO-OLIVER A., VAZQUEZ-CUETO M.J., *A comparison of classification/regression trees and logistic regression in failure models*, Procedia Economics and Finance, 2015, Vol. 26, 23–28.
- [6] KLEINER Y., RAJANI B., *Comprehensive review of structural deterioration of water mains: statistical models*, Urban Water, 2001, Vol. 3, No. 3, 131–150.
- [7] KWIETNIEWSKI M., RAK J., *Niezawodność infrastruktury wodociągowej i kanalizacyjnej w Polsce*, Polska Akademia Nauk, Komitet Inżynierii Lądowej i Wodnej, Warszawa 2010.
- [8] KUTYŁOWSKA M., *Modelling of failure rate of water-pipe networks*, Periodica Polytechnica Civil Engineering, 2015, Vol. 59, No. 1, 37–43.
- [9] KUTYŁOWSKA M., ORŁOWSKA-SZOSTAK M., *Comparative analysis of water-pipe network deterioration – case study*, Water Practice and Technology, 2016, Vol. 11, No. 1, 148–156.
- [10] Materiały udostępnione przez Przedsiębiorstwo Wodociągów i Kanalizacji.
- [11] RAJANI B., KLEINER Y., *Comprehensive review of structural deterioration of water mains: physically based models*, Urban Water, 2001, Vol. 3, No. 3, 151–164.
- [12] SCHEIDEGGER A., LEITAO J.P., SCHOLTEN L., *Statistical failure models for water distribution pipes – A review from unified perspective*, Water Research, 2015, Vol. 83, 237–247.
- [13] Statistica 12.0, Electronic Manual.

REGRESSION TREES AS A TOOL FOR PREDICTION OF FAILURE FREQUENCY OF WATER PIPES

The paper shows the modelling, using regression trees method, of failure rate of water mains, distribution pipes and house connections in selected Polish city. Several models of regression trees were built. The choice of optimal models (separately for each type of conduit) was based on the cost analysis. The structure of regression tree contained independent variables (number of damages and the length of water pipes). Failure rate of three types of conduits was treated as dependent variable. Optimal models were characterized by the lowest costs and relatively simple architecture of tree. Operating data from years 2005–2012 were used for calculating the experimental values of failure rate and for regression trees models building. Optimal models for failure rate prediction of distribution pipes and house connections contained 3 divided nodes and 4 final nodes. On the other hand, regression tree for failure frequency modelling of water mains was less complicated in its structure and contained 1 divided node and 2 final nodes. The convergences between real and predicted values seem to be, from engineering point of view, satisfactory.

Urszula MILLER, Izabela SÓWKA, Waldemar ADAMIAK*

WPLYW DAWKOWANIA TRITONU X-100 NA BIOFILTRACJĘ POWIETRZA ZANIECZYSZCZONEGO PARAMI TOLUENU

Częstym problemem związanym z usuwaniem niektórych zanieczyszczeń ze środowiska jest ich mała rozpuszczalność w wodzie, która w znaczącym stopniu ogranicza możliwość ich biodegradacji lub wymywania. Z tego względu rośnie zainteresowanie zastosowaniem środków powierzchniowo czynnych, które w znacznym stopniu mogą wpływać na usuwanie zanieczyszczeń ze środowiska. Nie tylko zwiększają rozpuszczalność związków hydrofobowych, ale także ułatwiają ich wymywanie i zwiększają biodostępność. W niniejszej publikacji zaprezentowano wstępne wyniki badań laboratoryjnych nad zastosowaniem Tritonu X-100 w oczyszczaniu powietrza zanieczyszczonego parami toluenu metodą biofiltracji. Porównano wyniki pomiarów szybkości biofiltracji dla trzech wariantów pracy biofiltra: bez dawkowania surfaktantu oraz z dodatkiem surfaktantu w stężeniach: mniejszym i większym od wartości krytycznego stężenia micelizacji. Lepsze wyniki oczyszczania (maksymalna szybkość biofiltracji równa $25,3 \text{ g/m}^3\text{h}$) uzyskano zwilżając złożę roztworem Tritonu X-100 w stężeniu powyżej wartości CMC równym 200 mg/dm^3 .

1. WPROWADZENIE

Zanieczyszczenia charakteryzują się często dużą toksycznością, a przy tym są powoli usuwane i mają tendencję do akumulowania się w środowisku. Wzrost świadomości w zakresie negatywnego oddziaływania ksenobiotyków na środowisko, a także zainteresowanie społeczeństwa tematyką związaną z uciążliwością zapachową oraz zaostrzenie przepisów dotyczących jakości powietrza, wpływają na rozwój technologii i metod ograniczania emisji zanieczyszczeń. Konwencjonalne metody, takie jak spalanie, adsorpcja, absorpcja, kondensacji, zapewniają duże skuteczności oczyszczania, jednak często mogą powodować powstawanie niepożądanych odpadów, a także wiązać się z dużym zużyciem energii. Metody biologiczne są alternatywą w oczyszczaniu gazów o małych wartościach stężeń

* Politechnika Wroclawska, Wydział Inżynierii Środowiska, Wybrzeże S. Wyspiańskiego 27, 50–370 Wrocław, urszula.miller@pwr.edu.pl.

zanieczyszczeń. Biofiltracja jest metodą dezodoryzacji stosowaną szeroko w oczyszczalniach ścieków, obiektach gospodarki odpadami oraz zakładach przemysłowych. W metodzie tej, gazy odlotowe zawierające biodegradowalne lotne związki organiczne (LZO) doprowadzane są na złoża filtracyjne, np. torf, włókno kokosowe, kora drzewna, bądź kompozyty mineralne, zasiedlone przez mikroorganizmy. Zanieczyszczenia, zawarte w strumieniu gazów, absorbowane są w fazie wodnej (wilgotność złoża może wynosić nawet 80–90%) lub adsorbują się na powierzchni materiału filtracyjnego, gdzie ulegają tlenowemu rozkładowi. Biofiltracja pozwala na usuwanie niektórych zanieczyszczeń ze skutecznością powyżej 99%, a przy tym jest praktycznie bezodpadowa i nie wymaga dużych nakładów inwestycyjnych i eksploatacyjnych, w porównaniu z tradycyjnymi metodami oczyszczania gazów odlotowych. Metodą biofiltracji można usuwać zarówno związki organiczne, takie jak alkohole, ketony, aldehydy oraz niektóre węglowodory aromatyczne i alifatyczne, jak i nieorganiczne, np. siarkowódór czy amoniak) [10].

W biofiltracji podstawowym czynnikiem determinującym przebieg procesu oczyszczania gazów są mikroorganizmy zasiedlające złoża filtracyjne. Parametrami, których wartości mogą wpływać na biofiltrację, są: temperatura, wilgotność, stężenie jonów wodorowych, potencjał oksydoredukcyjny, dostępność pokarmu oraz obecność toksyn [4]. Skutki zmian wartości podanych parametrów mogą mieć charakter krótko- lub długoterminowy, co wynika ściśle z czasu procesów zachodzących w złożu, które mogą trwać od kilku sekund do kilku dni lub tygodni. Skutki krótkoterminowe wywołują reakcje fizjologiczne na poziomie pojedynczych organizmów, np. spadek wilgotności może powodować zwiększenie stresu fizjologicznego. Długoterminowe skutki zmian występują natomiast na poziomie ekosystemu. Bakterie zasiedlające złoża filtracyjne, w przypadku jego przesuszenia, są zastępowane przez grzyby kserofilne [9]. Również adaptacja złoża biofiltra może przebiegać na dwóch poziomach: komórkowym (adaptacja enzymatyczna) i na poziomie układu oczyszczającego (adaptacja biocenotyczna). Po uruchomieniu instalacji, drobnoustroje otrzymujące nowe źródło węgla w postaci obecnych w gazach zanieczyszczeń, poprzez indukcję odpowiednich enzymów, nabywają zdolność do rozkładu ksenobiotyków. Adaptacja enzymatyczna trwa zwykle kilka godzin i stanowi jedynie niewielką część czasu adaptacji złoża. Pełna adaptacja złoża jest procesem długotrwałym (może trwać kilka dni, a nawet miesięcy) i obejmuje również czas namnażania się mikroorganizmów do ilości będącej w stanie sprostać obciążeniu masowemu złoża [1]. Do czynników determinujących wydajność biofiltra należą również parametry eksploatacyjne instalacji, takie jak stężenie i rodzaj zanieczyszczeń czy szybkość przepływu strumienia gazów [5]. Właściwości fizykochemiczne niektórych zanieczyszczeń mogą całkowicie wykluczyć zastosowanie biofiltracji jako metody usuwania ich ze środowiska. Głównym czynnikiem limitującym, poza podatnością na biodegradację, jest rozpuszczalność związków chemicznych w wodzie. Prowadzone badania [2, 19] wykazały pozytywny wpływ biofiltracji zanieczyszczeń hydrofobowych w obecności związku hydrofilowego, będącego jednocześnie rozpuszczalnikiem tego pierwszego. Poprzez zwiększenie rozpuszczalności ksenobiotyku zwiększa się jego biodostępność, co

wpływa na poprawę efektów jego usuwania. Podobne działanie można wykazać stosując niektóre surfaktanty [13].

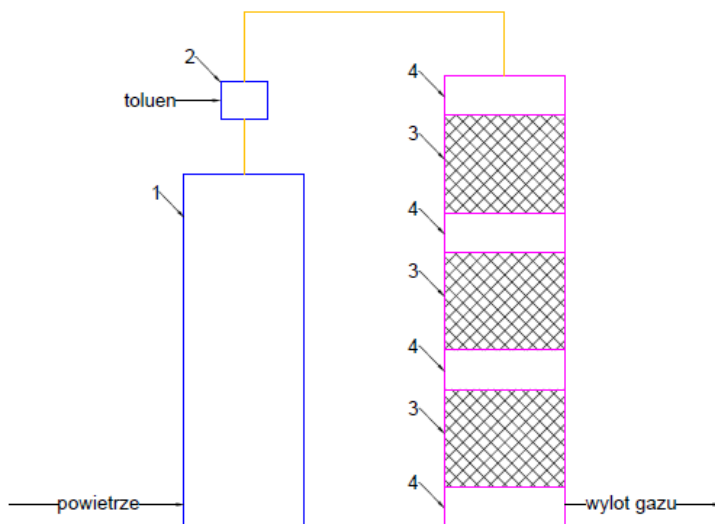
Surfaktanty są to środki powierzchniowo czynne o strukturze amfifilowej, składające się zwykle z hydrofobowego łańcucha węglowodorowego i niejonowej, anionowej, kationowej lub amfoterycznej części hydrofilowej. Fragment niepolarny bardzo słabo oddziałuje z cząsteczkami wody, natomiast część polarna tworzy z nimi silne oddziaływania jonowe lub dipol-dipol. Surfaktanty mają tendencję do agregowania w micelle i gromadzenia się na granicach międzyfazowych. Aktywność powierzchniowa cząsteczek surfaktantów zmienia właściwości roztworów poprzez obniżanie ich napięcia powierzchniowego oraz zmianę swobodnej energii międzyfazowej w układach ciecz-gaz lub ciecz-ciecz [16]. Głównymi parametrami, mającymi wpływ na rozpuszczalność surfaktantu i jego aktywność powierzchniową są stężenie, temperatura oraz równowaga hydrofilowo-lipofilowa. Minimalne stężenie, w którym się to dzieje nazywane jest krytycznym stężeniem micelizacji (CMC, ang. *critical micelle concentration*). Cząsteczki mogą występować tu zarówno w formie monomerów, jak i asocjatów (miceli), które mogą przybierać różne formy (kuliste, micelle niesferyczne, usieciowane) [20]. Najniższa temperatura, w której powstają micelle nazywana jest temperaturą krytyczną micelizacji (CMT). Równowaga hydrofilowo-lipofilowa (HLB) jest natomiast miarą stosunku części polarnej w cząsteczce do części niepolarniej. Wskaźnik ten mówi o tym, jak bardzo surfaktant jest hydrofobowy lub hydrofilowy (w skali 0 do 20, gdzie 0 oznacza pełną hydrofobowość, a 20 – hydrofilowość) [12]. Surfaktanty stosowane są w przemyśle chemicznym, kosmetycznym, farmaceutycznym, agrochemicznym, włókienniczym, naftowym i tworzyw sztucznych. Znajdują zastosowanie również w inżynierii środowiska, głównie w bioremediacji gruntów i przy wyciekach ropy naftowej. Poprawiają rozpuszczalność zanieczyszczeń w wodzie, zwiększając ich biodostępność i ułatwiają wymywanie. Najczęściej stosowane są surfaktanty niejonowe, ze względu na mniejszą toksyczność w porównaniu z innymi detergentami. Nie ulegają w wodzie dysocjacji, większość z nich nie powoduje denaturacji białek [11].

2. MATERIAŁY I METODYKA BADAŃ

Do badań kinetyki procesu biofiltracji lotnych związków organicznych, wybrano toluen. Ma on szerokie zastosowanie w przemyśle rafineryjnym, produkcji farb i rozpuszczalników, a także jako surowiec w przemyśle chemicznym. Toluen jest toksyczny, działa szkodliwie przez drogi oddechowe i skórę, może mieć szkodliwe działanie na płód [14]. Biodegradacja toluenu może przebiegać dwoma drogami. Pierwszym sposobem jest, podobnie jak w przypadku benzenu, przyłączenie grup hydroksylowych, z powstaniem metylowej pochodnej katecholu i rozszczepienie pierścienia. Rozkład toluenu może też zajść poprzez utlenienie grupy metylowej do karboksylowej, a dopiero

w dalszej kolejności dochodzi do rozerwania pierścienia. Obecność podstawnika metylowego może w znacznym stopniu wpływać na łatwość rozkładu toluenu przez mikroorganizmy, gdyż ułatwia im „zaatakowanie” cząsteczki [7]. Rozpuszczalność toluenu w wodzie w temperaturze 20°C wynosi 0,5 g/dm³, co może ograniczać skuteczność jego usuwania metodą biofiltracji. Przeprowadzone badania miały na celu określenie wpływu dawkowania surfaktantu (Triton X-100) na szybkość biofiltracji toluenu.

Badania własne biofiltracji toluenu przeprowadzono na instalacji badawczej w skali laboratoryjnej (schemat ideowy przedstawiono na rys. 1). Kolumnę filtracyjną stanowiła rura PCW o średnicy wewnętrznej 0,1 m, wypełniona trzema warstwami materiału filtracyjnego o wysokości 0,3 m każda. Powietrze doprowadzane było najpierw do kolumny do wstępnego kondycjonowania gazów o wysokości 1 m wypełnionej wilgotnym węglem aktywnym. Strumień przepływającego gazu ustalono na 750 dm³/h. Następnie nawilżone powietrze doprowadzane było do mieszalnika, gdzie łączyło się z dozowanym z płuczki w postaci par toluenu. Strumień gazu był prowadzony od góry kolumny filtracyjnej przez kolejne warstwy złoża. Próbkę gazu pobierane były z czterech króćców znajdujących się na wlocie do biofiltra, a także po każdej z trzech warstw złoża i poddawane analizie chromatograficznej. Dla wszystkich trzech serii pomiarowych zapewniono jednakowe warunki pracy biofiltra.



Rys. 1. Schemat instalacji badawczej:

- 1 – kolumna do wstępnego kondycjonowania gazów, 2 – mieszalnik, 3 – złoża filtracyjne,
4 – króciec poboru gazu

Kinetykę procesu biofiltracji opisano w postaci zależności szybkości biofiltracji od obciążenia złoża zanieczyszczeniem wyrażonych jako:

- obciążenie złoża O_z , g/m³s:

$$O_z = \frac{C_p \cdot \dot{V}_g}{V_z} \quad (1)$$

gdzie:

C_p – stężenie toluenu w powietrzu dopływającym do złoża filtracyjnego, g/m³;

\dot{V}_g – strumień gazu przepływającego przez złożo filtracyjne, m³/s;

V_z – objętość złoża, m³;

- szybkość biofiltracji V_r , g/m³s

$$V_r = \frac{(C_p - C_k) \cdot \dot{V}_g}{V_z} \quad (2)$$

gdzie:

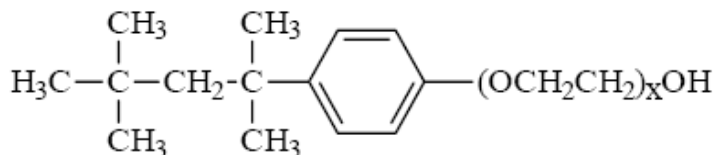
C_k – stężenie toluenu w powietrzu po przejściu przez warstwę materiału filtracyjnego, g/m³;

C_p – stężenie toluenu w powietrzu dopływającym do złoża filtracyjnego, g/m³;

V_z – objętość złoża, m³.

Materiałem filtracyjnym użytym w badaniach było włókno kokosowe z dodatkiem perlitu, zasilone pożywką mineralną o zawartości azotu 23%, fosforu (P₂O₅) 5%, potasu (K₂O) 10% i magnezu (MgO) 2%.

W badaniach zastosowano surfaktant Triton X-100, należący do niejonowych środków powierzchniowo czynnych z rodziny Triton X. Jest to eter polimeru glikolu polietylenowego (część hydrofilowa) i p-t-oktylofenolu (część hydrofobowa). Ma postać bezbarwnej lub białawej cieczy, dobrze rozpuszczalnej w wodzie. Krytyczne stężenie micelizacji dla Tritonu X-100 wynosi 150 mg/dm³, a masa molowa 624 g/mol [8].



Rys. 2. Triton X-100 (x = 9 – 10)

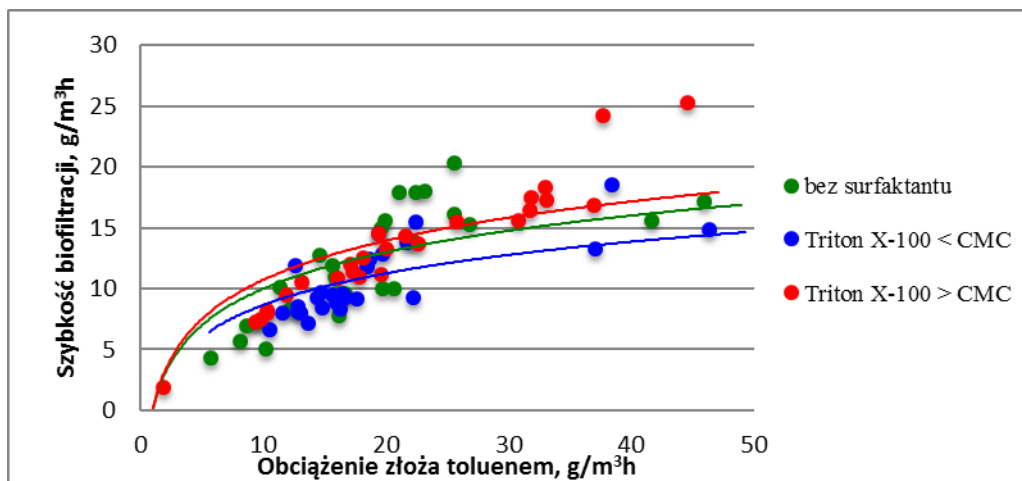
Przeprowadzono trzy serie pomiarowe biofiltracji toluenu w następujących wariantach pracy biofiltra:

- bez dodatku surfaktantu (seria kontrolna),
- z dodatkiem surfaktantu o stężeniu poniżej wartości krytycznego stężenia micelizacji,
- z dodatkiem surfaktantu o stężeniu powyżej wartości krytycznego stężenia micelizacji.

Każda seriaa pomiarowa trwała 55 dni. Surfaktant dodawany był do złoża po wstępnym okresie adaptacji, podczas jego nawilżania. Krytyczne stężenie micelizacji dla Tritonu X-100 wynosi 150 mg/dm^3 , zatem do badań przyjęto dwie wartości stężenia surfaktantu: $100 \text{ mg/dm}^3 (< \text{CMC})$ i $200 \text{ mg/dm}^3 (> \text{CMC})$.

3. WYNIKI BADAŃ I ICH DYSKUSJA

Wyniki badań nad wpływem stężenia Tritonu X-100 na szybkość biofiltracji toluenu przy obciążeniu złoża zanieczyszczeniem w zakresie od 0 do $50 \text{ g/m}^3\text{h}$ przedstawiono na rys. 3.



Rys. 3. Zależność szybkości biofiltracji toluenu od obciążenia złoża dla trzech założonych wariantów pracy biofiltra

Z przeprowadzonych badań wynika, że maksymalna szybkość biofiltracji toluenu wyniosła: 20,3, 18,5 i 25,3 $\text{g/m}^3\text{h}$, odpowiednio dla sesji pomiarowej bez zastosowania surfaktantu, z zastosowaniem Tritonu X-100 w stężeniu poniżej krytycznego stężenia micelizacji i z dawkowaniem Tritonu X-100 w stężeniu powyżej wartości CMC. Zaobserwowano, iż przy niskich stężeniach toluenu w powietrzu wlotowym biofiltr działał na podobnym poziomie, ze skutecznością ok. 80% dla każdego z trzech ustalonych wariantów badań. Dla obciążenia złoża parami toluenu powyżej $30 \text{ g/m}^3\text{h}$ lepsze wyniki oczyszczania uzyskano

zwilżając złoże roztworem surfaktantu o stężeniu powyżej wartości CMC. Zastosowanie roztworu surfaktantu w stężeniu mniejszym niż CMC nie wywołało poprawy efektów działania biofiltra.

Wpływ dawkowania surfaktantu na biofiltrację powietrza zanieczyszczonego parami toluenu został zbadany przez Wu-Chung i Hui-Zheng (2008) i Wu-Chung C. i Hong-Yua (2010) na przykładzie dwóch związków powierzchniowo czynnych: Brij 30 i Brij 35 [17, 18]. Badacze określili wpływ stężenia surfaktantu na rozpuszczalność toluenu w wodzie poprzez określenie stosunku S/S_0 (stosunek stężenia toluenu w wodzie z dodatkiem surfaktantu do stężenia toluenu bez dodatku surfaktantu). Wykazano, że zarówno Brij 30, jak i Brij 35 wpływają na poprawę rozpuszczalności toluenu w fazie wodnej. Najlepsze efekty uzyskano dla zakresu stężeń surfaktantów poniżej wartości krytycznego stężenia micelizacji (CMC). Zaobserwowano również, że rozpuszczalność toluenu w wodzie zwiększa się wraz ze wzrostem stężenia związku powierzchniowo czynnego, jednakże tylko do pewnej wartości krytycznej, powyżej której następuje zmniejszenie pozytywnego wpływu surfaktantu. Optymalne stężenie Brij 30, przy którym uzyskano największą wartość stosunku S/S_0 , wyniosło 35 mg/dm^3 . W przypadku Brij 35 w pełnym badanym zakresie jego stężenia (tj. od 0 do 540 mg/dm^3) nastąpiła poprawa rozpuszczalności toluenu, przy czym najlepsze efekty otrzymano dla stężeń surfaktantu poniżej wartości CMC. Uzyskane wyniki mogły sugerować, że wraz ze wzrostem rozpuszczalności toluenu wzrosnie jego biodostępność, co będzie można wykorzystać dla uzyskania większej skuteczności biofiltracji zanieczyszczonych gazów. Jednak przeprowadzone eksperymenty wykazały spadek maksymalnej szybkości biofiltracji wraz ze wzrostem stężenia surfaktantu, a także hamujący wpływ detergentu na wzrost mikroorganizmów. Uzyskane przez autorów wyniki można wytłumaczyć jednak nie tylko negatywnym działaniem surfaktantów na zasiedlenie złoża, lecz również z wrażliwości mikroorganizmów zasiedlających złoże biofiltra na toksyczne działanie toluenu w stężeniu równym 200 ppm.

Badania wpływu Tritonu X-100 na efekty oczyszczania gazów metodą biofiltracji prowadzone zarówno dla stężenia surfaktantu równego krytycznemu stężeniu micelizacji, jak i dla stężeń poniżej i powyżej wartości CMC. Hassan i Sorial (2008), w pracy dotyczącej usuwania n-heksanu, jako przykładowego związku hydrofobowego [3], porównali działanie dwóch biofiltrów pracujących przy obciążeniu złoża zanieczyszczeniem w zakresie od 5,37 do $10,41 \text{ g/m}^3\text{h}$. Po okresie adaptacji złoża, do jednego z biofiltrów wraz z pożywką dodano Triton X-100 w stężeniu równym krytycznemu stężeniu micelizacji. Badania wykazały, że dodanie tego surfaktantu nie wpłynęło na poprawę pracy biofiltra, a jego działanie na rozpuszczalność n-heksanu było niewielkie.

W stężeniu o wartości poniżej CMC, Triton X-100 został zastosowany w badaniach wpływu surfaktantu na skuteczność usuwania styrenu przez Song i in. (2012) [15]. Podobnie jak w wyżej opisanych badaniach, środek powierzchniowo czynny został dodany do jednej z dwóch kolumn wraz z pożywką. Dla różnych obciążeń złoża zanieczyszczeniem: 65,3, 100,9 i $201,7 \text{ g/m}^3\text{h}$ uzyskano odpowiednio 87, 70 i 50% skuteczności oczyszczania

dla biofiltra kontrolnego (bez dawkowania surfaktantu) i 96, 92 i 82% dla biofiltra zasilanego roztworem Tritonu. Poza pozytywnym wpływem surfaktantu na efekty usuwania styrenu zaobserwowano również poprawę stabilności pracy biofiltra w czasie. Badania własne nad zastosowaniem Tritonu X-100 w stężeniu mniejszym od wartości CMC w biofiltracji toluenu nie potwierdziły zależności wykazanej przez cytowanych autorów.

Triton X-100 w stężeniu powyżej krytycznego stężenia micelizacji zastosowano natomiast w badaniach Dhamwichukorn i in. (2001) nad oczyszczaniem gazów zanieczyszczonych metanolem i α -pinenem [6]. Eksperyment przeprowadzono na złożu filtracyjnym podgrzewanym do temperatury 55°C, zaszczerpionym mikroflorą termofilną. Badania przeprowadzono przy małym natężeniu przepływu gazów (18 dm³/h) i obciążeniu złoża zanieczyszczeniami w zakresie 1,5–2 g/m³h. Zastosowano mieszaninę niejonowych związków powierzchniowo czynnych o następującym składzie: Triton X-100 (0,05%), Brij 35 (0,1%) i Brij 58 (0,05%). Dodanie surfaktantów wyraźnie zwiększyło rozpuszczalność zanieczyszczeń w wodzie i wpłynęło na zwiększenie szybkości biofiltracji. Dla biofiltra zasilanego mieszaniną maksymalna szybkość oczyszczania wyniosła ok. 1,8 g/m³h i była trzykrotnie większa w porównaniu z kontrolą (dla biofiltra bez dawkowania surfaktantów maksymalna szybkość biofiltracji wyniosła 0,6 g/m³h). Wyniki badań własnych z zastosowaniem Tritonu X-100 w stężeniu większym od wartości CMC przeprowadzonych dla toluenu również wykazały pozytywny wpływ surfaktantu na szybkość biofiltracji.

Zaprezentowane wyniki stanowią podstawę do dalszych badań nad zastosowaniem Tritonu X-100 w biofiltracji toluenu, z założeniem, że jako wyjściowe należy przyjąć stężenie roztworu surfaktantu większe od wartości krytycznego stężenia micelizacji.

4. PODSUMOWANIE

Surfaktanty poprzez zwiększenie rozpuszczalności hydrofobowych lotnych związków organicznych mogą wpływać na zwiększenie ich biodostępności, a tym samym poprawiać skuteczność procesu biofiltracji gazów. Działanie związków powierzchniowo czynnych zależy od ich rodzaju oraz stężenia. Detergenty mogą mieć również negatywny wpływ na biodegradację zanieczyszczeń poprzez działanie toksyczne względem mikroorganizmów zasiedlających złożę. Z tego względu niezwykle istotny jest dobór odpowiedniego surfaktantu i jego stężenia, tak by zoptymalizować korzyści wynikające z jego działania. Z przeprowadzonych badań wynika, iż zastosowanie Tritonu X-100 w stężeniu większym od wartości CMC daje możliwość zwiększenia szybkości usuwania toluenu, a tym samym oczyszczania gazów przy większym obciążeniu złoża zanieczyszczeniem.

Prace zrealizowane w ramach zlecenia B50618 z dotacji celowej przyznawanej dla Wydziału Inżynierii Środowiska Politechniki Wrocławskiej (W-7) przez Ministra Nauki i Szkolnictwa Wyższego na prowadzenie badań naukowych lub prac rozwojowych oraz

zadań z nimi związanych służących rozwojowi młodych naukowców oraz uczestników studiów doktoranckich w roku 2015/2016.

LITERATURA

- [1] ALEXANDER M., *Biodegradation and Bioremediation*, Cornell University, New York 1994.
- [2] ALY HASSAN A., SORIAL G., *Biofiltration of n-hexane in the presence of benzene vapors*, Journal Chemical Technology and Biotechnology, 2010, Vol. 85, 371–377.
- [3] ALY HASSAN A., SORIAL G. A., *N-hexane biodegradation in trickle bed air biofilters*, Water, Air and Soil Pollution: Focus, 2008, Vol. 8, 287–296.
- [4] BURGESS J. E., PARSONS S. A., STUETZ R. M., *Developments in odour control and waste gas treatment biotechnology: a review*, Biotechnology Advances, 2001, Vol. 19, No. 1, 35–63.
- [5] DEVINNY J. S., DESHUSSES M. A., WEBSTER T. S., *Biofiltration for air pollution control*, Lewis Publishers, USA 1999.
- [6] DHAMWICHUKORN S., KLEINHEIZ G. T., BAGLEY S. T., *Thermophilic biofiltration of methanol and α -pinene*, Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology, 2001, Vol. 26, 127–133.
- [7] EL-NAAS M. H., ACIO J. A., EL TELIB A. E., *Aerobic biodegradation of BTEX: Progress and Prospects*, Journal of Environmental Chemical Engineering, 2014, Vol. 2, 1104–1122.
- [8] HAMADAMIN S. I., *Adsorption of Triton X-100 Surfactant on Different Agricultural Soils*, National Journal of Chemistry, 2009, Vol. 35, 415–426.
- [9] HAQUE F., DE VISSCHER A., SEN A., *Biofiltration for BTEX Removal*, Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 2011, Vol. 42, 2648–2692.
- [10] KUMAR T. P., RAHUL, KUMAR A. M., CHANDRAJI B., *Biofiltration of volatile organic compounds (VOCs) – An overview*, Research Journal of Chemical Sciences, 2011, Vol. 1, No. 8, 83–92.
- [11] OGWONOWSKI J., TOMASZKIEWICZ-POTĘPA A., *Związki powierzchniowo czynne*, Zakład Graficzny Politechniki Krakowskiej, Kraków 1999.
- [12] PRZONDO J., *Związki powierzchniowo czynne i ich zastosowanie w produktach chemii gospodarczej*, Zakład Poligraficzny Politechniki Radomskiej, Radom 2007.
- [13] RAMIREZ A., GARCIA-AGUILAR B., JONES P., HEITZ M., *Improvement of methane biofiltration by the addition of non-ionic surfactants to biofilters packed with inert materials*, Process Biochemistry, 2012, Vol. 47, 76–82.
- [14] SINGH K., SINGH R. S., RAI B. N., UPADHYAY S. N., *Biofiltration of toluene using wood charcoal as the biofilter media*, Bioresource Technology, 2010, Vol. 101, 3947–3951.
- [15] SONG T., YANG C., ZENG G., YU G., XU C., *Effect of surfactant on styrene removal from waste gas streams in biotrickling filters*, Journal Chemical Technology and Biotechnology, 2012.
- [16] TADROS T. F., *Applied Surfactants*. Willey-VCH Verlag, Weinheim 2005.
- [17] WU-CHUNG C., HONG-YUAN Y., *The influence of nonionic surfactant Brij 30 on biodegradation of toluene in a biofilter*, African Journal of Biotechnology, 2010, Vol. 9, No. 36, 5914–5921.
- [18] WU-CHUNG C., HUI-ZHENG Y., *Nonionic surfactant Brij 35 effects on toluene biodegradation in a composite bead biofilter*, African Journal of Biotechnology, 2008, Vol. 8, No. 20, 5406–5414.
- [19] ZEHRAOUI A., A. ALY HASSAN, G. A. SORIAL, *Effect of methanol on the biofiltration of n-hexane*, Journal of Hazardous Materials, 2012, Vol. 219–220, 176–182.

- [20] ZIELIŃSKI R., *Surfaktanty. Budowa, właściwości i zastosowania*, Wydawnictwo Uniwersytetu Ekonomicznego w Poznaniu, Poznań 2009.

EFFECT OF TRITON X-100 ON BIOFILTRATION OF AIR CONTAMINATED BY TOLUENE VAPOR

A common problem associated with the removal of some pollutants from the environment is their low solubility in water, which significantly limits the possibility of their biodegradation or removal process from the environment. Therefore, there is the growing interest in the use of surfactants that may significantly influence on the removal processes. Surfactants do not only increase the solubility of hydrophobic compounds, but also make them easier to remove and increase their bioavailability. This paper presents the preliminary results of laboratory tests on the use of Triton X-100 in treatment – using biofiltration – of gases contaminated by toluene vapor. The results of biofiltration rate measurements for three options of biofilter work was compared: with 1) no dosage of surfactant, 2) the addition of surfactant concentrations smaller than the critical micelle concentration and 3) the addition of surfactant concentrations larger than the critical micelle concentration. Better results (maximum biofiltration rate was 25,3 g/m³h) were obtained for using of Triton X-100 with the value above-CMC equal to 200 mg /dm³.

Anna MŁYŃSKA, Michał ZIELINA*

ANALIZA POWŁOK POLIURETANOWYCH STOSOWANYCH DO ZABEZPIECZANIA WEWNĘTRZNYCH POWIERZCHNI PRZEWODÓW WODOCIĄGOWYCH

Do zabezpieczenia wewnętrznych powierzchni przewodów wodociągowych przed korozją coraz częściej popularne stają się powłoki poliuretanowe, co z pewnością wynika z wielu ich zalet. Pomimo tego, iż w przeciwieństwie do powłok cementowych nie zapewniają one czynnej ochrony antykorozyjnej, to jednak żywice poliuretanowe charakteryzują się natychmiastowym czasem wiązania, co powoduje, że odnawiany tą metodą rurociąg może zostać bardzo szybko przywrócony do ponownej eksploatacji. Ponadto, grubość naniesionej poliuretanowej warstwy ochronnej jest dużo mniejsza niż w przypadku wykładzin cementowych. Innymi właściwościami poliuretanów, które wpływają na wzrastającą powszechność ich stosowania jest m.in. bardzo dobra przyczepność do stali i żeliwa, a także duża wytrzymałość mechaniczna i odporność chemiczna. Biorąc pod uwagę fakt, że powłoki poliuretanowe stają się alternatywą do powszechnie stosowanych powłok cementowych, bardzo istotna jest także analiza ich wpływu na jakość wody. Wyniki przeprowadzonych dotychczas badań wskazują, że powłoki poliuretanowe powodują obniżenie wartości pH wody i przyczyniają się do pojawienia się w wodzie zanieczyszczeń organicznych w początkowym okresie kontaktu poliuretanu z wodą. Nie odnotowuje się natomiast zagrożenia przenikania substancji toksycznych z powłok poliuretanowych do wody.

1. WPROWADZENIE

Wśród bezwykopowych metod renowacji przewodów wodociągowych wyróżnia się wiele technik, jednak jednymi z częściej stosowanych są technologie natryskowe, polegające na naniesieniu na wewnętrzną powierzchnię dokładnie oczyszczonego rurociągu odpowiedniego materiału ochronnego w postaci wyprawy cementowej, żywicy epoksydowej lub żywicy poliuretanowej. Zdecydowanie najbardziej popularnym i sprawdzonym jest stosowany już od kilkadziesiąt lat natrysk z wyprawy cementowej, który

* Politechnika Krakowska im. T. Kościuszki, Wydział Inżynierii Środowiska, Instytut Zaopatrzenia w Wodę i Ochrony Środowiska, ul. Warszawska 24, 31-155 Kraków, a.mlynska13@gmail.com, mziel@vistula.wis.pk.edu.pl.

stanowi doskonałe zabezpieczenie rurociągów stalowych i żeliwnych przed procesem korozji. Działanie ochronne powłoki wykonanej na bazie cementu obejmuje nie tylko ochronę bierną, ale wyróżniającą ją także spośród innych metod odnowy ochronę czynną oraz zdolność do samoregeneracji [12, 14, 16]. Powłoki epoksydowe i poliuretanowe również uznaje się za doskonałe zabezpieczenie rurociągów przed korozją, jednak stanowią one jedynie barierę mechaniczną oddzielającą ścianę rurociągu od wody [4]. Pomimo tego, iż cementowanie dodatkowo uznawane jest za najtańszą z technik renowacji, zauważa się jednak, że coraz częściej wykorzystywane są natryski wykonane na bazie żywic poliuretanowych, co zapewne spowodowane jest wieloma ich zaletami. Za największą zaletę tej metody należy uznać natychmiastowe wiązanie składników poliuretanu oraz minimalną grubość stosowanej warstwy ochronnej, rzędu 1 mm [9]. W przypadku wykładzin cementowych czas wiązania i dojrzewania materiału trwa zdecydowanie dłużej – zwykle wynosi 24 godziny, co przyczynia się do dłuższego czasu wyłączenia z eksploatacji rurociągu odnawianego tą metodą [1, 3], natomiast grubość powłoki cementowej uzależniona od średnicy i rodzaju materiału, z którego wykonany jest przewód wodociągowy wynosi od 3 do 10 mm [19]. Rozpatrując wpływ powłok zabezpieczających wnętrza rurociągów przed korozją na jakość kontaktującej się z nimi wody, przeprowadzone badania [5, 22, 23] dowodzą, że wykładziny cementowe przyczyniają się m.in. do zwiększania wartości pH wody (dotyczy to przede wszystkim wód miękkich) oraz do wzrostu koncentracji glinu na skutek wymycia go z warstwy ochronnej. Ponadto, w związku z istniejącym zagrożeniem wymywania z powłok cementowych do wody szczególnie niebezpiecznych metali ciężkich, takich jak chrom, ołów, czy kadm, będących składnikami cementu przeprowadzone zostały także badania pod tym kątem [5, 13, 23].

Biorąc pod uwagę fakt, iż zastosowanie powłok poliuretanowych do antykorozyjnej ochrony rurociągów staje się alternatywą do powszechnie stosowanych wykładzin cementowych, w niniejszej pracy przedstawiono charakterystykę powłok wykonanych na bazie żywic poliuretanowych. Ponadto, dokonano przeglądu wyników przeprowadzonych dotychczas badań dotyczących wpływu tychże powłok na ewentualne zmiany parametrów jakościowych wody, bowiem poddając renowacji system dystrybucji należy mieć na uwadze nie tylko aspekty techniczne czy ekonomiczne wybranej metody renowacji, ale także jej wpływ na jakość wody dostarczanej do odbiorców.

2. CHARAKTERYSTYKA POWŁOK POLIURETANOWYCH

2.1. SKŁAD I WŁAŚCIWOŚCI POLIURETANÓW

Poliuretany są bardzo powszechnie stosowanymi tworzywami sztucznymi z uwagi na ich dobre właściwości mechaniczne oraz odporność na działanie różnego rodzaju szkodliwych czynników. Są to duroplasty, czyli polimerowe tworzywa utwardzalne,

które pod wpływem działania podwyższonej temperatury lub czynników chemicznych w sposób nieodwracalny przechodzą ze stanu plastycznego w stan utwardzony. Do wykonania powłoki antykorozyjnej wykorzystywane są poliuretany dwukomponentowe, których pierwszym składnikiem są izocyjaniany, a drugim poliiole. W wyniku zmieszania tych dwóch komponentów w stosunku 1:1 powstaje tzw. żywica poliuretanowa. Poliuretany zawierają w łańcuchu głównym grupy uretanowe i powstają w wyniku addycyjnej polimeryzacji, czyli łączenia izocyjanianów z poliolami. Izocyjaniany są to związki, których grupy izocyjanianowe posiadają skumulowane wiązania podwójne ($-N=C=O$) i w powstałym wiązaniu uretanowym stanowią sztywne segmenty, natomiast poliiole są związkami polihydroksylowymi, które zawierają grupy wodorotlenowe ($-OH$) łączące się z alifatycznymi atomami węgla. Dzięki swym właściwościom nadają poliuretanowi miękkość i elastyczność oraz odporność na działanie niskich temperatur. W skład poliuretanu wchodzi także substancje powierzchniowo czynne, związki sieciujące, pigmenty oraz wypełniacze [7–9, 17, 18, 24].

Wzrastająca popularność stosowanych powłok wykonanych na bazie żywic poliuretanowych do zabezpieczania wewnętrznych powierzchni rurociągów przed korozją wynika z ich następujących właściwości [2, 7–9, 15, 18, 20]:

- bardzo szybki czas utwardzania – proces wstępnego wiązania trwa mniej niż 2 minuty, natomiast czas całkowitego utwardzenia wynosi około 10 minut, co w przypadku renowacji przewodów wodociągowych ma bardzo istotne znaczenie, bowiem odnawiany rurociąg zostaje wyłączony z eksploatacji na krótki okres czasu i może zostać włączony ponownie do pracy nawet tego samego dnia,
- zdolność do utwardzania nawet w niskich temperaturach,
- minimalna grubość stosowanej warstwy ochronnej nie powodująca nadmiernej redukcji średnicy wewnętrznej rurociągu; dla przewodów stalowych wynosi 0,5 mm, dla przewodów żeliwnych 1 mm,
- gładkość uzyskanej powierzchni ochronnej,
- bardzo dobra przyczepność do stali i żeliwa, a także do innego rodzaju podłoża,
- duża wytrzymałość mechaniczna, w szczególności niewielka ścieralność oraz odporność na uderzenia i wgniatanie,
- wysoka twardość przy jednoczesnym zachowaniu elastyczności,
- duża odporność chemiczna na działanie rozpuszczalników organicznych, kwasów i zasad,
- odporność na promieniowanie UV,
- odporność na działanie wody,
- powłoka poliuretanowa stanowi całkowicie nieprzepuszczalną dla wody warstwę,
- mniejsza toksyczność poliuretanów w porównaniu z epoksydami.

2.2. TECHNOLOGIA ZABEZPIECZANIA PRZEWODÓW WODOCIĄGOWYCH WEWNĘTRZNA POWŁOKĄ POLIURETANOWĄ

Ochronne powłoki poliuretanowe cechują się wspomnianą już wcześniej doskonałą przyczepnością do stali, jednak aby osiągnąć taki efekt przed przystąpieniem do natrysku powierzchnię stalową należy dokładnie oczyścić z wszelkich zanieczyszczeń, smarów i olejów. Dodatkowo należy zwrócić uwagę, aby natryskiwana powierzchnia była sucha. Co prawda woda jest rozpuszczalna w polioliach i między tymi składnikami nie zachodzi widoczna reakcja, jednakże w momencie, gdy nasycone wodą poliiole wchodzi w reakcję z izocyjanianami wydziela się dwutlenek węgla, który powoduje powstanie pęcherzyków powietrza w powłoce poliuretanowej. Przyczynia się to do pogorszenia fizycznych i chemicznych właściwości powłoki ochronnej, efektem czego jest uzyskanie matowej powierzchni, przypominającej swą strukturą powierzchnię skórki pomarańczowej. Właściwie wykonana powłoka poliuretanowa powinna być gładka i powinna posiadać jednolity połysk [8, 10].

Do nanoszenia powłoki poliuretanowej wewnątrz rurociągu wykorzystuje się sprzęt natryskujący, którego głównymi elementami są obrotowa głowica natryskująca napędzana pneumatycznie, wyposażona w odpowiednią ilość dysz rozpraszających aplikowaną warstwę ochronną oraz komora mieszania. Urządzenie natryskujące posadzone na stalowych ślizgaczach przemieszczane jest wzdłuż rurociągu na skutek przeciągania go przy użyciu liny. Bardzo ważnym elementem systemu są dwa osobne pojemniki, w których znajdują się natryskiwane komponenty żywicy poliuretanowej. Składniki te najpierw osobno przepompowywane są do komory mieszania, w której następuje ich intensywne łączenie, a następnie przekazywane są do głowicy natryskującej. Materiał przepływający pomiędzy komorą mieszania a głowicą natryskującą poddawany jest reakcjom, w wyniku których zwiększona zostaje jego lepkość, zapobiegająca zsuwaniu się zaaplikowanej żywicy ze ścian rurociągu. Grubość nanoszonej warstwy ochronnej może być regulowana poprzez dostosowanie ilości przepompowywanych komponentów do urządzenia natryskującego, prędkości jego przemieszczania się wzdłuż przewodu, a także prędkości obrotowej głowicy. Dodatkowo system wyposażony jest w kamerę TV, za pomocą której kontroluje się przebieg procesu. Bezpośrednio po jego zakończeniu urządzenie musi zostać dokładnie wyczyszczone, celem uniknięcia zanieczyszczenia szybko utwardzalną żywicą poliuretanową poszczególnych elementów wchodzących w skład systemu natryskującego. Odnowiony przy użyciu tej techniki rurociąg może zostać oddany do ponownego użytku po upływie 24 godzin od chwili zakończenia prac [2, 25].

2.3. ASPKETY EKONOMICZNE

Całkowita, rzeczywista wielkość kosztów poniesionych w ramach zabezpieczenia przewodów wodociągowych powłoką poliuretanową, decydująca o opłacalności stosowania tej technologii, jest sumą takich elementów jak: koszty materiałów, koszty aplikacji (wykonania), koszty utrzymania oraz tzw. „ukryte” koszty.

Koszty materiałów wykorzystywanych do wykonania powłok poliuretanowych są nieco większe niż w przypadku wykonywania epoksydowych warstw ochronnych oraz dużo większe od materiałów stosowanych do cementowania przewodów wodociągowych. Jednakże w porównaniu z innymi metodami, koszty wykonania powłok poliuretanowych są znacznie niższe. Na ich całkowitą wielkość wpływają następujące czynniki:

- aplikacja jednej, bardzo cienkiej warstwy szybko utwardzalnego poliuretanu,
- możliwość wykonywania powłok poliuretanowych w warunkach bardzo niskiej temperatury,
- szybkie tempo wykonywanych natrysków – pokrycie warstwą ochronną dużych powierzchni w krótkim czasie,
- możliwość szybkiego powrotu rurociągu do ponownej eksploatacji po zabiegu renowacji.

Z kolei koszty utrzymania bezpośrednio związane są z wykonaniem powłok poliuretanowych. W porównaniu z powłokami cementowymi czy epoksydowymi warstwy poliuretanowe cechują się dobrymi właściwościami i wysoką jakością wykonania m.in. niewielką ścieralnością oraz bardzo dobrą przyczepnością do materiału, co z kolei wpływa na długotrwałą ochronę przed korozją. Dzięki tym cechom koszty, o których mowa są znacznie niższe. Natomiast tzw. „ukryte” koszty związane z zastosowaniem powłok poliuretanowych dotyczą np. wydajności pracy pomp w systemie dystrybucji wody. Mianowicie, dzięki temu, że powłoki poliuretanowe charakteryzują się dużo większą odpornością na ścieranie i gładszą powierzchnią niż wykładziny cementowe, w systemie z wewnętrzną powłoką poliuretanową wydajność pracy pomp jest znacznie wyższa, a to z kolei zmniejsza koszty operacyjne [9, 10].

Z przeprowadzonej analizy rzeczywistych kosztów poniesionych w ramach zabezpieczenia przewodów wodociągowych powłokami poliuretanowymi wynika, że wysokie koszty materiałów stosowanych w tej technologii mogą zostać zrekomensowane stosunkowo niskimi kosztami wykonania oraz kosztami utrzymania takich powłok, co może wskazywać na opłacalność ich stosowania.

3. WPŁYW POWŁOK POLIURETANOWYCH NA JAKOŚĆ WODY

Kontrola jakości wody w systemie wodociągowym poddanym renowacji z wykorzystaniem powłok ochronnych jest jednym z ważniejszych elementów przed oddaniem odnowionych rurociągów do eksploatacji. Obejmuje ona m.in. monitoring wskaźników mikrobiologicznych, organoleptycznych, a także zawartości obecnych w wodzie związków organicznych i nieorganicznych. Jakość wody jest zatem decydującym aspektem w kwestii gotowości systemu do ponownej pracy [7].

W literaturze [5, 6, 11, 21] istnieją doniesienia, w których wykazano wpływ wykładzin poliuretanowych na pH wody i na zawartość związków organicznych wyrażanych przez zawartość ogólnego węgla organicznego (OWO) oraz przez wielkość chemicznego zapotrzebowania na tlen (ChZT), a także na zasadowość wody i koncentrację związków toksycznych. Z przeprowadzonych dotychczas badań [5, 6, 11, 21] wynika, że powłoki poliuretanowe przyczyniają się do zmniejszenia pH wody z wielkości na poziomie 7 – 8 do około 6, co prawdopodobnie spowodowane jest zachodzącymi reakcjami pomiędzy izocyjanianami a wodą. Wyniki tych badań wskazują również na to, że powłoki poliuretanowe powodują wydzielanie się do wody zanieczyszczeń organicznych. Odnotowano, że zawartości ogólnego węgla organicznego (OWO) [5, 11, 21] oraz ChZT [21] w wodzie w początkowym okresie kontaktu z poliuretanem, w przeciągu pierwszych kilku dób ulegają zwiększeniu, a następnie zmniejszeniu w kolejnych dniach prowadzonych pomiarów do zbliżonych wartości, które zostały odnotowane w kontrolnych próbkach wody. Jedynie w przypadku badań przeprowadzonych przez Donaldson i Whelton'a [6] wielkości OWO i ChZT przez trwający 15 dni okres testowania pozostawały na podwyższonym poziomie. Ponadto, stwierdzono, że izocyjaniany jako jeden ze składników poliuretanów nie stanowią zagrożenia dla jakości wody – w każdej z poddanej analizie próbie wody koncentracja tego związku pozostawała poniżej detekcji [6]. Wyniki przeprowadzonych eksperymentów [5] nie wskazują na występowanie zagrożenia wymywania z powłok poliuretanowych do wody pierwiastków chemicznych takich jak glin, żelazo, cynk, fosfor, czy siarka w ilościach przekraczających dopuszczalne ich stężenie w wodzie przeznaczonej do spożycia. Z przeprowadzonych badań pod kątem wpływu powłok poliuretanowych na zasadowość wody wynika, że poliuretan nie oddziałuje na zmiany tego parametru [5, 21].

4. PODSUMOWANIE

Zastosowanie powłok poliuretanowych nie bez powodu zasługuje na uwagę jako alternatywna metoda antykorozyjnego zabezpieczenia rurociągów przed korozją. Szereg doskonałych właściwości żywic poliuretanowych m.in. takich jak bardzo szybki czas utwardzania, duża wytrzymałość mechaniczna i odporność chemiczna, bardzo dobra

przyczepność do powierzchni stalowych i żeliwnych powoduje, że materiał ten cieszy się coraz większym zainteresowaniem. Powszechnie istniejące przekonanie, że renowacja z zastosowaniem powłok poliuretanowych jest kosztownym przedsięwzięciem nie jest do końca słuszne. Co prawda, koszty wykorzystywanych materiałów są większe niż w przypadku tych stosowanych do renowacji wykładzinami cementowymi i epoksydowymi, jednakże koszty samego wykonania powłok z poliuretanu czy wielkość nakładów finansowych przeznaczonych na eksploatację systemu dystrybucji wody z wewnętrzną powłoką poliuretanową są niewielkie. Ponadto, nie odnotowuje się niebezpiecznego oddziaływania powłok poliuretanowych na parametry jakościowe wody. W przeciwieństwie do wykładzin cementowych powłoki poliuretanowe powodują nie wzrost, a spadek wartości pH wody do około 6. Zauważa się, że w początkowej fazie kontaktu poliuretanu z wodą następuje wydzielanie zanieczyszczeń organicznych. Również istotny jest fakt, że poliuretan nie powoduje nadmiernego wzrostu stężenia zanieczyszczeń nieorganicznych w wodzie w postaci pierwiastków chemicznych i innych związków toksycznych.

Z przeprowadzonej analizy wynika, że powłoki poliuretanowe posiadają dużo zalet, zarówno w aspekcie technicznym, ekonomicznym, a także mając na uwadze ich wpływ na jakość wody. Wszystkie te aspekty powinny skłaniać ku rozpowszechnianiu technologii natryskowych z wykorzystaniem żywic poliuretanowych jako jednej z alternatyw antykorozyjnej ochrony przewodów sieci wodociągowych.

LITERATURA

- [1] AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION, *Rehabilitation of water mains*, Manual of Water Supply Practices: AWWA Manual M28, Denver 2001, 24–25.
- [2] BŁASZCZYK P., CIELENKIEWICZ T., KŁOSS-TREBACZKIEWICZ H., KWIETNIEWSKI M., NOWAKOWSKA-BŁASZCZYK A., OSUCH-PAJDIŃSKA E., ROMAN M., ŚLIWOWSKA M.A., ZAKRZEWSKI J., *Poradnik: diagnostyka i wybór optymalnych metod modernizacji i przebudowy komunalnych wodociągów i kanalizacji*, Część I, Centralny Ośrodek Badawczo – Rozwojowy Budownictwa Inżynierskiego „Hydrobudowa”, Warszawa 1996, 99–100.
- [3] BONDS R.W., *Cement – mortar linings for ductile iron pipe*, Ductile Iron Pipe Research Association (DIPRA), report DIP-CML/3-05/3,5M, Alabama, USA 2005.
- [4] DĄBROWSKI W., ŻUCHOWSKI D. *Powłoki cementowe jako wewnętrzne zabezpieczenie rurociągów przed korozją*, Gaz, Woda i Technika Sanitarna, 2013, No. 9, 371–375.
- [5] DEB A., McCAMMON S.B., SNYDER J., DIETRICH A., *Impacts of lining materials on water quality*, Water Research Foundation, Denver 2010.
- [6] DONALDSON B.M., WHELTON A.J., *Water quality implications of culvert repair options: cementitious and polyurea spray-on liners*, Virginia Center for Transportation Innovation and Research, Final Report, Virginia 2012.
- [7] ELLISON D., SEVER F., ORAM P., LOVINS W., ROMER A., DURANCEAU S.J., BELL G., *Global review of spray-on structural lining technologies*, Water Research Foundation and U.S. Environmental Protection Agency, Denver 2010.
- [8] GRABOWSKI P., *Antykorozyjne izolacje poliuretanowe*, Rurociągi, 2004, No. 2–3, 36.

- [9] GUAN S.W., *100% solids polyurethane coatings technology for corrosion protection in water and wastewater systems*, 9th Middle East Corrosion Conference, February 12–14, 2001, Manama, Bahrain.
- [10] GUAN S.W., *The selection, application and inspection of 100% solids polyurethane coatings for corrosion protection*, The Proceedings of SSPC 2000 the Industrial Protective Coatings Conference, November 12–16, 2000, Nashville, Tennessee.
- [11] JOHNSON H., *Determination of the influence of polyurethane lining on potable water quality*, Master's Thesis, Virginia Polytechnic Institute and State University, Blacksburg 2008.
- [12] KOLONKO A., *Doświadczenia z renowacji rurociągów stalowych i żeliwnych metodą cementacji*, Gaz, woda i technika sanitarna, 2001, No. 7, 242–250.
- [13] KOWALSKA B., KOWALSKI D., KWIETNIEWSKI M., MISZTA-KRUK K., CHUDZICKI J., *Badania zawartości jonów metali ciężkich w wodzie kontaktującej się z wykładziną cementową rur wodociągowych*, Ochrona Środowiska, 2011, Vol. 3, No. 4, 41–45.
- [14] KRAJEWSKI M., *Ochrona z zaprawy cementowej*, Nowoczesne budownictwo inżynieryjne, 2007, No. 2, 44–46.
- [15] KULICZKOWSKA E., STARNAWSKA K., *Bezwykopowa renowacja przewodów wodociągowych z zastosowaniem żywic poliuretanowych*, Instal, 2011, No. 7–8, 68–71.
- [16] KULICZKOWSKI A., *Technologie bezwykopowe w inżynierii środowiska*, pod red. A. Kuliczkowskiego, Wydawnictwo Seidel-Przywecki, Warszawa 2010.
- [17] PARZUCHOWSKI P., SZYMAŃSKA A., *Pianki poliuretanowe*, http://reaktor.ch.pw.edu.pl/~ppa-rzuch/ids/pianki_PUR.pdf.
- [18] PIENIĄŻEK W., *Powłoki przeciwkorozyjne nakładane w stanie ciekłym na rurociągi. Cz. II Powłoki poliuretanowe (PU)*, Ochrona przed korozją, 2006, No. 2, 42–45.
- [19] PN-92/H-74108, *Rury z żeliwa sferoidalnego dla rurociągów ciśnieniowych i beciśnieniowych – Wykładzina z zaprawy cementowej nakładanej odśrodkowo – Wymagania ogólne*, 1992.
- [20] WALKER D., GUAN S.W., *Protective linings for steel pipe in potable water service*, NACE Northern Area International Conference Corrosion Prevention'97, November 10–11, 1997, Toronto, Ontario.
- [21] WHELTON A.J., SALEHI M., TABOR M., DONALDSON B., ESTABA J., *Impact of infrastructure coating materials on storm–water quality: Review and experimental study*, Environmental Engineering, 2013, Vol. 139, No. 5, 746–756.
- [22] ZIELINA M., DĄBROWSKI W., RADZISZEWSKA-ZIELINA E., GŁÓD K., *Wpływ cementowania przewodów wodociągowych na jakość wody do picia*, Instal, 2014, No. 12, 65–68.
- [23] ZIELINA M., MŁYŃSKA A., ŻABA T., *Przenikanie zanieczyszczeń z wyprawy cementowej do wody pitnej w przewodach wodociągowych po cementowaniu*, Zaopatrzenie w wodę, jakość i ochrona wód, PZITS Poznań, Poznań, Toruń 2014, 535–544.
- [24] ŻELAZIŃSKI J., *A jak zagospodarować zużyty poliuretan?* Plast News, 2012, No. 2, 10–12.
- [25] www.unitracc.com/know-how/fachbuecher/rehabilitation-and-maintenance-of-drains-and-sewers/rehabilitation/renovation-en/coating-measures-en/spray-lining-process-en/spray-lining-with-reaction-resin-mortar-en/csl-polyspray-process-en.

ANALYSIS OF THE POLYURETHANE COATINGS USED FOR INTERNAL WATER PIPES SURFACE PROTECTION

To protect the internal surfaces of the water pipes against corrosion, polyurethane coatings become increasingly popular because of its many advantages. Despite of that, in contrast to the cement coatings, polyurethane coatings not provide active corrosion protection, however polyurethane resins are characterized by immediate bonding time resulting in very quickly restored time the renovated water pipeline for re-

use. Moreover, the layer of polyurethane coating is much thinner than in the case of protective cement coating. Other properties of polyurethanes which affected the increasingly commonness of their use is very good adhesion to steel and iron, high mechanical strength and chemical resistance. Considering that polyurethane coatings are an alternative method to commonly used cement coatings also very important is the analysis of their impact on water quality. Results of previous researches show that polyurethane coatings cause decrease the water pH value and contribute to appearance of organic contaminations in water during the initial contact the polyurethane with water. However, danger of leaching toxic substances from polyurethane coating to water is not recorded.

Beata NIENARTOWICZ*

OCENA STANU TECHNICZNEGO LINIOWYCH OBIEKTÓW INFRASTRUKTURY PODZIEMNEJ MIAST – WYBRANE ZAGADNIENIA

W niniejszej pracy przeanalizowano wybrane zagadnienia związane z oceną stanu technicznego obiektów infrastruktury podziemnej miast – rurociągów i kanałów ściekowych. Omówienie ogólnych zasad prowadzenia takich badań uzupełniono przykładem oceny stanu technicznego betonowego kolektora ogólnospławnego. Zaprezentowano przedmiotowe badania, których wyniki decydują o konieczności przeprowadzenia renowacji w wymaganym zakresie, a także dostarczają istotnych informacji o możliwości zastosowania określonych technologii renowacji.

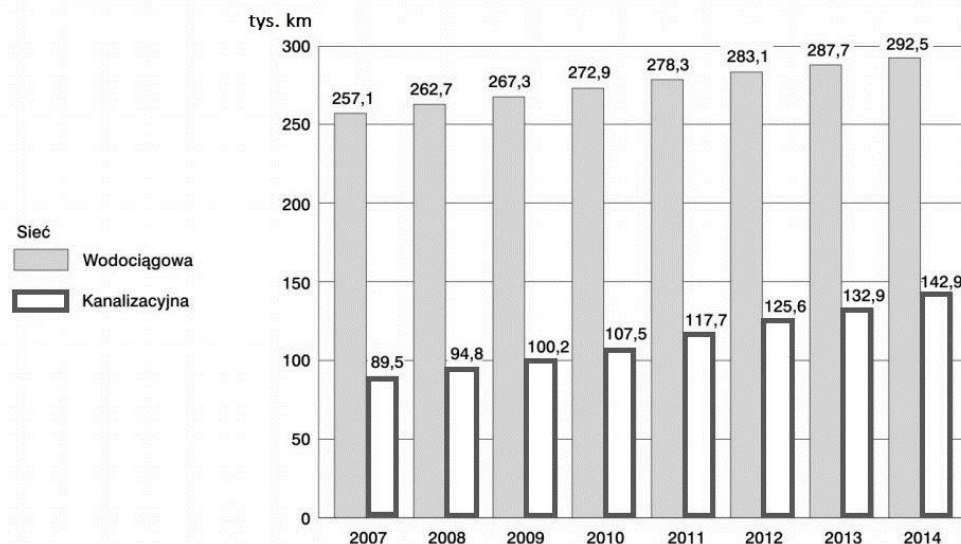
1. WPROWADZENIE

Inwestycje związane z utrzymaniem i rozwojem gospodarki wodno-ściekowej wiążą się zawsze ze znacznymi nakładami finansowymi. Jedynie w latach 2007–2014 w Polsce zostało wybudowanych 53,4 tys. km nowych sieci kanalizacyjnych (rys. 1). W dużych miastach zarządcy sieci stale borykają się z problemami złego stanu technicznego rurociągów/kanałów już istniejących, wymagających często wzmocnienia konstrukcyjnego, uszczelniania, częściowej renowacji lub nawet pełnej wymiany konstrukcji. Wszelkie wysiłki podejmowane w celu doskonalenia bezwypokopowych technologii budowy i renowacji obiektów infrastruktury podziemnej miast są czynione od lat. Dynamiczny rozwój i znaczący wzrost zastosowań wspomnianych technologii na terenie naszego kraju związany był początkowo z faktem wejścia Polski do Unii Europejskiej i koniecznością wypełnienia złożonych w tym zakresie zobowiązań. Koncepcja zapew-

* Politechnika Wroclawska, Wydział Budownictwa Lądowego i Wodnego, Katedra Mechaniki Budowli i Inżynierii Miejskiej, Wybrzeże Stanisława Wyspiańskiego 27, 50–370 Wrocław, beata.nienartowicz@pwr.edu.pl.

nienia oczyszczania całości ścieków bytowo-gospodarczych wymagała podjęcia działań na szeroką skalę w zakresie budowy nowej i rewitalizacji istniejącej podziemnej infrastruktury transportującej ścieki, jak również budowy licznych obiektów naziemnych związanych ściśle z procesem ich oczyszczania. Efekty tych działań, podnoszące znacząco standard życia mieszkańców, są jednak i będą pożądane także po zakończeniu realizacji programów unijnych.

DLUGOŚĆ SIECI INFRASTRUKTURY WODOCIĄGOWEJ I KANALIZACYJNEJ W LATACH 2007–2014



Rys. 1. Wzrost sumarycznej długości sieci kanalizacyjnej i wodociągowej na terenie Polski w latach 2007–2014 [3]

2. STAN TECHNICZNY PRZEWODÓW KANALIZACYJNYCH

2.1. UWAGI OGÓLNE

Wyniki wieloletnich badań prowadzonych przez pracowników Katedry Mechaniki Budowli i Inżynierii Miejskiej Politechniki Wrocławskiej pozwalają określić podstawowe i najczęściej występujące przyczyny powstawania korozji i uszkodzeń przewodów kanalizacyjnych w polskich miastach [7]. Analiza wyników wykazuje, że ze względu na wiek i związany z nim naturalny proces starzenia oraz niekorzystne zmiany obciążeń mechanicznych, hydraulicznych, chemicznych i biologicznych, pełnej rekonstrukcji wymagają obecnie najczęściej kolektory ceglane i betonowe.

Oddziaływania chemiczne, będące najczęstszą przyczyną postępującej degradacji stanu technicznego konstrukcji wspomnianych typów przewodów, mogą występować zarówno od strony zewnętrznej (wody podziemne i grunt), jak i od strony wewnętrznej obiektu. Ścieki bytowo-gospodarcze są wodami silnie zanieczyszczonymi, znajdują się w nich pewne ilości chlorków, azotanów, siarczanów, siarczków, węglanu sodowego, detergentów, tłuszczu oraz duża ilość substancji organicznych. Typowe ścieki bytowo-gospodarcze cechują się: odczynem pH od 6,5 do 7,0; zawartością siarczanów od 100 do 250 mg/l, chlorków 20 do 150 mg/l, a azotanów od 30 do 200 mg/l. Ich skład wykazuje stosunkowo słabą agresywność w stosunku do betonu, jednakże procesy gnilne, które powodują powstanie siarkowodoru i dwutlenku węgla, przyczyniają się wyniku dalszych procesów chemicznych do pojawienia siarczanów, powodujących biologiczną korozję betonu. Dodać należy, że obecność siarczanów stanowi podstawowe zagrożenie korozyjne w przewodach kanalizacyjnych murowanych na zaprawie cementowej lub wykonanych z betonu [5].

Częstą przyczyną uszkodzeń przewodów kanalizacyjnych są także błędy wykonawcze, do których można zaliczyć m. in.:

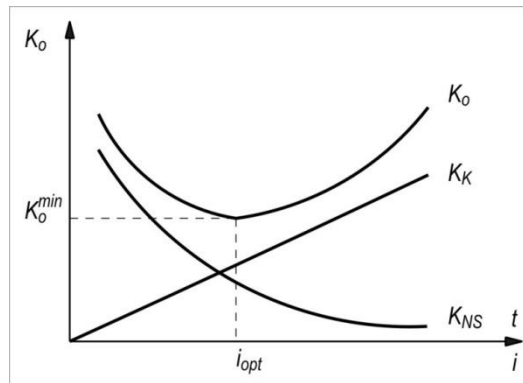
- niestaranne przygotowanie podłoża,
- niewłaściwe odwadnianie wykopu podczas wykonywania prac,
- stosowanie niezgodnego z projektem zabezpieczenia ścian wykopu i ich usuwania,
- wykonanie wykopu o geometrii niezgodnej z projektem,
- nieprawidłowy montaż uszczelki, w tym stosowanie nieodpowiedniego smaru do uszczelki,
- niestosowanie króćców przy studzienkach,
- stosowanie w kanałach narażonych na korozję siarczanową wyrobów produkowanych na cemencie nie spełniającym wymagań dla cementu siarczanoodpornego, a zwłaszcza wyrobów produkowanych na cemencie szybko-sprawnym [5].

Podstawowym celem dla jakiego prowadzi się badania stanu technicznego kanałów jest wykrycie i określenie lokalizacji ewentualnych zmian i uszkodzeń, powodujących ich nieprawidłową pracę, a w dalszej kolejności ustalenie i wyeliminowanie przyczyn ich zaistnienia oraz przywrócenie sprawności działania systemu.

Oceny stanu technicznego przewodu kanalizacyjnego dokonuje się poprzez rozpatrzenie trzech następujących kryteriów: ekologicznego, hydraulicznego i wytrzymałościowego [5]. Rozpoznanie nieszczelności rurociągu/kanału, której skutkiem staje się występowanie zjawiska eksfiltracji ścieków do gruntu lub infiltracji wód podziemnych do wnętrza przewodu jest podstawowym kryterium oceny stanu technicznego rurociągu pod względem ekologicznym. Systematyczne zanieczyszczanie gruntu i wód podziemnych będące skutkiem eksfiltracji ścieków lub długotrwała infiltracja wody podziemnej do wnętrza kanału i odprowadzanie jej wraz ze ściekami do oczyszczalni nie tylko wpływa niekorzystnie na środowisko naturalne, ale także przyczynia się do zwiększania

kosztów eksploatacji kanalizacji. Wynikające z drugiego kryterium – badania przepustowości przewodu pozwalają w prosty sposób ocenić jego hydrauliczną sprawność i ustalić czy spełnia ona oczekiwania eksploatatora sieci. Określenie nośności i trwałości budowli, czyli zdolności konstrukcji do przenoszenia obciążeń oraz ustalenie długości okresu, w którym zachowa ona odpowiednie własności użytkowe, stanowi zakres czynności koniecznych do sprawdzenia trzeciego ze wspomnianych kryteriów – wytrzymałościowego. W odniesieniu do przewodów sztywnych (betonowych, polimero-betonowych, murowanych lub kamionkowych) zakres wspomnianych czynności sprowadza się przede wszystkim do określenia aktualnej nośności przewodu (w oparciu o badania stanu technicznego uzupełnione pomiarami wartości parametrów wytrzymałościowych materiałów konstrukcyjnych). W przypadku przewodów podatnych, wykonanych z tworzyw sztucznych (termoplastów lub duroplastów) konieczna jest m.in. ocena deformacji przekroju poprzecznego oraz całościowa ocena stateczności konstrukcji.

Poza sytuacjami związanymi z doraźną obserwacją nieprawidłowości w funkcjonowaniu rurociągów/kanałów, kontrole stanu technicznego powinny być także prowadzone okresowo, w ramach programowej strategii eksploatacji systemu. Pomimo faktu, że regularne okresowe kontrole generują dodatkowe koszty w rozliczeniach długoterminowych mogą one istotnie obniżyć koszty eksploatacji związane z utrzymaniem sprawności sieci. Na rysunku 2 przedstawiono teoretyczną zależność pomiędzy krotnością kontroli a kosztami odnowy sieci [1].



Rys. 2. Zależność kosztów odnowy systemu od krotności kontroli: K_0 - koszt odnowy, K_K - koszt kontroli, K_{NS} - koszt niesprawnego działania systemu, i - krotność kontroli [1]

Wstępna identyfikacja i lokalizacja uszkodzeń implikuje zazwyczaj podjęcie działań konserwacyjnych lub, jeśli to konieczne, przeprowadzenie pełnej lub częściowej renowacji obiektu.

2.2 RENOWACJE RUROCIĄGÓW

Bezwykopowe metody renowacji sieci z zastosowaniem różnego typu linerów są obecnie bardzo rozpowszechnione, m.in. ze względu na ich liczne zalety związane np. z organizacją pracy i ograniczeniem utrudnień w ruchu lądowym. Specyfikacja wymagań technicznych przy zamówieniach tego typu wymaga określenia m.in. geometrii lineru oraz wyznaczenia jego minimalnej nośności. Sama inwentaryzacja wymiarów przekroju poprzecznego kanału zazwyczaj nie przysparza większych trudności, dobór odpowiedniej nośności lineru wymaga jednak przeprowadzenia precyzyjnych badań *in situ*. Przed rozpoczęciem obliczeń statyczno-wytrzymałościowych konieczne jest określenie rzeczywistego stanu technicznego istniejącego przewodu oraz szczegółowe rozpoznanie warunków gruntowo-wodnych w jakich pracuje. Typowe postępowania obliczeniowe na poziomie analiz inżynierskich polegają na wyznaczeniu parametrów statyczno-wytrzymałościowych linerów, zgodnie z algorytmami opisanymi w ogólnie znanych wytycznych [2, 8].

Alternatywnym sposobem projektowania linerów do renowacji jest modelowanie komputerowe z wykorzystaniem Metody Elementów Skończonych (MES). Jej zastosowanie pozwala uzyskać zdecydowanie dokładniejsze wyniki, narzuca jednak konieczność spełnienia szeregu dodatkowych warunków, m.in. pozyskania pogłębionej wiedzy na temat stanu technicznego istniejącego obiektu, poznania dokładnego zakresu występujących w nim uszkodzeń i ich lokalizacji, określenia sprecyzowanych wartości parametrów ośrodka gruntowego i ich zmienności na długości obiektu, a także określenia dokładnych parametrów wytrzymałościowych wszystkich materiałów konstrukcyjnych. Kluczowe jest także odpowiednie doświadczenie w komputerowym modelowaniu konstrukcji złożonych, umieszczonych w gruncie. Wyniki otrzymywane na podstawie rzetelnie przeprowadzonych analiz MES są jednak bardzo precyzyjne i pozwalają na dobranie parametrów lineru bez konieczności przyjmowania znacznych zapasów nośności, co często zachodzi w przypadku korzystania z gotowych algorytmów obliczeniowych – w sytuacjach, gdy konieczne jest uzyskanie wzmocnienia konstrukcyjnego obiektu. Metoda Elementów Skończonych umożliwia także przeprowadzenie wiarygodnych obliczeń dla obiektów nietypowych, np. o skomplikowanym kształcie przekroju poprzecznego.

Zarówno wstępne badania stanu technicznego, konstrukcji przeznaczonej do renowacji, pozwalające na optymalne dobranie sposobu projektowania lineru do oczekiwań inwestora, jak również późniejsze badania uzupełniające, prowadzone w celu dopełnienia zbioru danych do projektowania, winny być zawsze wykonane z zachowaniem odpowiedniego toku postępowania, zgodnego z obecnym stanem wiedzy. Szczegółowe wytyczne dotyczące sposobu prowadzenia badań stanu technicznego obiektów infrastruktury podziemnej zawarto w publikacji [1], sporządzonej przez zespół pracowników Politechniki Wrocławskiej. Raport badawczy przygotowany w oparciu o wyniki badań

naukowych, wsparte ponad dwudziestoletnim doświadczeniem członków zespołu stanowi rzeczowe opracowanie zawierające zarówno część teoretyczną, dotyczącą możliwości badawczych oraz zaleceń ich stosowania jak również część praktyczną w postaci wytycznych prowadzenia czynności podczas wykonywania prac badawczych.

2.3. OCENA STANU TECHNICZNEGO OBIEKTU

Punktem wyjścia do podjęcia prac projektowych związanych z renowacją rurociągu/kanału jest zawsze inspekcja wizualna oraz badania uzupełniające, których zakres określa się niezależnie dla każdego przypadku i z odpowiednim uwzględnieniem faktu, że staranna ocena stanu technicznego konstrukcji jest elementem kluczowym i wpływającym bezpośrednio na końcowe powodzenie podejmowanej inwestycji.

Inspekcja wizualna, wzbogacona o odpowiedni komentarz i dokumentację foto-wideo, prowadzona powinna być bezpośrednio przez wykwalifikowanego pracownika lub z wykorzystaniem zdalnie sterowanych zestawów kamerowych. Zaznaczyć należy jak znaczącą rolę przy wykonywaniu inspekcji pełni operator sprzętu. Do jego zadań nie należy jedynie umiejętna obsługa sprzętu i dostosowanie jego parametrów do warunków inspekcji, ale także stworzenie pełnowartościowego raportu, co wymaga posiadania odpowiednich kompetencji. Niezbędne są tu dysponowanie wiedzą na temat uszkodzeń, przyczyn ich powstawania oraz umiejętność poprawnego ich opisu. Jeżeli w wyniku wstępnej wizualnej kontroli przewodu kanalizacyjnego stwierdzona zostanie jego częściowa lub całkowita niesprawność, kolejne kroki prowadzić powinny do ustalenia przyczyn jej powstania oraz jej znaczenia dla trwałości obiektu. Działania tego typu wymagają zazwyczaj zastosowania odpowiednich procedur diagnostycznych oraz specjalistycznego sprzętu badawczego. Badania wykonane bezpośrednio na obiekcie, często wymagają także laboratoryjnych badań uzupełniających w celu określenia parametrów materiałów konstrukcyjnych oraz stopnia degradacji konstrukcji spowodowanej korozją chemiczną i biologiczną.

Informacje zebrane podczas prowadzonych kontroli podziemnych obiektów trudno-dostępnych poddawane są szczegółowej analizie, która powinna uwzględniać różne aspekty funkcjonowania obiektu (kryterium ekologiczne, hydrauliczne i wytrzymałościowe). Opis stanu technicznego nie stanowi tylko ewidencji występujących w obiekcie uszkodzeń, lecz uzupełniany jest o szeroki zakres danych związanych z jego funkcjonowaniem i otoczeniem [5].

3. KOMPLEKSOWE BADANIA STANU TECHNICZNEGO KOLEKTORA KANALIZACJI OGÓLNOSPŁAWNEJ

3.1. UWAGI OGÓLNE

Przedmiot przeprowadzonych badań stanowił odcinek betonowego kanału kanalizacji ogólnospławnej o jajowym kształcie przekroju poprzecznego i wymiarach 1000/1500 mm. Celem opracowania było sporządzenie ekspertyzy stanu technicznego wyodrębnionego odcinka kanału znajdującego się pod torowiskiem kolejowym.

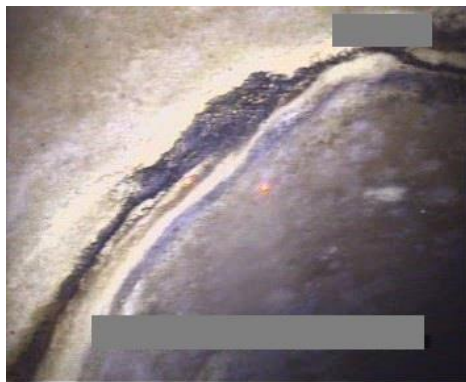
Po wykonaniu wstępnych oględzin obiektu ustalono następujący zakres badań:

- badania elementów konstrukcyjnych, w tym badanie wytrzymałości betonu na odrywanie,
- badanie składu chemicznego i struktury pobranych próbek konstrukcji kanału dla ustalenia zakresu korozji betonu, w tym głębokości karbonatyzacji,
- badania szczelności kolektora,
- wykonanie sprawdzających obliczeń statyczno-wytrzymałościowych,
- wskazanie zakresu i sposobu wykonania prac naprawczych.

3.2. INSPEKCJA WIZUALNA

Szczegółowy przegląd stanu technicznego kolektora wykonano z zastosowaniem ręcznego zestawu inspekcyjnego. W efekcie przeprowadzonych prac uzyskano zapis wideo wraz z raportem zawierającym uwagi odnotowane podczas wykonywania badań. W rezultacie przeprowadzonego przeglądu stwierdzono następujące uszkodzenia:

- powierzchniowa korozja betonu – spowodowana agresywną aktywnością ścieków – głównie korozja siarczanowa (o głębokości od 0,5 do 1,0 cm),
- nieszczelne złącza – zaobserwowano zjawisko infiltracji wód podziemnych do kolektora (poziom wód gruntowych znajduje się powyżej stropu kanału, występuje parcie hydrostatyczne wody),
- przesunięcia na połączeniach pomiędzy kolejnymi segmentami kolektora (o wartości od 1,0 cm do 2,5 cm, nie stanowiące zagrożenia w zakresie zmniejszenia parametrów statyczno-wytrzymałościowych),
- zamulenie występujące punktowo głównie w miejscach połączeń segmentów kolektora i występujących tam przesunięć, które powodują powstanie progów ułatwiających osadzanie się stałych części znajdujących się w ściekach.



Rys. 3. Uszkodzenia korozyjne betonu na nieszczelnym połączeniu



Rys. 4. Naciek na ścianie kanału spowodowany nieszczelnością



Rys. 5. Znaczna infiltracja spowodowana nieszczelnym złączeniem o widocznej inkrustracji zmniejszającej światło kanału



Rys. 6. Twardy osad odłożony na połączeniu

3.3. BADANIA WYTRZYMAŁOŚCI BETONU NA ROZCIĄGANIE

Badania wytrzymałości betonu na rozciąganie przeprowadzono zgodnie z PN-EN 1542. Zgodnie z wytycznymi dotyczącymi wymagań stawianych podłożu betonowemu, które warunkują możliwość wykonania nowoczesnych napraw powierzchniowych, np. w postaci materiałów typu PCC, w omawianym przypadku przyjęto konieczność spełnienia następujących warunków:

- średnia wartość wytrzymałości na odrywanie, określona w danym miejscu pomiarowym dla wszystkich wykonanych pomiarów (minimum 3 wyników) winna być nie niższa niż 1,5 MPa lub nie niższa niż wymagania producenta materiału,
- minimalna wartość pojedynczego pomiaru powinna wynosić nie najmniej niż 1,0 MPa lub nie niższa niż wymagania producenta materiału.



Rys. 7. Widok urządzenia wykorzystanego do pomiaru wytrzymałości betonu na rozciąganie (odrywanie)

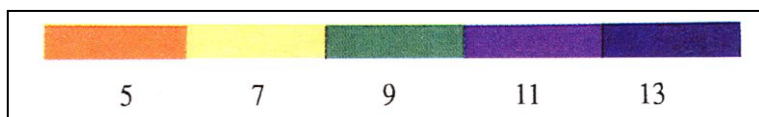


Rys. 8. Widok miejsca przeprowadzenia badania

Pomiary wytrzymałości betonu na rozciąganie przeprowadzono w 3 losowo wybranych punktach pomiarowych, zlokalizowanych na powierzchni ścian przewodu. Średnia wytrzymałość na odrywanie wyniosła 1,40 MPa.

3.4. OZNACZENIE WSPÓŁCZYNNIKA PH W PRZYPOWIERZCHNIOWEJ WARSTWIE BETONU

Wewnątrz badanego odcinka kanału dokonano oceny zasięgu procesu karbonatyzacji przypowierzchniowej warstwy betonu za pomocą „Rainbow-Testu”. Badanie to polega na wykonaniu aerozolowego natrysku badanej powierzchni betonu roztworem o odpowiedniej kompozycji odczynników chemicznych, identyfikujących poszczególne wartości współczynnika pH w zakresie od 5 do 13 (rys. 9). Odczyn pH równy 11, uznawany powszechnie za wartość graniczną, poniżej której obniża się naturalna zdolność betonu do pasywacji zbrojenia odpowiada zabarwieniu betonu na fioletowo. Przejście palety barw z koloru fioletowego na zielony (pH = 9) sygnalizuje spadek pH poniżej wartości uznawanej za potencjalne zagrożenie korozyjne zbrojenia.



Rys. 9. Rainbow-Test – skala kolorów

Przeprowadzone badania wykazały, że przypowierzchniowa warstwa betonu przed oczyszczeniem charakteryzuje się odczynem wyraźnie kwasowym, co przedstawiono na rysunku 10. Stwierdzone wartości pH zawierają się w przedziale od 4 do 6. Po oczyszczeniu powierzchniowej warstwy betonu (około 5 mm) warstwa betonu wykazała wartość współczynnika pH równą około 10 (rys. 11). Zestawienie wyników laboratoryjnych badań chemicznych betonu ścian kanału podano w tabeli 1.



Rys. 10. Pomiar wartości pH przed oczyszczeniem Rys. 11. Pomiar wartości pH po oczyszczeniu

Tabela 1. Wyniki laboratoryjnych badań chemicznych betonu

Miejsce pobrania próbki	Nr próbki	Wskaźnik pH	Zawartość siarczanów [%]	Zawartość chlorków [%]	Zawartość azotanów [%]
Ściana kanału	I	10,5	1,60	0,04	0,10
	II	9,8	1,70	0,03	0,09
	III	10,8	1,50	0,05	0,10

3.5. WNIOSKI I ZALECENIA

Na podstawie przeprowadzonego przeglądu stanu technicznego, wyników badań in situ, wyników badań laboratoryjnych oraz sprawdzających obliczeń statyczno-wytrzymałościowych sformułowano następujące wnioski:

- zgodnie z wytycznymi ATV A 127 kanał sklasyfikowano jako obiekt w I stanie technicznym (stan dobry, brak zagrożeń konstrukcyjnych),
- beton nie spełnia wymagań wytrzymałościowych warunkujących ewentualne wykonanie napraw powierzchniowych (możliwość zastosowania danego materiału powinna być potwierdzona przez producenta),
- wyniki wykonanych badań wykazały niski wskaźnik pH osadu zalegającego na ścianach komór (około 5,0) i stosunkowo wysoką zawartość siarczanów (takie parametry uznaje się za agresywne w stosunku do betonu – XA3).
- połączenia poszczególnych sekcji kanału są nieszczelne, co istotnie wpływa na sprawność hydrauliczną obiektu oraz stanowi o zagrożeniu środowiska naturalnego w jego bezpośrednim sąsiedztwie.

Ze względu na powierzchniowe uszkodzenia korozyjne zalecono podjęcie prac renowacyjnych. Postawiono propozycje dwóch wariantów renowacji powierzchni wewnętrznej kolektora:

- zastosowanie wyprawy mineralnej z materiałów siarczanoodpornych,
- renowacja polietylenowymi wykładzinami podatnymi.

Za niezbędne uznano także przeprowadzenie iniekcji połączeń w celu eliminacji nieuszczelności.

4. PODSUMOWANIE

Odpowiednie przygotowanie i zaplanowanie działań związanych z oceną stanu technicznego obiektów instalacji kanalizacyjnych, ich prawidłowe przeprowadzenie z zachowaniem wszelkich zasad bezpieczeństwa i przestrzeganiem procedur wykonywania oraz szczegółowa analiza otrzymanych wyników, przeprowadzona przez wykwalifikowanych pracowników powinny zawsze stanowić bezwzględną podstawę do rozpoczynania prac projektowych.

Planowanie renowacji, których skutkiem ma być jedynie uszczelnienie rurociągu lub polepszenie wydajności hydraulicznej przewodu, jest względnie nieskomplikowane obliczeniowo i stosunkowo proste w wykonaniu (nawet w przypadku popełnienia niezamierzonych błędów, nie zachodzi zagrożenie wystąpienia awarii budowlanej).

W przypadku renowacji obiektów wymagających konstrukcyjnego wzmocnienia, czyli takich, które same nie są w stanie przenosić działających na nie obciążeń bez wywoływania stanu zagrożenia, zarówno proces projektowania jak i wykonawstwa obarczony jest znacznie większą odpowiedzialnością. Awaria konstrukcji kolektora kanalizacyjnego poprzez utratę nośności układu kanał-grunt skutkować już może poważną katastrofą budowlaną. Koszty związane z usuwaniem powstałych strat (koszt odbudowy kanału oraz likwidacja szkód powstałych na poziomie terenu) mogą znacznie przewyższyć koszty prawidłowo przeprowadzonego procesu renowacji, wraz z przeprowadzeniem starannych badań stanu technicznego odnawianego obiektu i użyciem zaawansowanych metod projektowania.

Badania naukowe zostały wykonane w ramach realizacji Projektu „Innowacyjne środki i efektywne metody poprawy bezpieczeństwa i trwałości obiektów budowlanych i infrastruktury transportowej w strategii zrównoważonego rozwoju” współfinansowanego przez Unię Europejską z Europejskiego Funduszu Rozwoju Regionalnego w ramach Programu Operacyjnego Innowacyjna Gospodarka.

LITERATURA

- [1] ABEL T., BIEN J., GLADYSZ-BIEN M., HOŁA J., KAMIŃSKI T., KRAWCZYK B., KRUŻYŃSKI M., KUŻAWA M., KWIATKOWSKA E., MACKIEWICZ P., MADRYAS C., NIENARTOWICZ B., RABIEGA J., RAWA P., SADOWSKI Ł., SCHABOWICZ K., SKOCZYŃSKI W., SZYDŁO A., ZWOLSKI J., Raport Instytutu Inżynierii Lądowej Politechniki Wrocławskiej 2011/SPR/3 TB 6.2 *Innowacyjne metody badań jako źródło wiedzy o infrastrukturze transportowej. Cz. 1.*, Politechnika Wroclawska, Wrocław 2014.
- [2] ATV-DVWK M127P, *Obliczenia statyczno-wytrzymałościowe dla rehabilitacji technicznej przewodów kanalizacyjnych przez wprowadzenie linerów lub metodą montażową. Uzupełnienie do wytycznej ATV-DVWK A127P*, Seidel Przywecki, Warszawa 2000.
- [3] Dane Głównego Urzędu Statystycznego, Warszawa 2014
- [4] MADRYAS C., *Odnowa przewodów kanalizacyjnych*, Prace Naukowe Instytutu Inżynierii Lądowej Politechniki Wrocławskiej, Oficyna Wydawnicza PWr, Wrocław 1993.
- [5] MADRYAS C., MOCZKO A., WYSOCKI L., *Metodyka badań przy opracowywaniu ekspertyz betonowych przewodów kanalizacyjnych*, materiały konferencyjne, CRC Press, 2008.
- [6] PRZYBYŁA B., *Ocena i kształtowanie konstrukcji przewodów kanalizacyjnych w ujęciu teorii niezawodności*, Instytut Inżynierii Lądowej Politechniki Wrocławskiej, Wrocław 1999.
- [7] Raporty badawcze Zakładu Inżynierii Miejskiej (do 2014 r.) i Katedry Mechaniki Budowli i Inżynierii Miejskiej (od 2015 r.) Wydziału Budownictwa Lądowego i Wodnego Politechniki Wrocławskiej.
- [8] WRc/WAA 4th Ed. *Sewerage rehabilitation manual (SRM)*, UK Water Research Centre/Water Authorities Association, Swindon, 2001.

CITY UNDERGROUND LINEAR INFRASTRUCTURAL
OBJECT TECHNICAL STATE EVALUATION

This paper entails the analysis of selected issues involving the technical state of city underground infrastructural objects namely sanitary drainage. In it mentioned have been, the general principles in carrying out of tests supplemented through complete state evaluation of the general raft concrete drainage. Included in it are exemplary juxtapositions of the tests, of which decide on the necessity of renovations as well as their required ranges and hence deliver the information on the possibility of application of a given renovation technology.

Tomasz ORCZYKOWSKI, Andrzej TIUKAŁO*

PREZENTACJA ROZKŁADU RYZYKA POWODZIOWEGO W POLSCE Z ZASTOSOWANIEM KLASYFIKACJI ODCINKÓW RZEK O ODMIENNYM POZIOMIE SKUMULOWANEGO RYZYKA POWODZIOWEGO

Plany zarządzania ryzykiem powodziowym (PZRP), opracowane w 2015 roku na zlecenie Prezesa Krajowego Zarządu Gospodarki Wodnej, zawierają strategię zarządzania ryzykiem powodziowym zidentyfikowanym na podstawie wcześniej opracowanych i udostępnionych społeczeństwu map zagrożenie i ryzyka powodziowego (MZP i MRP). Dla zarządzania ryzykiem powodziowym, kluczowym elementem jest zidentyfikowanie rozkładu i poziomów ryzyka na obszarze regionów wodnych, dorzeczy oraz całego kraju. Autorzy przedstawią zaproponowaną przez nich metodę prezentacji rozkładu przestrzenny ryzyka w formie 4 kilometrowych odcinków rzek, do których zostało przypisane skumulowane ryzyko powodziowe z wykorzystaniem informacji zawartych w MRP. Zgodnie z Dyrektywą Powodziową skumulowane ryzyko powodziowe agreguje zidentyfikowane ryzyko powodziowe w 4 kategoriach: zdrowie i życie, środowisko, dziedzictwo oraz działalność gospodarcza, natomiast w tym opracowaniu prezentowane będą również rozkłady ryzyka powodziowe dla poszczególnych kategorii.

1. WSTĘP

Jednym z głównych zagrożeń naturalnych w Europie jest powódź. W celu zmniejszenia ryzyka związanego z tym zagrożeniem, Unia Europejska wprowadziła tzw. Dyrektywę Powodziową [2], która zobowiązuje każdy członkowski kraj Wspólnoty Europejskiej do podjęcia odpowiednich działań w celu racjonalnego zarządzania ryzykiem powodziowym. Realizacja postanowień Dyrektywy odbywa się w trzech krokach [6]:

- przygotowanie wstępnej oceny ryzyka powodziowego (WORP),

* Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej – Państwowy Instytut Badawczy, ul. Podleśna 61, 01-673 Warszawa, tomasz.orczykowski@imgw.pl.

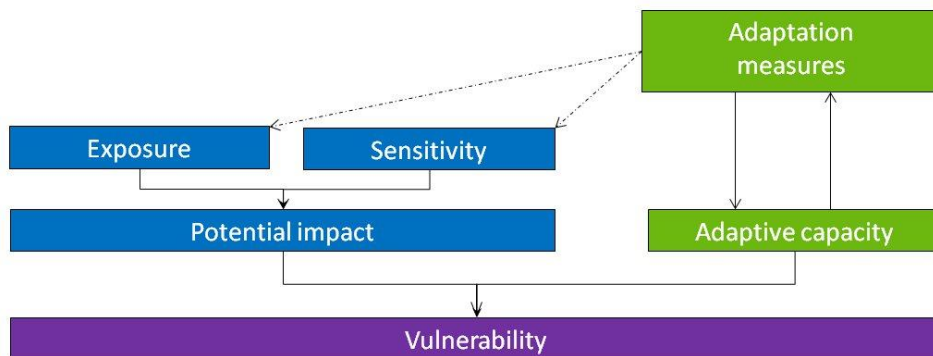
- opracowanie map zagrożenia i ryzyka powodziowego (MZP i MRP) [5],
- uchwalenie planów zarządzania ryzykiem powodziowym (PZRP).

WORP oraz MZP i MRP zostały zrealizowane w trakcie projektu „Informatyczny System Osłony Kraju przed nadzwyczajnymi zagrożeniami” (ISOK). WORP jest dokumentem planistycznym identyfikującym obszary narażone na niebezpieczeństwo powodzi (ONNP), dla których przeprowadzono szczegółowe analizy zagrożenia powodziowego i opracowano mapy MZP i MRP. Mapy dostarczają więc szczegółowych informacji o zagrożeniu i ryzyku powodziowym dla 253 rzek na terytorium Polski.

Warunkiem racjonalnego zarządzania ryzykiem powodziowym, jest identyfikacja rozkładu i poziomów ryzyka na obszarze regionów wodnych, dorzeczy oraz całego kraju. Autorzy prezentują rozkład przestrzenny skumulowanego ryzyka powodziowego określonego na podstawie danych zawartych w MRP i przypisanego do 4 kilometrowych odcinków analizowanych rzek. Taka jednostka przestrzenna, wykorzystana dla prezentacji rozkładu ryzyka powodziowego z jednej strony odzwierciedla hydrograficzny czynnik pochodzenia ryzyka powodziowego, a z drugiej zapewnia czytelną wizualizację wyników w skali całego kraju. Skumulowane ryzyko powodziowe agreguje ryzyko powodziowe z 4 kategorii: zdrowie i życie, środowisko, dziedzictwo oraz działalność gospodarcza. W opracowaniu prezentowane będą również odrębnie rozkłady ryzyka powodziowe dla tych kategorii mających wpływ na wartość skumulowanego ryzyka. Metoda wyznaczania poziomu ryzyka powodziowego dla poszczególnych kategorii oraz skumulowanego ryzyka została opisana w [7].

2. RYZYKO POWODZIOWE

Międzyrządowy Zespół do spraw Zmian Klimatu (IPCC) [3] ustalił, że ryzyko można określić jako potencjalne konsekwencje, gdzie coś wartościowego jest zagrożone, przy czym działanie zagrożenia jest niepewne. Ryzyko jest często przedstawiane jako funkcja prawdopodobieństwa wystąpienia niebezpiecznych zdarzeń i skutków w przypadku wystąpienia tych zdarzeń. Ryzyko powodziowe wynika z wrażliwości systemu społeczno-ekologicznego na zagrożenie powodziowe, stanowiącej wynik interakcji ekspozycji i podatności na zagrożenie infrastruktury tego systemu oraz jego zdolności adaptacyjnej (rys. 1).



Rys. 1. Wrażliwość systemu społeczno-ekologicznego na ryzyko powodziowe. Adaptowane z [3] za [1]

Przytoczone tu pojęcia: ekspozycja (*ang. exposure*), wrażliwość (*ang. sensitivity*) i podatność (*ang. vulnerability*) nie są jednoznacznie zdefiniowane w literaturze. Definicje zależą od źródła oraz kontekstu np. [1, 3, 4]. Zgodnie z diagramem na rysunku 1, wrażliwość systemu społeczno-ekologicznego zależy od potencjalnego wpływu powodzi i zdolności adaptacyjnej systemu do ograniczenia skali niekorzystnych skutków wywołanych zagrożeniem. Potencjalne oddziaływanie powodzi jest funkcją ekspozycji i podatności elementów systemu społeczno-ekologicznego narażonych na niebezpieczeństwo powodzi. Przy czym system społeczno-ekologiczny jest rozumiany jako dwa ściśle ze sobą związane: system ekologiczny i terytorialny system społeczny, które stale oddziałują na siebie w jednej przestrzeni geograficznej [3]. Mapy Ryzyka Powodziowego i Mapy Zagrożenia Powodziowego zawierają informacje o podatności i ekspozycji systemu społeczno-ekologicznego na niebezpieczeństwo powodzi, co w rezultacie może pozwolić na wyznaczenie poziomu ryzyka powodziowego dla tego systemu.

3. MAPY ZAGROŻENIA I RYZYKA POWODZIOWEGO JAKO ŹRÓDŁO INFORMACJI O RYZYKU POWODZIOWYM

Podstawowym repozytorium danych wyjściowych dla wyznaczenia ryzyka powodzi systemu społeczno-ekologicznego są mapy MZP i MRP. Ilość oraz złożoność informacji zawartych w tej bazie uniemożliwia wyciągnięcie bezpośrednich wniosków dotyczących rozkładu ryzyka. Baza danych MZP i MRP obejmuje 33 GB danych bezpośrednio dotyczących powodzi, dane są zorganizowane na kilku poziomach. Na najwyższym poziomie organizacji, dane są skategoryzowane w trzech grupach tematycznych: zagrożenia powodziowego, ryzyka powodziowego oraz referencyjnej. Grupa informacji o zagrożeniu powodziowym obejmuje 34 klasy obiektów tematycznych, grupa informacji o ryzyku zawiera 30 klas obiektów, a grupa informacji referencyjnych – 13. Łącznie

dysponujemy 77 klasami obiektów, które zawierają informację przestrzenną oraz kolekcję charakterystycznych cech dedykowaną poszczególnym typom obiektów. Lista dostępnych klas obiektów znajduje się w Rozporządzeniu [5]. Baza MZP i MRP przedstawia zagrożenie i ryzyko w trudnej do bezpośredniej oceny wielowymiarowej przestrzeni systemu społeczno-ekologicznego znajdującego się w rozpatrywanym obszarze geograficznym. Ilość informacji jest dodatkowo multiplikowana poprzez ujęcie zjawiska w trzech wymiarach prawdopodobieństwa wystąpienia powodzi: wysokim, średnim oraz niskim. Zaproponowana przez autorów [7] i wykorzystana podczas przygotowania PZRP metoda rozkładu ryzyka uwzględnia wszystkie istotne elementy charakteryzujące ryzyko powodzi (dla których informacja była dostępna), dając możliwość skutecznego wyodrębnienia obszarów o największym ryzyku powodziowym wymagających, w dalszej perspektywie podjęcia interwencji dla jego redukcji.

4. METODA KONWERSJI RYZYKA DO FORMY JEDNOWYMIAROWEJ

Podejmowanie decyzji w procesie zarządzania ryzykiem powodziowym jest oparte na informacji o poziomie ryzyka wynikającej z danych map ryzyka powodziowego. Informacja została wyrażona za pomocą 5-cio stopniowej skali poziomu ryzyka (od 1 bardzo niskie do 5 bardzo wysokie). W zależności od problemu który rozpatrujemy (i w jakiej skali), informacja o poziomie ryzyka powinna być wyrażone w adekwatnej jednostce przestrzennej. Dla pewnych decyzji strategicznych mogą to być dorzecza, regiony wodne, zlewnie lub województwa, powiaty, czy gminy. Sposób agregacji informacji jest dostosowany do potrzeb konkretnego odbiorcy, czy użytkownika tej informacji. Prezentowany rozkład poziomów ryzyka jest podawany w uniwersalnej formie wynikającej z genety zjawiska.

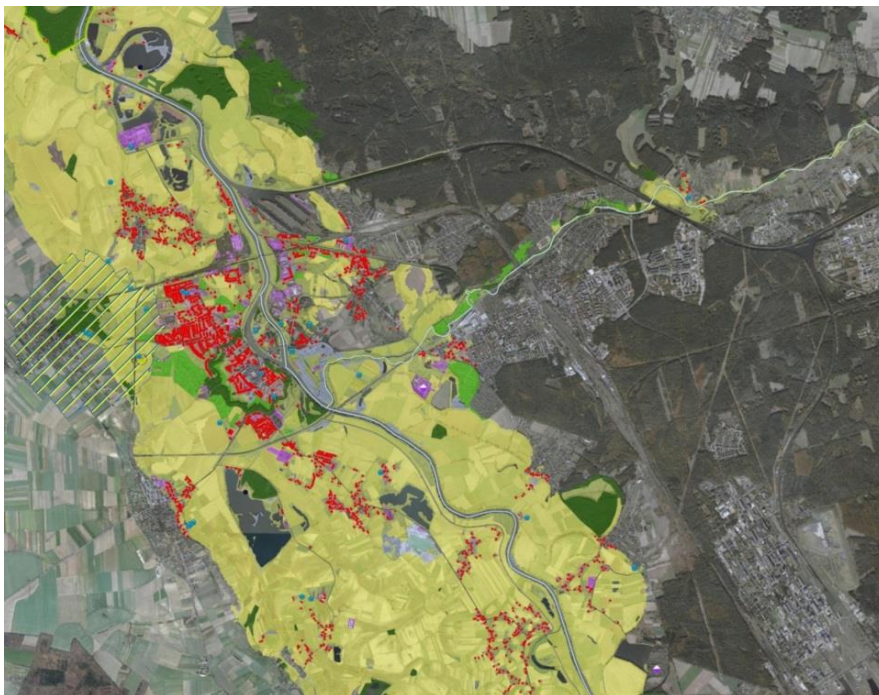
4.1. OPIS METODY

W uproszczeniu możemy przyjąć, że mapy zagrożenia i ryzyka powodziowego dostarczają danych o ryzyku powodziowym w dwóch kategoriach: podatności oraz ekspozycji. Podatność jest kształtowana przez charakterystykę obiektów systemu społeczno-ekologicznego narażonych na powódź i tworzy wielowymiarową przestrzeń, bo system jest złożony. Jak wyżej wspomniano, te cechy skatalogowano w 4 kategoriach: dziedzictwo kulturowe, środowisko, zdrowie i życia oraz działalność gospodarcza. Sześć o przekształceniu tych danych do formy pozwalającej obliczyć poziom ryzyka w jednej skali jest opisane w [7]. Ekspozycja natomiast jest głównie związana z lokalizacją tych obiektów w pewnej przestrzeni geograficznej i relacją tej lokalizacji do określonego zagrożenia powodziowego. Ta informacja pozwala na przestrzenną agregację

ryzyka z przestrzeni dwuwymiarowej do jednowymiarowej formy liniowej. Algorytm konwersji składa się z kilku operacji geometrycznych opisanych poniżej.

4.1.1 PODZIAŁ OBSZARU ZA POMOCĄ SIATKI

Podzielenie obszaru ryzyka powodziowego za pomocą siatki sześciokątów foremnych, każdy o obszarze 10 ha. Zastosowanie siatki sześciokątów wynikało z kilku powodów. Głównym powodem jest fakt, że powierzchnia ryzyka musi zostać pocięta na mniejsze jednostki, które będą przyporządkowane najbliższemu odcinkowi rzeki. Siatka sześciokątów jest narzędziem często stosowanym w statystyce, dlatego że tworzy ciągłą powierzchnię wytworzoną z jednakowych elementów. A podstawowy element, czyli sześciokąt jest figurą najbardziej zbliżoną do koła, które uznaje się za najlepszą figurę do próbkowania w przestrzeni geometrycznej. Rysunek 2 przedstawia przykładowe dane pochodzące z map ryzyka powodziowego. Rysunek 3 przedstawia przykładowy podział siatką sześciokątów.



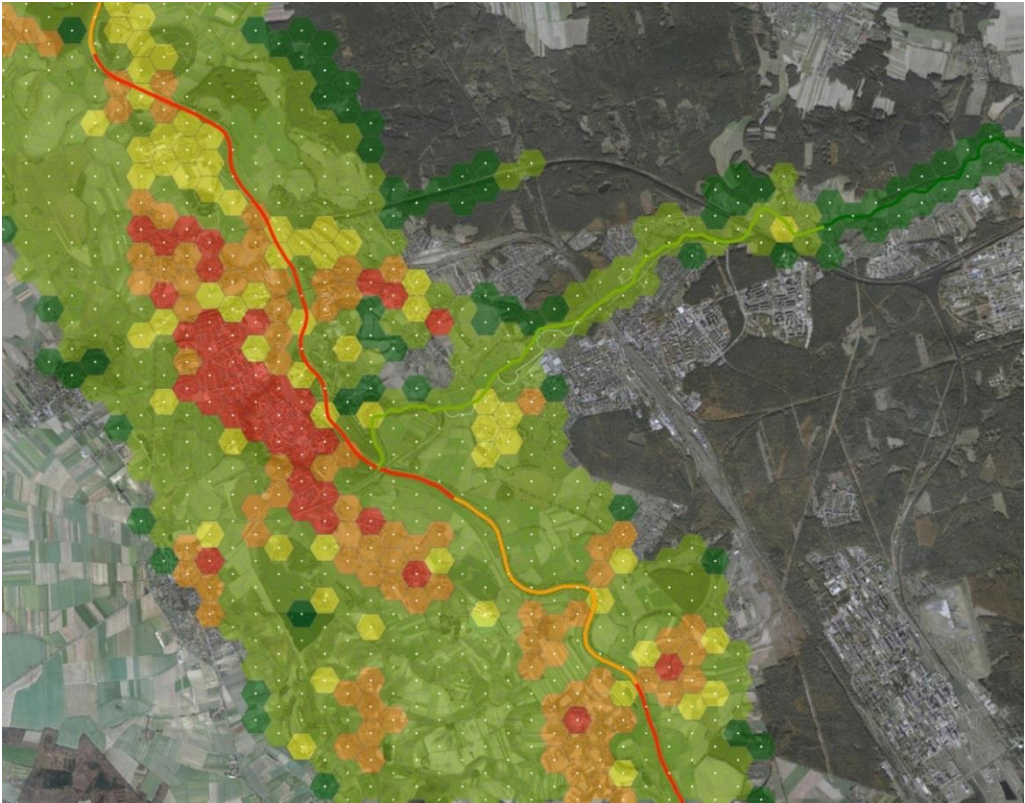
Rys. 2. Przykładowe dane o ryzyku powodziowym



Rys. 3. Podział obszaru ryzyka siatką sześciokątów. Kolor sześciokątów pokazuje skumulowany poziom ryzyka, ale został pokazany jedynie jako ciekawostka, ponieważ poziom skumulowanego ryzyka dla odcinka był wyznaczany dla skumulowanych wartości poszczególnych kategorii ryzyka, a nie poziomu skumulowanego ryzyka w każdym sześciokącie

4.1.2 PRZYGOTOWANIE OBIEKTÓW DO PRZESTRZENNEJ AGREGACJI

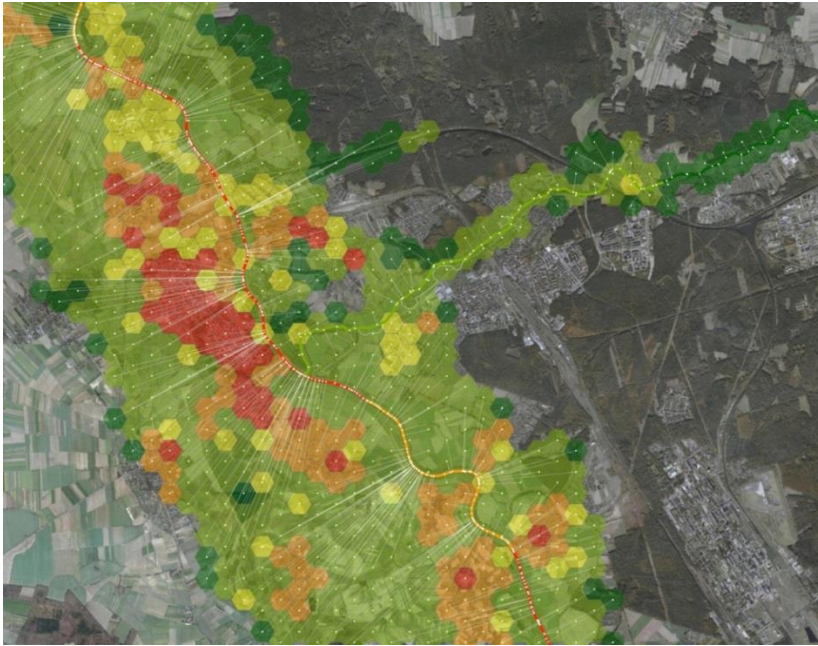
Wyznaczono środek ciężkości, uznając że jest to reprezentatywny punkt dla każdego sześciokąta. Obiekt liniowy informujący o przebiegu rzeki został rozczłonkowany na odcinki czterokilometrowe. Rysunek 4 przedstawia przykładowy wynik tego kroku.



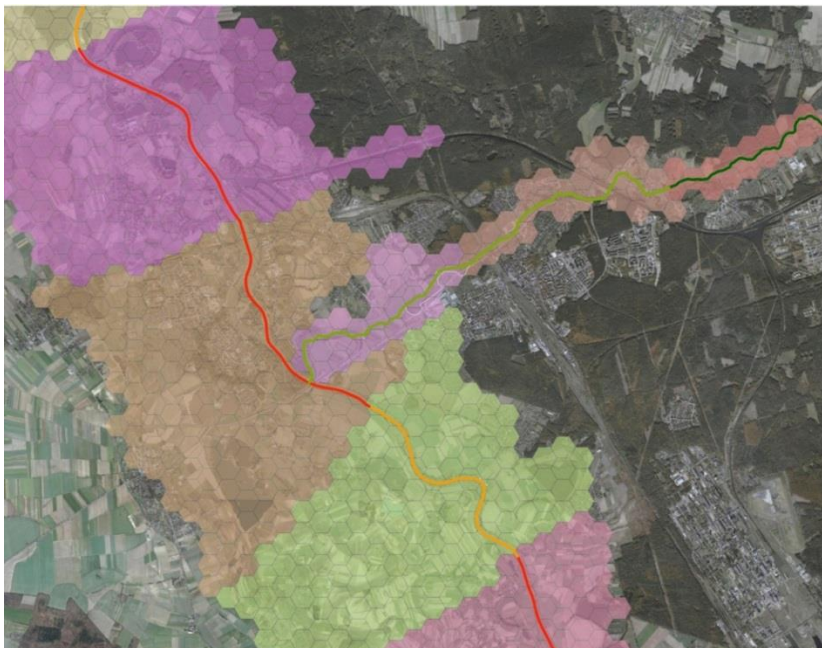
Rys. 4. Kolor sześciokątów pokazuje skumulowany poziom ryzyka, ale został pokazany jedynie jako ciekawostka. Kolor odcinków pokazuje już faktycznie obliczony poziom ryzyka. Ten poziom został obliczony dopiero w następnych krokach. Tutaj pokazuje podział cieku na odcinki

4.1.3 AGREGACJA

Każdy punkt przyporządkowano do najbliższego odcinka sumując wartość ryzyka dla każdej kategorii. Przyporządkowanie zostało wykonane w oparciu o przynależności obszaru do zlewni poszczególnych rzek. Skumulowany poziom ryzyka został określony za pomocą algorytmu przedstawionego w [7]. Rysunek 6 pokazuje przykładowe przyporządkowanie powierzchni sześciokątów do poszczególnych odcinków rzek.



Rys. 5. Przykładowe rzutowanie środków ciężkości na oś cieków i przyporządkowanie najbliższemu odcinkowi obliczeniowemu



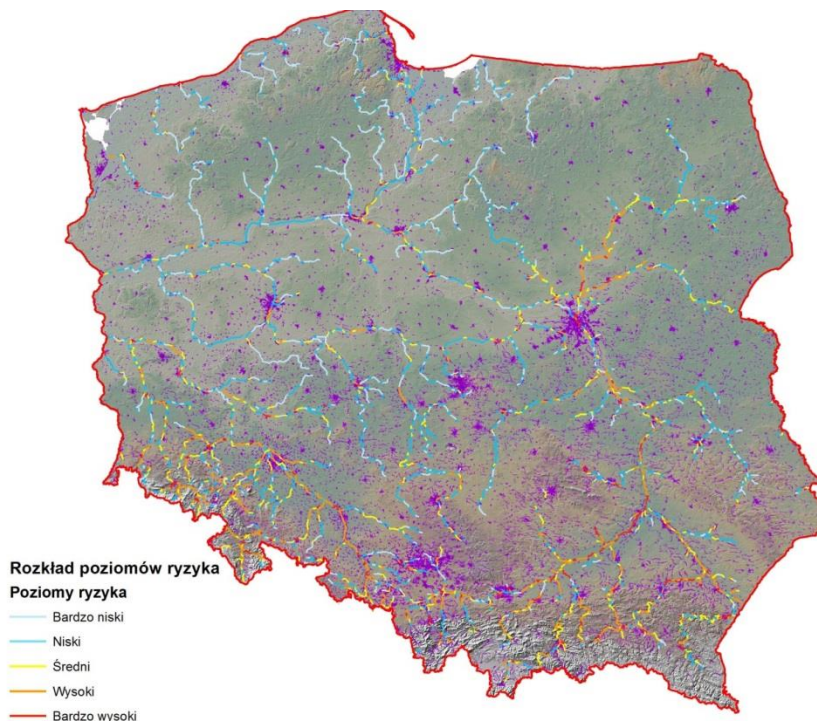
Rys. 6. Przyporządkowanie powierzchni sześciokątów do poszczególnych odcinków obliczeniowych

5. PREZENTACJA ROZKŁADU RYZYKA POWODZIOWEGO

Celem pracy jest prezentacja rozkładu poziomów ryzyka dla Polski z zastosowaniem zaproponowanej przez autorów metody. Autorzy przeprowadzili bardziej szczegółową analizę przydatności tej metody poprzez porównanie uzyskanego przy zastosowaniu tej metody rozkładu zintegrowanego ryzyka powodziowego do rozkładu przestrzennego wytypowanych w PZRP obszarów wymagających pilnej interwencji ograniczającej nadmierne ryzyko powodziowe (tzw. „Hot-spotów”).

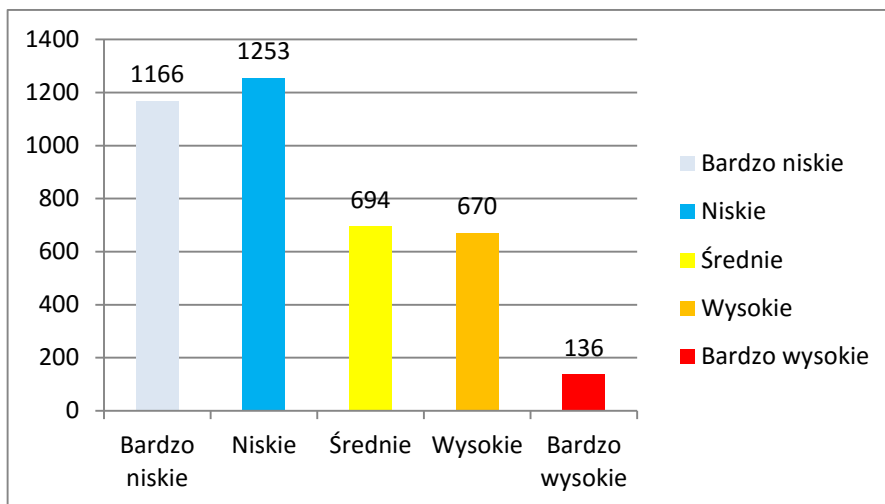
5.1. SKUMULOWANY POZIOM RYZYKA DLA RZEK UJĘTYCH W MZP I MRP

Ryzyko powodziowe sklasyfikowane w 4 kilometrowych odcinkach liczonych po długości cieku zostało ocenione dla 243 rzek. Wyodrębniono 3919 odcinków. Przestrzenny rozkład poziomów skumulowanego ryzyka powodziowego w 5-stopniowej skali skumulowanego ryzyka przedstawiono na rysunku 7.



Rys. 7. Rozkład poziomów ryzyka dla wszystkich rzek w MZP i MRP

Rozkład ilościowy odcinków należących do poszczególnych klas w 5-stopniowej skali ryzyka jest prezentowany na rysunku 8. Z całkowitej ilości wyodrębnionych odcinków 3,5% zostało sklasyfikowane jako odcinki o bardzo wysokim ryzyku, 17,2% o wysokim ryzyku, a o średnim, niskim i bardzo niskim – odpowiednio 17,7%, 31,9% i 29,7%.

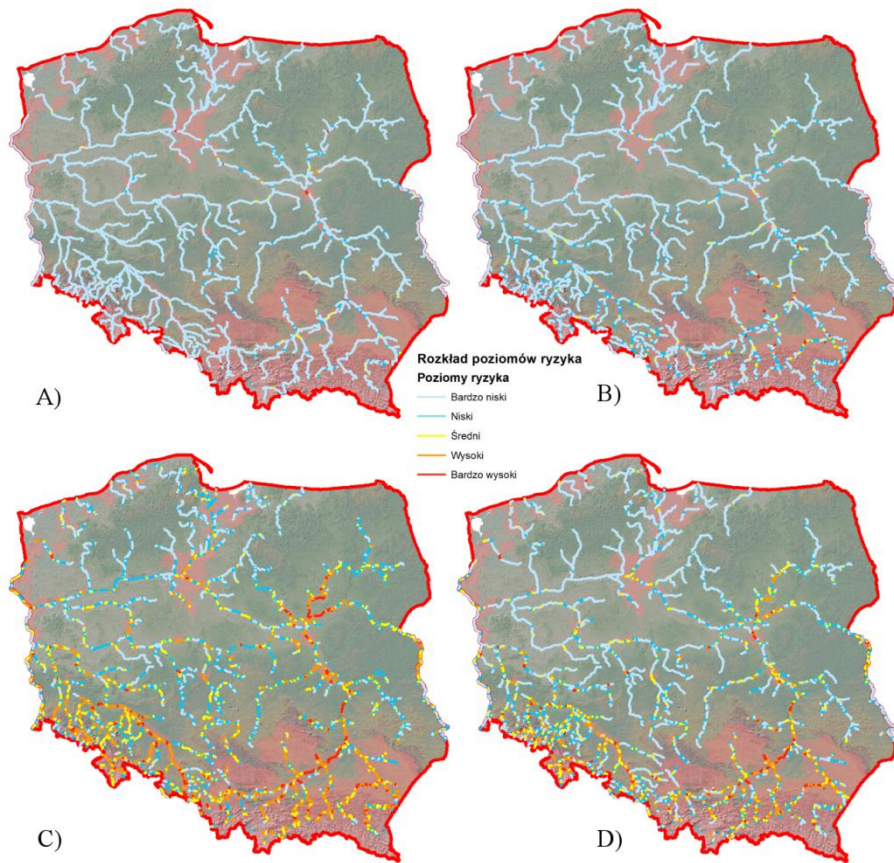


Rys. 8. Ilość odcinków w poszczególnych poziomach ryzyka dla wszystkich 243 rzek

5.2. POZIOMY RYZYKA DLA RZEK UJĘTYCH W MZP I MRP W PODKATEGORIACH

Na rysunku 9 prezentowane są odrębnie rozkłady ryzyka powodziowego dla kategorii: zdrowie i życie, środowisko, działalność gospodarczą oraz dziedzictwo kulturowe, mających wpływ na wartość kumulowanego ryzyka powodziowego.

Analiza rozkładów ryzyka powodziowego prezentowanych na rysunku 4 wskazuje, że odcinków z wysokim oraz bardzo wysokim poziomem ryzyka w kategorii dziedzictwa kulturowego oraz środowiska jest relatywnie niewiele. Natomiast ryzyka w kategorii działalności gospodarczej oraz zagrożenia zdrowia i życia są rozproszone na obszarze całego kraju, a licznosc poszczególnych klas w 5-stopniowej skali nie jest tak zdominowana przez niski i bardzo niski poziom, jak ma to miejsce w przypadku ryzyka w kategorii dziedzictwa kulturowego oraz środowiska. Stąd na wymiar skumulowanego ryzyka dla 4 kategorii, to właśnie rozkład ryzyka powodziowego w kategoriach działalności gospodarczej oraz zagrożenia zdrowia i życia ma dominujący wpływ na ostateczny rozkład skumulowanego ryzyka powodziowego w Polsce (rys. 7).



Rys. 9. Rozkład poziomów ryzyka w rozbiciu na kategorie: A) dziedzictwo kulturowe, B) środowisko, C) działalność gospodarcza, D) zdrowie i życie

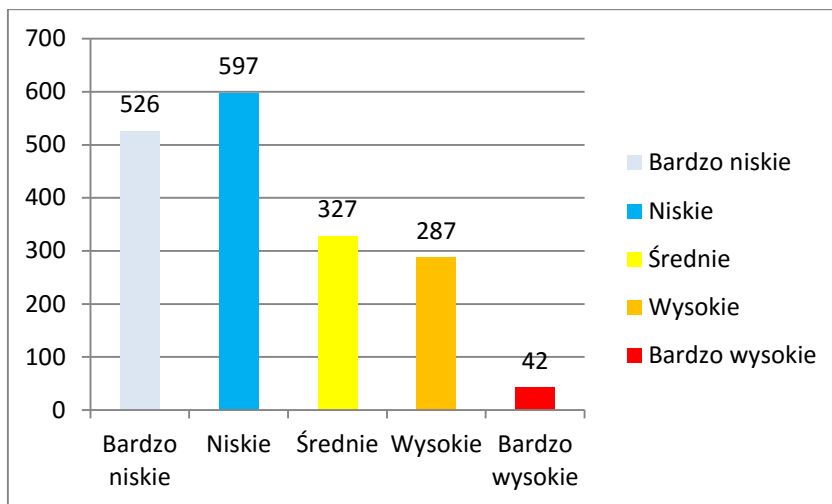
5.3. ROZKŁAD POZIOMÓW RYZYKA POWODZIOWEGO W DORZECZU ODRY

Zawężając obszar analizy rozkładu poziomu ryzyka do dorzecza Odry, łącznie wyodrębniono 1779 jednostek obliczeniowych, czyli odcinków czterokilometrowych, rysunek 10.



Rys. 10. Rozkład poziomów ryzyka w dorzeczu Odry

Ilości w poszczególnych kategoriach przedstawiono na rysunku 11. Bardzo wysoki poziom ryzyka wyznaczono dla 2,4% odcinków, 16,1% prezentuje wysoki poziom, a średni, niski i bardzo niski odpowiednio 18,4%, 33,6% i 29,6%.



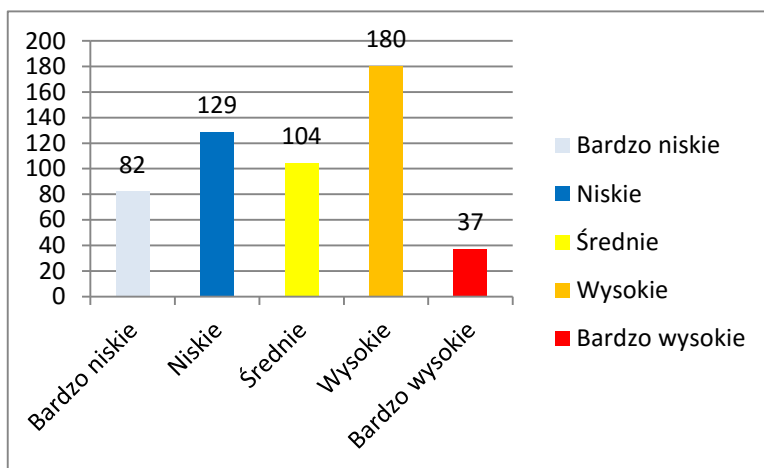
Rys. 11. Ilość odcinków w poszczególnych poziomach ryzyka dla Odry

Analizując rysunek 7, widać że odcinki z wysokim oraz bardzo wysokim poziomem ryzyka są skoncentrowane głównie w regionie Środkowej Odry oraz Górnej Odry.

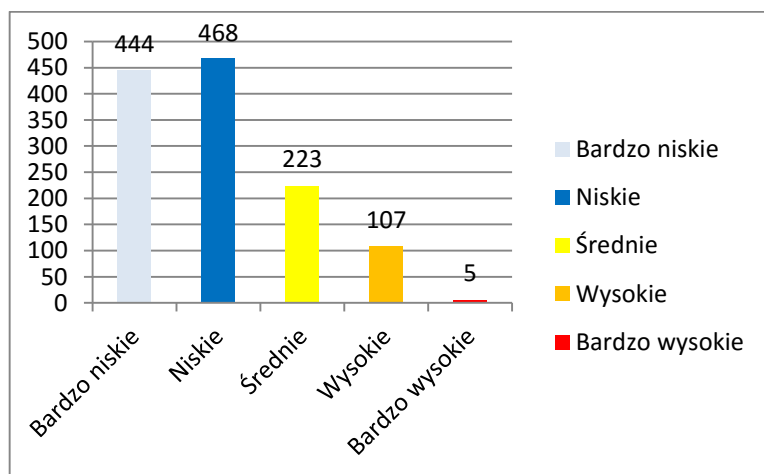
6. ANALIZA ZALEŻNOŚCI ROZKŁADU RYZYKA POWODZIOWEGO W POLSCE Z ZASTOSOWANIEM KLASYFIKACJI ODCINKÓW RZEK O ODMIENNYM POZIOMIE SKUMULOWANEGO RYZYKA POWODZIOWEGO, A LOKALIZACJĄ PRZESTRZENNĄ OBSZARÓW „HOT SPOT”

W projekcie „Plany Zarządzania Ryzykiem Powodziowym” analiza ryzyka powodziowego wynikającego z map zagrożenia i ryzyka powodziowego, wsparta wiedzą i doświadczeniem członków zespołów planistycznych zlewni i regionów wodnych, pozwoliła określić obszary, dla których zidentyfikowane ryzyko powodziowe uznano za nadmierne i wymagające pilnej interwencji (Rys. 10). Te obszary nazwano „Hot spotami”. Wyselekcjonowanie tych obszarów było wynikiem analizy danych MRP, jak również konsultacji w ramach odpowiednich grup roboczych, zlewni i regionów wodnych, a także szerokich konsultacji społecznych. Wielkość oraz ogólna charakterystyka tych obszarów jest dosyć różnorodna. W referacie prezentowana jest analiza przydatności proponowanej metody prezentacji rozkładu poziomów ryzyka dla Polski z zastosowaniem 4 kilometrowych odcinków rzek do wskazania lokalizacji „Hot spotów” w obszarze dorzecza. Analiza ta polegająca na określeniu ilości odcinków z poszczególnymi poziomami ryzyka znajdujących się w obszarach „Hot-spot” jako miary jej przydatności

do celów planistycznych. Rysunek 10 pokazuje ilości odcinków z poszczególnymi poziomami ryzyka mieszczących się w obszarach „Hot spot”. Dokonano także identyfikacji liczby odcinków należących do poszczególnych klas w 5-stopniowej skali ryzyka zawartych w poszczególnych „hot-spotach” (Tab.1). Ten wskaźnik z jednej strony może służyć do oceny przydatności zaproponowanej metody, ale także jest wskaźnikiem pozwalającym na ocenę wpływu konsultacji społecznych na kształtowanie dokumentów planistycznych, gdzie postrzeganie społeczne poziomu zagrożenia powodziowego poszczególnych obszarów zlewni mogą być odmienne od zidentyfikowanego, na podstawie MZP i MRP ryzyka powodziowego.

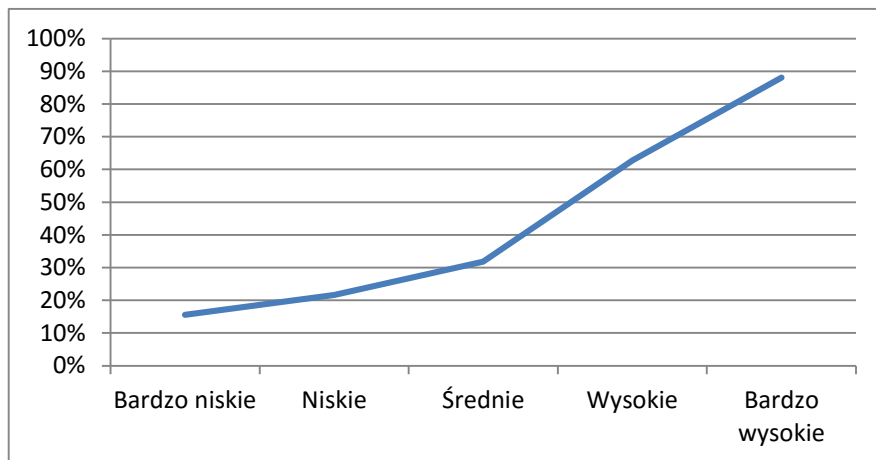


Rys. 12. Ilość odcinków i ich rozkład poziomów ryzyka dla obszarów „Hot spot” w dorzeczu Odry



Rys. 13. Ilość odcinków, które nie zostały włączone do obszarów „Hot spot” w dorzeczu Odry

Z analizy zestawień na rysunkach 11 i 12 wynika, że wewnątrz „Hot spotów” znalazło się 88% odcinków z bardzo wysokim poziomem ryzyka powodziowego, 63% odcinków z wysokim poziomem ryzyka oraz odpowiednio 16%, 22% i 32% dla poziomu bardzo niskiego, niskiego oraz średniego. W przeprowadzonej analizie rysuje się mocna i logiczna korelacja pomiędzy poziomami ryzyka wynikającymi z jego rozkładu wzdłuż cieków, a zlokalizowanymi w „Hot spotach”. Niepokoi jednak fakt, że ponad 100 odcinków o wysokim ryzyku powodziowym jest poza obszarami „hot-spot”.



Rys. 14. Procentowy udział poszczególnych klas poziomu ryzyka w obszarach „Hot spot”

Tab. 1. Ilości 4 kilometrowych odcinków rzek z poszczególnymi poziomami skumulowanego ryzyka w obrębie „Hot-spotów” dorzecza Odry

Nazwa "Hot spot"	Ilość odcinków w poszczególnych poziomach					
	Razem	B. niski	Niski	Średni	Wysoki	B. wysoki
Żagań	5	-	1	2	1	1
Lubomia	5	-	-	3	1	1
Czarnowąsy - Żelazna - Dobrzeń Wielki	2	-	-	-	1	1
Kalisz	8	1	2	2	2	1
Prochowice	6	-	1	1	3	1
Chojnów	9	-	1	4	3	1
Gubin	5	-	-	-	4	1
Bardo Przyłęk-Kamieniec Ząbkowicki	12	3	3	-	5	1
Oława - Jelcz Laskowice	9	-	2	-	6	1
Górna Kwisa	14	1	2	3	7	1
Brzeg Dolny – Uraz	2	-	-	1	-	1
Krosno Odrzańskie	2	-	-	1	-	1
Stargard Szczeciński	4	1	2	-	-	1
Prudnik	7	1	5	-	-	1
Gliwice, Gierałtowiec, Zabrze	8	1	3	-	2	2
Kędzierzyn - Koźle	7	-	2	-	3	2
Nazwa "Hot spot"	Ilość odcinków w poszczególnych poziomach					

	Razem	B. niski	Niski	Średni	Wysoki	B. wysoki
Nowa Sól	4	-	1	1	-	2
Żmigród	2	-	-	-	-	2
Kamieniec Żąbkowicki, Nysa, Skorogoszcz, Wronów	25	2	2	9	9	3
Kotlina Kłodzka	48	2	5	18	20	3
Racibórz	45	1	8	3	29	4
Góry Bóbr	54	6	7	12	24	5
Wężyska Chlebowo	5	2	1	1	1	-
Darłowo	7	4	1	1	1	-
Boleszkowice	3	-	1	1	1	-
Gryfice	9	4	3	1	1	-
Przewóz	2	-	-	1	1	-
Działoszyn	5	-	2	2	1	-
Górna Noteć od j. Gopło do Łabiszyna	15	2	10	2	1	-
Cedynia	8	1	2	4	1	-
Gryfino	2	-	1	-	1	-
Wieleń	3	-	2	-	1	-
Trzebiatów	7	3	3	-	1	-
Brzeg	1	-	-	-	1	-
Kuźnia Raciborska	1	-	-	-	1	-
Nędza	1	-	-	-	1	-
Drezdenko	6	-	3	1	2	-
Marszowice	3	-	-	1	2	-
Zgorzelec	5	1	-	2	2	-
Strzegom	2	-	-	-	2	-
Swidnica	5	-	1	1	3	-
Częstochowa	7	1	2	1	3	-
Kostrzyn nad Odrą, Słońsk	11	1	5	2	3	-
Golina	7	-	1	2	4	-
Szprotawa	10	-	4	2	4	-
Krapkowice	4	-	-	-	4	-
Warta	9	3	1	-	5	-
Wrocław-Długołęka-Czernica-Wisznia Mała	17	1	3	7	6	-
Poznań-Luboń	17	3	8	-	6	-
Kołoźbrzeg	2	-	1	1	-	-
Cybinka	9	6	2	1	-	-
Resko	10	7	2	1	-	-
Bogatynia	5	1	3	1	-	-
Białogard	7	3	3	1	-	-
Gorzów Wielkopolski	4	-	3	1	-	-
Chojna	3	1	-	2	-	-
Glucholazy	2	-	-	2	-	-
Goleniów	2	-	-	2	-	-
Sławno	12	10	2	-	-	-
Słubice	8	5	3	-	-	-
Mieszkowice	4	-	4	-	-	-
Widuchowa	5	-	5	-	-	-
Górzycyca	4	4	-	-	-	-

Z powyższego zestawienia wynika, że aż 41 (z 63 ujętymi w analizie) obszarów „hot spot” nie zawiera odcinków z bardzo wysokim poziomem skumulowanego ryzyka,

w tym 14 obszarów „hot spot” nie zawierają również żadnego odcinka z wysokim poziomem ryzyka. Należy jednak zwrócić uwagę, że dla „hot spot” zlokalizowanych nad morzem w wyliczeniach nie uwzględniono ryzyka wynikającego z zagrożenia od strony morza. Jednak wyniki te poświadczają fakt, że w ramach otwartego planowania grupy interesariuszy uczestniczących w procesie podejmowania decyzji często przy wyborze obszarów wymagających pilnej interwencji nie kierują się jedynie obiektywną oceną ryzyka powodziowego zbudowaną na podstawie MZP i MRP. Taki stan rzeczy nie koniecznie musi świadczyć o ułomności otwartego planowania, angażującego wielu interesariuszy projektu. Może także świadczyć o ułomnościach metodyki budowania MZP i MRP i tworzenia rozkładu ryzyka powodziowego na obszarach narażonych na niebezpieczeństwo powodzi (ONNP) w Polsce.

7. WNIOSKI

Przytoczona metoda rozkładu przestrzennego poziomów ryzyka w Polsce umożliwia przedstawienie wyników w skali poszczególnych zlewni, z zachowaniem dużej szczegółowości odzwierciedlenia zjawiska. W dorzeczu Odry widać dużą korelację pomiędzy wynikami przedstawionej analizy, a obszarami „hot-spot” wyznaczonymi w projekcie „Plany Zarządzania Ryzykiem Powodziowym”. Ale również widać wyraźnie wpływ interesariuszy na efekt procesu wyznaczania obszarów „hot spot”.

8. DALSZY BADANIA

W trakcie badań, zarówno na etapie określania poziomu ryzyka, jak i analizy jego rozkładu przestrzennego zauważono, że określenie ryzyka powodziowego na podstawie obecnych baz danych jest pewnym uproszczeniem, stąd ważnymi elementami, które muszą zostać poprawione jest jakość i kompletność dostępnych baz danych, na których opierają się MRP oraz metodyka tworzenia MZP i MRP. Kolejnym elementem mającym ogromny wpływ na proces wyłaniania obszarów pilnej interwencji państwa skierowanej na redukcję ryzyka powodziowego jest potrzeba włączenia oceny zdolności adaptacyjnej systemów społeczno-ekologicznych wyeksponowanych na zagrożenie. Zdolność adaptacyjna systemów społeczno-ekologicznych ma bowiem znaczący wpływ na redukcję skali niekorzystnych skutków powodzi na funkcjonowanie takiego systemu, tym samym na właściwą selekcję tych systemów społeczno-ekologicznych, które wymagają pilnego wsparcia.

LITERATURA

- [1] DUMIEŃSKI G., PASIECZNIK-DOMINIAK A., TIUKAŁO A., Społeczno-ekonomiczna ocena zagrożenia powodziowego gmin w Polsce. [w:] Interdyscyplinarne zagadnienia w inżynierii i ochronie środowiska pod red. A. Kotowski, K. Piekarska, B. Kaźmierczak, Tom 6, Wrocław, 2015, 100–125.
- [2] EU. Directive 2007/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2007 on the assessment and management of flood risks. 2007.
- [3] *IPCC Summary for policymakers*. [w:] Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Cambridge, New York : Cambridge University Press, 2014.
- [4] KERSTIN F., SCHNEIDERBAUER S., BUSECK P., KIENBERGER S., BUTH M., ZEBISCH M., KAHLENBORN W., *The Vulnerability Sourcebook: Concept and guidelines for standardised vulnerability*. Bonn and Eschborn, Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ) GmbH, 2014.
- [5] Rozporządzenie Ministra Środowiska, Ministra Transportu, Budownictwa i Gospodarki Morskiej, Ministra Administracji i Cyfryzacji oraz Ministra Spraw Wewnętrznych z dnia 21 grudnia 2012 r. w sprawie opracowania map zagrożenia powodziowego i map ryzyka powodziowego. 2012.
- [6] Ustawa Prawo wodne Dz.U. 2001 Nr 115 poz. 1229, z dnia 18 lipca 2001 .
- [7] TIUKAŁO A., MALINGER A., ORCZYKOWSKI T., PASIOK R., BEDRYJ., WAWRZYNIAK M., DYSARZT., GRZELKA T., KRAWCZAK E., *Ocena ryzyka powodziowego na potrzeby planów zarządzania ryzykiem powodziowym*. Gospodarka Wodna, Sigma-Not, (3) 2015.

PRESENTATION OF FLOOD RISK DISTRIBUTION IN POLAND USING THE CLASSIFICATION OF RIVERS SECTION AT A DIFFERENT LEVEL OF ACCUMULATED FLOOD RISK

Flood risk management plans (PZRP), developed in 2015 at the request of the President of the National Water Management, including a strategy for flood risk management identified based on previously developed and made available to the public hazard maps and flood risk (MZP and MRP). For flood risk management, the key element is to identify the distribution and levels of risk in the area of water regions, river basins and the entire country. The authors will present their proposed method of presenting the spatial distribution of risk in the form of a 4 kilometer long river sections to which is assigned the cumulative risk of flooding with the use of the information contained in the MRP. According to the Directive Flood cumulative risk of flooding aggregates the identified flood risks in four categories: health and life, the environment, heritage and economic activity, but in this study will be presented also schedule the risk of flooding for each category.

system transportu i dystrybucji wody, sieć wodociągowa, model komputerowy przepływów, symulacje przepływów w sieci

Maria ORŁOWSKA-SZOSTAK*, Adrianna WRÓBEL**

ANALIZA PRACY PRZEWYMIAROWANEGO SYSTEMU TRANSPORTU I DYSTRYBUCJI WODY PRZY WYKORZYSTANIU MODELOWANIA KOMPUTEROWEGO NA PRZYKŁADZIE WYBRANEGO WODOCIĄGU

Przedmiotem analizy jest system transportu i dystrybucji wody wodociągowej (STDW) miasta w woj. warmińsko-mazurskim. Posłużono się skalibrowanym modelem komputerowym utworzonym na bazie programu EPANET 2.0. Istotną analizowaną cechą przedmiotowego wodociągu jest fakt jego przewymiarowania, tzn., że posiada on zdecydowanie za duże średnice w stosunku do aktualnych potrzeb. Po skrótownym omówieniu procesu gromadzenia danych, kalibracji modelu oraz przeprowadzonych kompleksowych analizach pracy systemu w warunkach normalnej pracy, w sytuacjach eksploatacyjnych nietypowych i po sugerowanych modernizacjach, w kolejnej części referatu zawarto opis trzech hipotetycznych rozwiązań analogicznego wodociągu w wersjach nieprzewymiarowanych. Takie podejście pozwoliło to na ocenę cech wodociągu przewymiarowanego, a także wpływu rozbudowy i modernizacji wodociągu na skalę jego przewymiarowania.

1. SIEĆ WODOCIĄGOWA MIASTA

1.1. SIEĆ WODOCIĄGOWA, MATERIAŁY, STRUKTURA WIEKOWA

Sieć wodociągowa jest generalnie typu pierścieniowego, z nielicznymi elementami sieci końcówkowej na obrzeżach systemu. Stopniowa rozbudowa sieci, np. wraz z rozwojem osiedli mieszkaniowych, obecnie głównie jednorodzinnych, następuje poprzez

* Politechnika Gdańska, Wydział Inżynierii Lądowej i Środowiska, ul. G. Narutowicza 11/12, 80-952 Gdańsk, maria.o@pg.gda.pl.

** Gdańskie Przedsiębiorstwo Energetyki Ciepłej Sp. z o.o., ul. Biała 1b, 80-435 Gdańsk, adawrobel16@gmail.com.

zamykanie kolejnych odgałęzień w pierścieniu oraz budowę nowych elementów sieci końcówkowej wraz z przyłączami. System pracuje jako samodzielny układ i zapewnia dostarczenie wymaganej ilości wody odbiorcom. Zróżnicowanie materiałów przewodów sieci wodociągowej nie jest duże. Struktura sieci, a w tym materiały rur, z jakich wykonane są przewody, jest charakterystyczna dla typowych sieci miejskich w Polsce [4]. Przewody żeliwne stanowią ponad połowę wszystkich przewodów sieci miejskiej. Jedną z cech, ważnych z punktu widzenia modelowania komputerowego, jest to, iż już w początkowej fazie eksploatacji przewody te cechują się dużą chropowatością, która sprzyja zarastaniu przewodów wraz z upływem lat [3]. Znaczna część sieci wykonana została z PVC. Przewody te posiadają sporo zalet, w tym małą chropowatość. Przewody z tego tworzywa zostały wybudowane w latach 90-tych [8].

Dokładnie rozpracowana przez autorki została również struktura wiekowa sieci, gdyż jest ona istotnym czynnikiem przy wstępnym określaniu aktualnej chropowatości przewodów w trakcie wykonywania kalibracji modelu. Do najstarszych należą tu przewody żeliwne. W analizowanym układzie wciąż przeważa ten ostatni materiał. Rurociągi z tego materiału są szczególnie narażone na zjawisko korozji wewnętrznej oraz zewnętrznej. Rurociągi te, poprzez długoletni okres eksploatacji, charakteryzują się dużym stopniem zarosnięcia. Zjawiska te wpływają niekorzystnie na sieć wodociągową i często są przyczyną awarii rurociągów oraz sprzyjają nadmiernemu wzrostowi chropowatości [2]. Ma to wpływ na przepustowość sieci, ilość energii zużywanej na pompowanie wody oraz jakość wody docierającej do odbiorców. Bardzo pożytecznymi, zgromadzonymi informacjami są też informacje na temat prowadzonych płukań i innych procesów regeneracyjnych przewodów mających istotny wpływ na ich chropowatości [2] (patrz m. in. rozdz. 1.3.5).

1.2. UJĘCIE I STACJA UZDATNIANIA WODY

Ujęcie wody zlokalizowane jest w północno-wschodniej części miasta, między głównymi ulicami. Dla potrzeb jednostki osadniczej wybudowano 8 studni głębinowych. Woda jest pobierana z pokładów czwartorzędowych warstw wodonośnych [15]. Łączna wydajność studni wynosi 440 m³/h przy lejach depresji od 7,5 do 16 m [16]. W trakcie całodziennej eksploatacji woda pobierana jest naprzemiennie z poszczególnych grup studzien zapewniających wymaganą wydajność ujęcia.

Stacja wodociągowa pracuje w układzie pompowania dwustopniowego. Woda ze studni wierconych tłoczona jest za pomocą pomp głębinowych pierwszego stopnia do stacji uzdatniania [10]. Po uzdatnieniu przefiltrowana woda odpływa do zbiorników wody czystej. Wspomniane zbiorniki terenowe, w liczbie dwóch, mają objętości 2100 m³ każdy. Zbiorniki te spełniają klasyczne, niezbędne funkcje zbiorników wyrównawczych systemu wodociągowego [11]. Rzędna wokół zbiorników wynosi 163,4 m n.p.m., dno posadowione na rzędnej 155,0 m n.p.m. oraz przelew na rzędnej 160,3 m n.p.m. Podczas codziennej pracy układu dyspozytor utrzymuje stały poziom

wody w zbiorniku na wysokości 3,7 m, licząc od dna zbiornika. Z kolei pompy II stopnia pobierają wodę bezpośrednio ze zbiorników i tłoczą ją do sieci. Pompy produkcji LFP Leszno typu PJM współpracują z falownikiem. Pompownia zapewnia stałe – zadane ciśnienie, przy zmiennej wydajności pompowni. Na wyjściu z pompowni jest utrzymywanie ciśnienie 4,5 bar w ciągu dnia oraz 4,0 bar w ciągu nocy [10, 11].

2. MODEL SIECI WODOCIĄGOWEJ

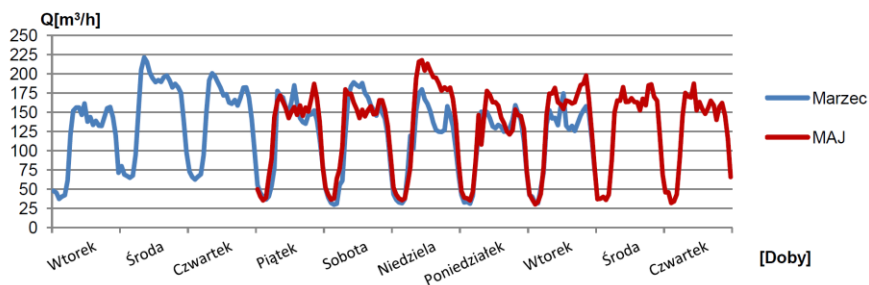
Model komputerowy opracowano z wykorzystaniem programu EPANET 2.0.

2.1. POZYSKIWNIE INFORMACJI DOTYCZĄCYCH ROZBIORÓW WODY

Rozbiory oraz produkcja wody stanowią decydujące wymuszenie pracy systemu. Omawiane w referacie wyniki przedstawiają produkcję wody na ujęciu, czyli obejmują zarówno rozbiory wody, jak i ubytki wody sieciowej.

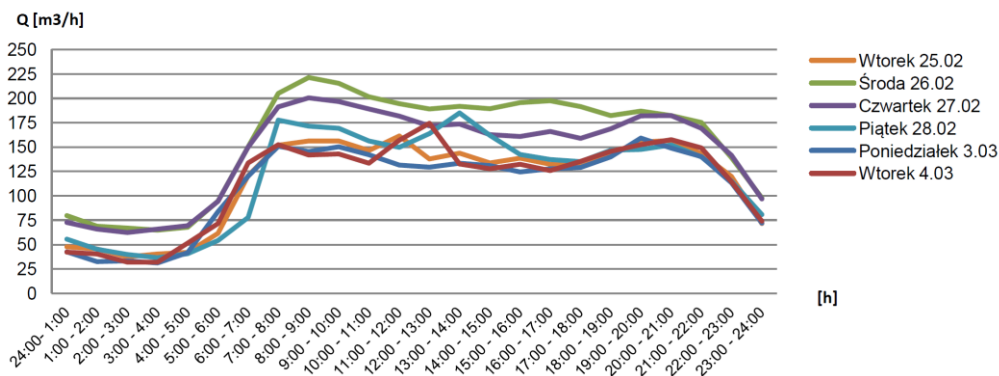
Przedsiębiorstwo wodociągowe dostarcza wodę dla 20 698 osób, co stanowi 98,4% wszystkich mieszkańców miasta [17]. Największe sektory odbiorców wody w mieście stanowią: gospodarka komunalna, przemysł oraz rolnictwo [12]. W mniejszym stopniu na rozbiory wody wpływa sektor usług [3].

Rzeczywiste wartości rozborów użyte w modelach symulacyjnych zostały ustalone na podstawie analizy danych pozyskanych dla jednego z tygodni na przełomie lutego i marca (25.02–4.03.2015 r.) oraz jednego tygodnia maja (15–21.05.2015 r.). Spośród zgromadzonych zestawów danych wybrano miarodajny dzień z tygodnia roboczego oraz miarodajny dzień weekendu. W procesie wyboru miarodajnych dób do analiz bieżącej pracy wodociągu korzystano z danych pozyskanych z przedsiębiorstwa wodociągowego oraz przeprowadzonych wywiadów z pracownikami odnośnie wszelkich zakłóceń rozborów i pracy systemu. Dokonując porównania wykresów wydatków pompowni II stopnia w dwu porównywanych okresach przez nałożenie ich na siebie (rys. 1) można zauważyć, iż rozbiory wiosenne przewyższają zimowe, co na załączonym wykresie szczególnie wyraźnie widać dla niedzieli, poniedziałku i wtorku.

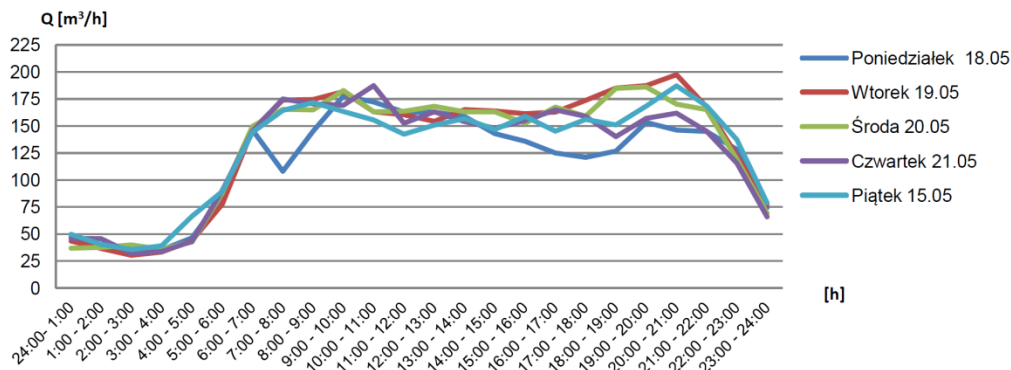


Rys. 1. Wydajność ujęcia w lutym/marcu oraz w maju 2015 r.

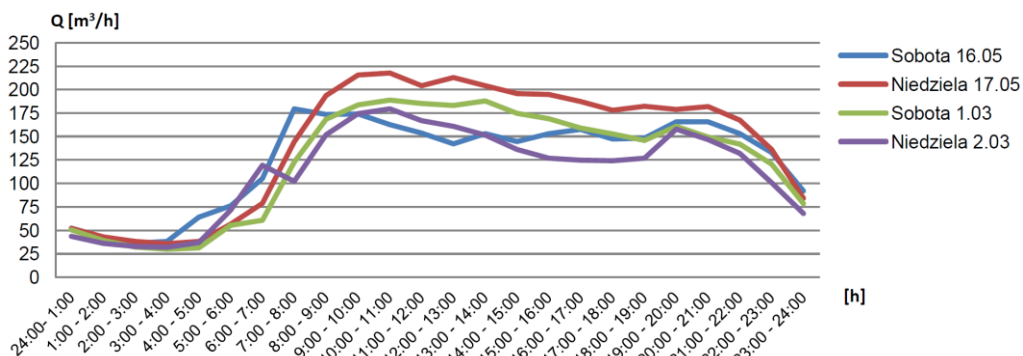
Powyższe dane rozbiórów wody pochodziły z rejestratora objętości wody tłoczonej do sieci wodociągowej. Pomiary wykonywane co 15 minut. Wyliczono również współczynniki nierównomierności godzinowej. Uzyskane wartości zostały wyliczone dla wyselekcjonowanych we wspomniany sposób, rzeczywistych danych, pochodzących z permanentnych pomiarów dokonywanych na pompowni i uznano je jako dostatecznie miarodajne, odzwierciedlające sytuację rzeczywistą. Ostatecznie jako doby typowe przyjęto sobotę 16 maja 2015 roku i wtorek 19 maja 2015 roku. Dobowy pobór wody dla 16 maja wyniósł $3013 \text{ m}^3/\text{d}$ natomiast dla 19 maja $3184 \text{ m}^3/\text{d}$. Odpowiednie wartości średniego dobowego rozbioru wyniosły dla soboty $Q_{\text{śrd}} = 125,56 \text{ m}^3/\text{h}$ oraz dla wtorku $Q_{\text{śrd}} = 132,67 \text{ m}^3/\text{h}$. Odpowiednie wartości współczynników nierównomierności rozbioru wody podano w tabeli nr 1.



Rys. 2. Charakterystyka produkcji wody dla dni powszednich w lutym i marcu 2015 r.



Rys. 3. Charakterystyka produkcji wody dla dni powszednich w maju 2015 r.



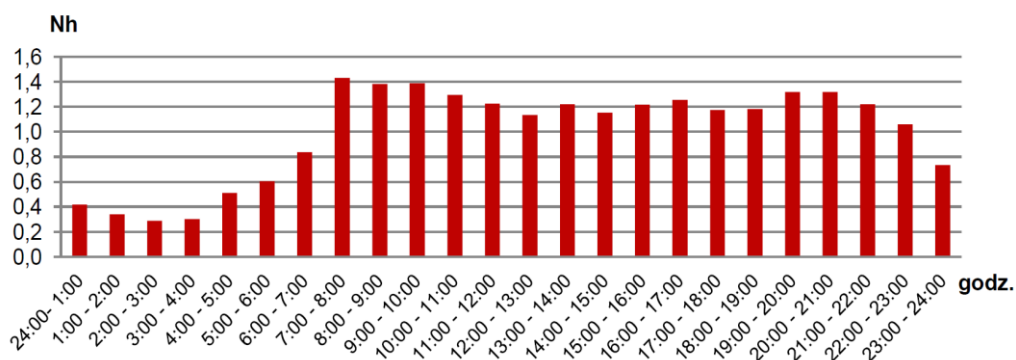
Rys. 4. Charakterystyka produkcji wody dla dni weekendowych w marcu i w maju w 2015 r.

Tabela 1. Wartości współczynników nierównomierności godzinowej

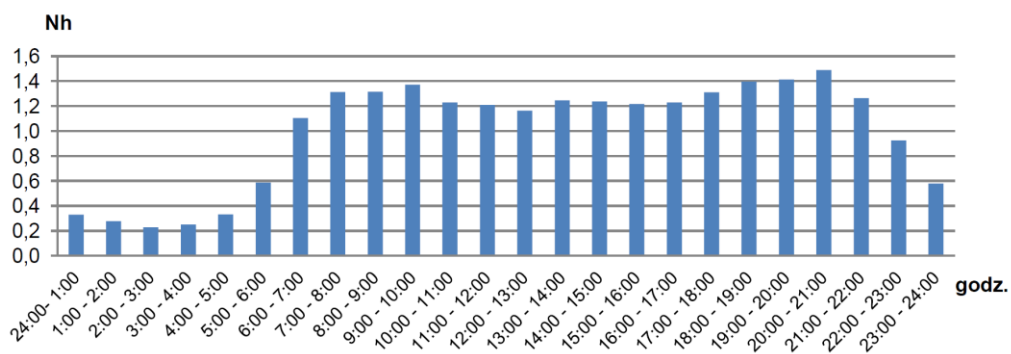
Współczynnik nierównomierności rozbiórki godzinowej	Wartość dla dnia roboczego	Wartość dla dnia weekendowego
$N_{h_{max}}$	1,49	1,43
$N_{h_{min}}$	0,23	0,29

Dokonując porównania przykładowych wykresów na rys. 2 i 3 można zauważyć, iż dni powszednie tygodnia wiosennego (tu: majowego) cechuje mniejsza zmienność godzinowych poborów wody oraz większe podobieństwo wykresów dla poszczególnych dni tygodnia. W tygodniu zimowym (luty, marzec) pobory wody generalnie były wyższe od wydatków wiosennych, co według autorek mogło być spowodowane m.in. przez większe ubytki wody. Ostatecznie zatem dokonano wnikliwej analizy wykresu na rys. 3, który przedstawia wydatek pompowni zasilającej sieć wodociągową w tygodniu majowym; jako dobę typową wybrano wtorek 19.05. Na ostatnim zaprezentowanym wykresie (rys. 4) zestawiono ze sobą wydajności ujęcia dla dni weekendowych. Po przeanalizowaniu wykresów pod względem wielkości rozbiórów i ich zmienności na typowy

dzień weekendu wybrano sobotę 16 maja. Do wyznaczania rozbiórów węzłowych zastosowano metodę polegającą na uwzględnieniu rozmieszczenia przyłączy do poszczególnych przewodów (tj. odcinków) sieci oraz przypisaniu wydatków poszczególnych przyłączy do najbliższych węzłów końcowych tych odcinków. Wydatki (rozbiory bazowe) poszczególnych przyłączy wyznaczano z uwzględnianiem konkretnych informacji o rozbiorach poszczególnych obiektów lub też częściej o wielkościach tych obiektów, ich charakterze jak również niekiedy średnicy samego przyłącza. Opierając się na tak prowadzonych analizach opracowano rozbiory bazowe dla poszczególnych węzłów oraz wzorce czasowe nierównomierności godzinowych rozbiórów wody. Te ostatnie zostały przedstawione tu jako wzorce globalnej produkcji wody, na wykresach na rys. 5 i 6 oddzielnie dla obu wybranych dób.



Rys. 5. Wykres nierównomierności rozbioru wody w dniu 16 maja 2015 r.



Rys. 6. Wykres nierównomierności rozbioru wody w dniu 19 maja 2015 r.

Zsumowane, wyznaczone dla wszystkich węzłów, rozbiory bazowe były zgodne z pomierzonymi dobowymi wielkościami produkcji wody, gdyż ujmowały one również ewentualne straty wody w sieci. 24 godzinne czasowe wzorce rozbiórów wody z kolei, przyjmowane z uwzględnieniem czy to wiedzy nt. rozkładów czasowych poborów wody dużych punktowych odbiorców, czy to rozkładów czasowych poborów wody

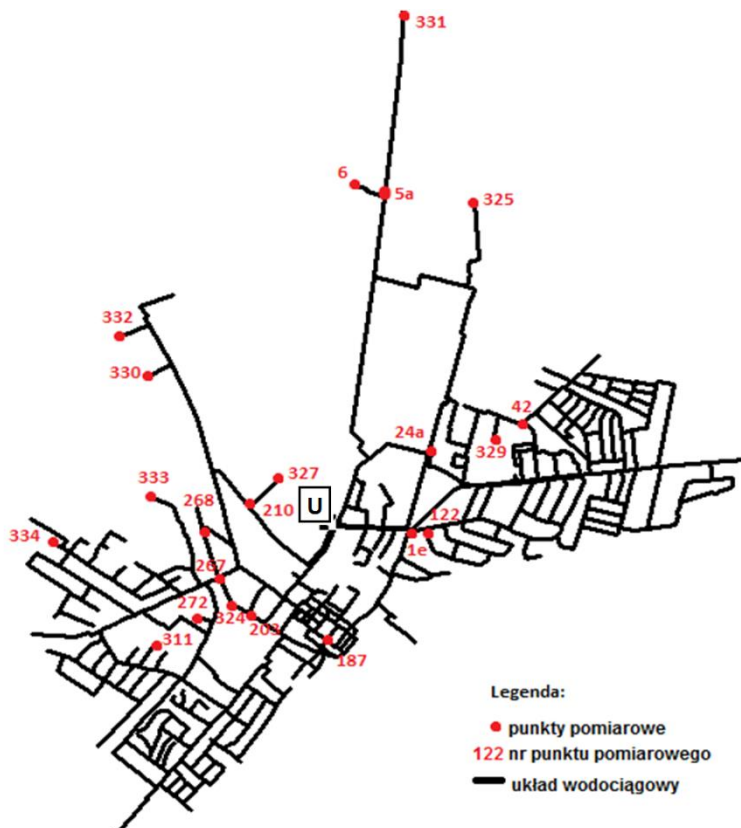
w poszczególnych dzielnicach/częściach miasta, zapewniają zgodność zsumowanych godzinowych rozbiorów przypisanych do poszczególnych węzłów sieci z pomierzonymi godzinowymi wielkościami produkcji wody.

2.2. INFORMACJA NT. PRZEPROWADZONEJ KALIBRACJI MODELU

Maksymalne uwiarygodnienie wyników prowadzonych symulacji zapewniono przez fakt, że posłużono się modelem wytarowanym, zapewniającym wysoką zgodność wyników symulacji z pomiarem rzeczywistym. Bardziej szczegółowy opis procesu tarowania modelu zamieszczono w [15], natomiast poniżej podamy tylko podstawowe informacje na ten temat.

W naszych warunkach uwzględniono fakt, że rozbiory wody w czasie i przestrzeni obszaru zasilanego określono bardzo starannie i możliwie dokładnie, a zatem kalibracji praktycznie podlegały jedynie chropowatości. Kalibracji dokonano metodą klasyczną, inaczej „bezpośrednią”, która wykorzystuje jedynie pomiary ciśnień i wydatków w odpowiednio wytypowanych miejscach w systemie. Lokalizacja punktów pomiarowych została przedstawiona na mapie (rys. 7). Lokalizacji tej oraz pomiarów ciśnień w tych punktach dokonały już wcześniej służby eksploatacyjne wodociągu kierując się wyborem miejsc o największych wahaniami ciśnienia (głównie końcówki sieci) oraz w rejonach o największych poborach wody (okolice „środka ciężkości systemu”). Takie podejście, a także wynikająca z niego liczba punktów, zostały przez autorki referatu zaakceptowane i przyjęte w dalszej pracy.

Określając startowe (w procesie kalibracji) wartości chropowatości przewodów [4] przyjęto standardowe wartości chropowatości dla rur nowych, natomiast roczne przyrosty chropowatości przyjmowano w oparciu o dane z odkrywek, będące w posiadaniu przedsiębiorstwa wodociągowego; większe na końcówkach sieci i dla rur żeliwnych. Wzięto też pod uwagę klasę wody wodociągowej oraz czas eksploatacji wodociągów. W analizowanym układzie woda jest dość dobrze uzdatniona i kwalifikowana do grupy II, więc ostatecznie roczny przyrost chropowatości przyjmowano z przedziału 0,055–0,180 mm/rok, natomiast średnio jego wartość wynosi 0,070 mm/rok [2]. Droga prób i błędów, korygując wartości chropowatości przewodów w kolejnych symulacjach, doprowadzono następnie do zgodności wyników symulacji z wynikami pomiarów. W procesie tak prowadzonej kalibracji bardzo ważne było trafne określenie wspomnianych startowych wartości chropowatości przewodów, gdyż zapewniło to stabilność i bardzo dobrą zbieżność tego procesu.



Rys. 7. Lokalizacja hydrantów na których dokonano pomiaru ciśnienia statycznego; U- ujęcie, stacja uzdatniania wody wraz z pompownią II stopnia

Ciśnienia (patrz punkty pomiarowe zaznaczone na rysunku 7) i wydatki (tu: pompowni II stopnia) zostały pomierzone w dwu dobach, w różnych węzłach i o różnych godzinach. Zarejestrowane zostały ich wartości oraz godzina i data pomiaru, co umożliwiło weryfikację przeprowadzonej kalibracji z wykorzystaniem prowadzonych symulacji czasowo przestrzennych dokonywanych programem EPANET. Pomiary ciśnienia były prowadzone generalnie o dwóch porach dnia: około godzin porannych oraz południowych w ciągu dnia powszedniego i weekendowego, w 2013 roku.

Wykonano kalibrację modelu wykorzystując pomiary i symulacje wykonane zarówno dla doby z dnia 16 maja oraz 19 maja. Należy podkreślić, że często drastycznie małe, bliskie zeru, prędkości przepływu w przewymiarowanej sieci wodociągowej stanowią istotne utrudnienie w procesie kalibracji. Wynika to z faktu, iż ciśnienia, których pomiary stanowią najczęściej podstawę kalibracji, są mało wrażliwe na występujące przepływy. Pomimo tego w obydwu przypadkach stopień zgodności wartości ciśnień pomierzonych w terenie z tymi zasymulowanymi (tj. średni stosunek bezwzględnych

wartości mniejszej do większej spośród nich) wynosił 99%, zaś maksymalna bezwzględna różnica między wartością pomierzoną i zasymulowaną, z jaką miano do czynienia, nie przekraczała 0,38 m. Uznano to za wynik bardzo dobry i stwierdzono, iż model jest dostatecznie dokładnym narzędziem do stosowania go w celu przeprowadzania analiz pracy systemu.

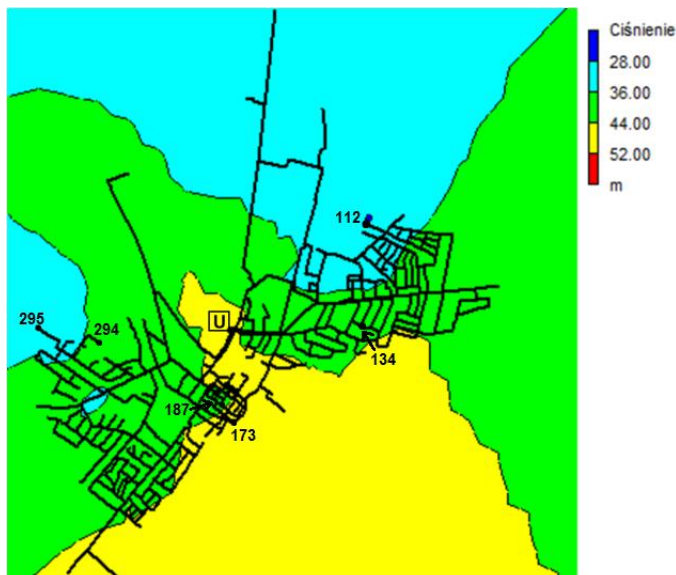
3. NIEKTÓRE PRZEPROWADZONE SYMULACJE STANU AKTUALNEGO, UZYSKANE WYNIKI

W prowadzonych analizach posłużono się opisanym w referacie, skalibrowanym modelem komputerowym. Przyjmowano rozbiory występujące w czasie i w przestrzeni obszaru zasilanego, charakterystyczne dla dwu dób, opisane w poprzednim rozdziale. Uznano je jako miarodajne do opisu zachowań systemu w sytuacjach typowych i krytycznych. Są to: doba typowa dla okresu weekendowego – dzień 16 maja 2015 r. (sobota) oraz doba typowa dla dnia roboczego – dzień 19-go maja 2015 r. (wtorek).

Kolejne, prezentowane w tym rozdziale obszernie analizy i ich wyniki zostaną omówione z konieczności w bardzo dużym skrócie, za pomocą pojedynczych wykresów dla ekstremalnych sytuacji i to tylko w części opisującej symulację pracy podstawowej wodociągu. Wyniki pozostałych symulacji, obejmujących sytuacje pożarowe, awaryjne, badanie wieku wody, ze względu na objętość referatu zostaną opisane jedynie skrótowo, bez prezentacji graficznej czy zestawień tabelarycznych.

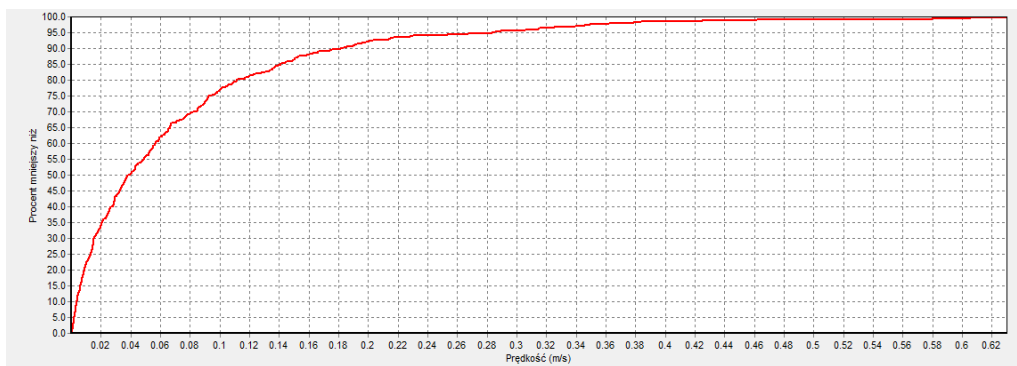
3.1. SYMULACJE PRACY PODSTAWOWEJ WODOCIĄGU

Praca podstawowa wodociągu rozumiana jest tu jako praca nie zakłócana awariami, pożarami i innymi niecodziennymi zdarzeniami. Pokażemy tylko wyniki uzyskane dla doby dnia powszedniego. Ciśnienia w sieci zmieniają się w ciągu doby w nieznacznym tylko zakresie, co jest głównie wynikiem dużych średnic sieci w stosunku do aktualnych potrzeb. Pozostałe trzy zamieszczone tu wykresy (rys. 8–10) przedstawiają wyniki symulacji przepływów w godzinie maksymalnego rozbioru (godz. 20:00) wspomnianej miarodajnej doby. Analizując symulowane wartości ciśnień zauważmy, że nawet w najbardziej odległych i najniekorzystniej położonych węzłach sieci warunki pracy sieci w tym zakresie można uznać za zadowalające.



Rys. 8. Mapa ciśnień dla rozbioru maksymalnego (19.05.2015 r. – wtorek godz. 20:00); zaznaczono lokalizacje wybranych węzłów na sieci, U- ujęcie

Wartości ciśnień zawierają się w granicach od około 28 do 52 m.sł.w. W mieście przeważa zabudowa jednorodzinna. Najwyższe budynki, to bloki mieszkalne, których wysokość nie przekracza 5 kondygnacji. Maksymalna wysokość budynku wynosi 17 m [3]; wymagane ciśnienie dla tych najwyższych budynków w mieście powinno wynosić od 25 do 30 m.sł.w.



Rys. 9. Wykres skumulowanych wartości prędkości przepływu dla rozbioru maksymalnego (19.05.2015 r. – wtorek godz. 20:00)



Rys. 10. Rozkład prędkości dla rozbioru maksymalnego (19.05.2015 r. – wtorek godz. 20:00); U-ujęcie

Bardzo małe prędkości przepływu występujące w przewymiarowanym systemie, a zatem bardzo małe spadki linii ciśnień, powodują, że linie ciśnień są praktycznie poziome i rozkład ciśnień praktycznie wynika z ukształtowania terenu. Jest to zresztą sytuacja typowa dla wielu wodociągów, jako że znaczna liczba eksploatowanych wodociągów jest przewymiarowanych.

Przechodząc do symulowanych prędkości przepływu zauważmy, że w każdym przewodzie sieci przynajmniej raz na dobę powinna osiągnąć 0,3 m/s, tymczasem warunek ten spełniony jest tu sporadycznie [3]. Tylko odcinki w najbliższym sąsiedztwie ujęcia osiągają wystarczające prędkości natomiast na pozostałych odcinkach występujące prędkości są zdecydowanie niewystarczające. Wartości prędkości są bardzo niskie, na wielu odcinkach, w tym końcówkowych, są one bliskie 0, czyli praktycznie mamy do czynienia ze stagnacją wody w przewodach, powstawaniem osadów na ściankach rur oraz tworzeniem się biofilmu. Globalną ocenę występujących w sieci prędkości bardzo dobrze obrazuje zamieszczony wykres na rys. 9 skumulowanych wartości prędkości przepływu w opisywanej godzinie rozbioru maksymalnego. Uwzględnia on prędkości występujące we wszystkich przewodach (tj. odcinkach) sieci. Niekorzystne, zbyt niskie prędkości przepływu wynikają głównie z faktu, że system, jego najstarsze przewody powstały ponad 50 lat temu. A zatem w czasie, kiedy wymiarowano system, występowały rozbiory nieporównanie większe niż obecnie. Przewody zostały dobrane na zupełnie inne wartości rozbiorów, a poza tym w kolejnych latach system rozbudowywany

był w nie do końca kontrolowany sposób, co dodatkowo przyczyniało się do jego przewymiarowania [7]. Inną wadą przewymiarowania przewodów jest też to, że wymagają one wprowadzania do sieci, podczas płukania, znacznie większej ilości wody, a to wiąże się ze zwiększonym zużyciem wody na potrzeby własne wodociągu.

3.2. SYMULACJE AWARII WYBRANYCH ODCINKÓW ZASILAJĄCYCH UKŁAD WODOCIĄGOWY

Spośród przeprowadzonych symulacji sytuacji awarii technicznych samego wodociągu omówimy jedynie symulacje awarii (wyłączenia z pracy) pojedynczych przewodów magistralnych zasilających sieć wodociągową. Osobno zasymulowano awarię przewodu doprowadzającego wodę z ujęcia do południowej części miasta i osobno przewodu doprowadzającego do części północnej. Obydwie te symulacje zostały przeprowadzone zarówno dla doby dnia powszedniego jak i dla doby weekendowej (sobotniej). W obu przypadkach (tj. w przypadku awarii obu przewodów magistralnych) charakter wyników jest podobny. Podczas symulacji wykonywanych dla doby dnia powszedniego, przy założonej awarii odcinka zlokalizowanego na północ od źródła, nie odnotowano większych zmian w ciśnieniach, zauważono jedynie nieznaczny spadek ciśnień, natomiast przy założonej awarii odcinka południowego, odnotowano nieco większe spadki w rejonie końcówek sieci, aczkolwiek ich obniżenie nie było aż tak duże, aby mogło zakłócić pracę sieci. Generalnie awarie odcinków spowodowały nieznaczne obniżenie ciśnienia. Z kolei w obu symulowanych sytuacjach awaryjnych wytwarzał się korzystny rozkład przepływów w sieci z punktu widzenia prędkości przepływów, które to prędkości wzrastają. Bez zastosowania symulacji wydaje się to trudne do przewidzenia. Wzrosła liczba odcinków z prędkościami w zakresie od 0,3 do 0,6 m/s a także z prędkościami powyżej 0,6 m/s. Jak widać, w określonych przypadkach można rozważać poprawę prędkości przepływu w przewymiarowanej sieci wodociągowej poprzez niekonwencjonalne zmiany grafu sieci i odpowiednich kierunków przepływów. Zbadano również, iż dzięki zwiększonym prędkościom w analizowanych tu sytuacjach, nie różnie w istotny sposób wiek wody pomimo częściowo wydłużonych tras przepływu.

3.3. ANALIZA SYTUACJI POŻAROWYCH

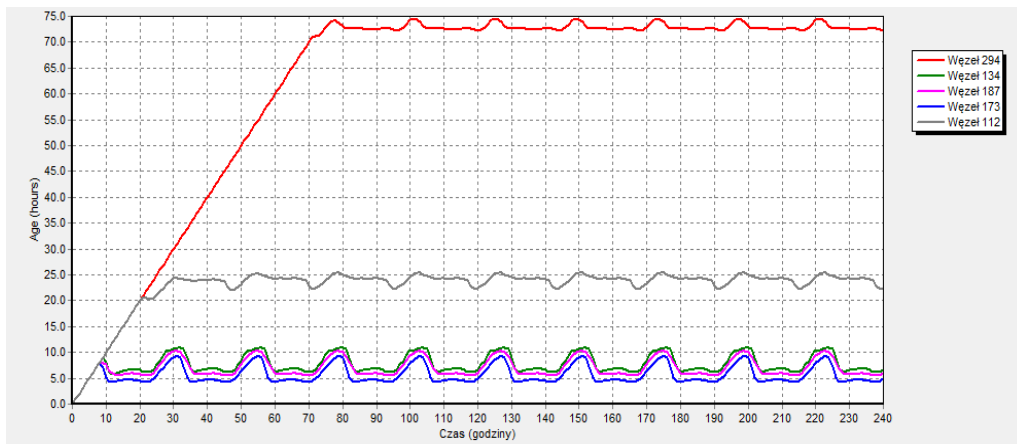
Zgodnie z [7] dla miasta o wielkości jak analizowane, w referacie należy zapewnić wydajność wodociągu na cele pożarowe w wielkości 20 dm³/s. Wymagana wydajność hydrantu wynosi 10 dm³/s; symulacje pożaru zadawano w dwóch hydrantach DN 80 jednocześnie [11]. Łącznie wykonano $2^3 = 8$ symulacji sytuacji pożarowych: dla doby sobotniej i dnia powszedniego, w godzinach poborów minimalnych i maksymalnych, dla każdej opcji w dwu potencjalnie najbardziej niekorzystnych wariantach lokalizacji uruchamianych hydrantów. Analizując wyniki przeprowadzonych symulacji pożarów

stwierdzono, iż ciśnienia w badanych węzłach z uruchamianymi hydrantami generalnie przewyższają wartości minimalne, czyli 0,2 MPa, z wyjątkiem ciśnień w jednym węźle o numerze 295 (patrz rys. 8) w godzinie maksymalnych rozbiorów dodatkowo obciążonych pożarem. Ciśnienie w tym węźle przy uruchomionym hydrancie, w czasie maksymalnego rozbioru w dobie weekendowej wynosi $P_{\min} = 18,21$ m.sł.w., natomiast w dobie roboczej $P_{\min} = 17,64$ m.sł.w. Oprócz wspomnianych ośmiu symulacji przeprowadzono też szereg symulacji dodatkowych, w których zmieniano krok czasowy, wydłużano czas trwania pożarów oraz przeprowadzano symulację w innych godzinach a nawet węzłach. Obniżenia ciśnienia okazały się typowe i ich wartości zawierały się w zakresie wynikającym ze wspomnianych ośmiu symulacji podstawowych. Podsumowując można stwierdzić, że poza nielicznymi wyjątkami, w których ciśnienie bardzo nieznacznie spada poniżej wymaganego (i to tylko podczas pożaru w czasie maksymalnych rozbiorów), akcja gaśnicza będzie mogła być przeprowadzana praktycznie w całym obszarze miasta w wymaganych warunkach technicznych, zapewniających jej wymaganą skuteczność.

3.4. ANALIZA WIEKU WODY

W celu określenia czasu zatrzymania wody w sieci prowadzono symulacje pracy sieci w czasie 240 h czyli 10 dni. Symulacje obejmowały dwa przypadki: pracę sieci w sobotę oraz w ciągu dnia powszedniego. W obu przypadkach czasy zatrzymania wody w sieci są bardzo podobne, jednak ze względu na nieco mniejsze rozbiory i prędkości przepływu, nieznacznie dłuższe czasy zatrzymania występują w dni weekendowe. Zatem przykładowy wykres na rys. 11 dotyczy omawianego zjawiska zachodzącego w sobotę.

Prezentując wiek wody na wykresie na rys. 11 wybrano przykładowe węzły, położone w różnej odległości od ujęcia, w tym węzeł położony najdalej. Maksymalny czas zatrzymania w analizowanym układzie wynosił 72 h na końcówkach sieci wodociągowej. Woda po dopłynięciu do danego węzła osiąga pewien czas przebywania w sieci, równy czasowi jaki potrzebuje na dopłynięcie z pompowni II stopnia i w tym momencie mamy początek wykresy czasu przebywania w sieci wody przepływającej przez dany węzeł. Wykres ten ulega wahaniom wynikającym m.in. ze zmieniających się rozbiorów, a zatem i z oscylujących nieregularnie prędkości przepływu w sieci. Wahania te są jednak niewielkie. Powodem wydłużonego czasu zatrzymania wody dopływającej do końcówek sieci jest nie tylko dłuższa droga dopływu z pompowni II stopnia, lecz także mała liczba odbiorów zlokalizowanych na tychże końcówkach oraz znikomy rozbiór wody, a zatem bardzo małe prędkości przepływu. Generalnie jednak, czas zatrzymania wody w sieci osiąga wartości akceptowalne i nie stanowi realnego zagrożenia dla skażenia wody lub znacznego pogorszenia jej stanu. Woda w układzie nie przebywa dłużej niż 72 godziny, a i ta wartość występuje jedynie na słabo obciążonych przewodach końcówkowych sieci.



Rys. 11. Wykres wieku wody w wybranych węzłach (początek symulacji sobota godz. 0:00, maksymalny założony czas symulacji 240h); lokalizacje węzłów – patrz rys. 8

4. HIPOTETYCZNE WARIANTY SYSTEMU NIEPRZEWYMIAROWANEGO

Uwzględniając zaobserwowane podczas prowadzonych symulacji komputerowych cechy i zależności występujące w pracy analizowanego systemu stwierdzono, iż oprócz dużej liczby zalet systemu, do których w pierwszej kolejności należy stosunkowo korzystny rozkład ciśnienia w sieci zarówno w czasie normalnej pracy jak i w czasie pożaru, system ten ma też pewną wadę. Wadą tą są zbyt duże, przewymiarowane jak na aktualne potrzeby, średnice sieci. Cecha ta jest charakterystyczna dla wielu wodociągów, które powstawały kilkadziesiąt lat temu i wcześniej i wynika przede wszystkim z faktu, iż w tamtych czasach rozbiory wody, w szczególności na cele gospodarczo bytowe, były nieporównanie większe niż obecnie. Inną przyczyną takiego stanu rzeczy jest to, że w przedsiębiorstwach wodociągowych przez całe lata nikt nie wykonywał obliczeń hydraulicznych istniejących sieci wodociągowych, nie było w tym czasie programów komputerowych ani tym bardziej modeli komputerowych, a obliczenia „na piechotę” były pracochłonne i praktycznie wykonywane w niewielu wariantach i to tylko na etapie projektowania.

Autorki przeprowadziły dodatkowe, oparte o niezależne symulacje komputerowe, analizy systemów analogicznych do analizowanego istniejącego systemu (ten sam kształt sieci, lokalizacja ujęcia z pompownią II stopnia, rozbiory), jednak w wersjach nieprzewymiarowanych, charakteryzujących się przede wszystkim mniejszymi średnicami przewodów i skorygowanymi ciśnieniami na zasileniu z pompowni II stopnia. Celem tych i wcześniej przeprowadzonych symulacji było: (1) zobrazowanie skali przewymiarowania typowych kilkudziesięcioletnich wodociągów na przykładzie

wodociągu analizowanego, (2) podanie uwag nt. wpływu rozbudowy sieci wodociągowej na skalę (tj. zmniejszenie) jego przewymiarowania. Końcowe wnioski wynikające z przeprowadzonych symulacji podano w rozdziale ostatnim, zatytułowanym podsumowanie i wnioski.

4.1. SYSTEM NIEPRZEWYMIAROWANY – WARIANT I

W proponowanym pierwszym wariantcie porównawczym systemu wodociągowego wprowadzono szereg zmian prowadzących do poprawy pracy układu. Zmiany wprowadzone na tym etapie obejmowały korektę przewymiarowanych średnic (zarówno z DN 160 na DN 110 jak i wszystkich większych średnic, w tym głównie DN 250 na DN 225). Dokonano też zmiany ciśnienia, utrzymywanego przez pompownię II stopnia z falownikiem, na podłączeniu do sieci. Ciśnienie to podwyższono z 45 na 50 m.sł.w.

Porównując prędkości przepływu dla godziny rozbioru maksymalnego zauważa się wyższe wartości prędkości w analizowanym wariantcie niż w aktualnie istniejącej wersji systemu. Prędkość przepływu jest większa na znacznej liczbie odcinków i dochodzi ona do 0,67 m/s. Zwiększyła się liczba odcinków, na których występują prędkości z zakresu od 0,3–0,6 m/s oraz 0,1–0,3 m/s (na których *nota bene* wcześniej występowały prędkości bliskie zeru) i na odcinkach tych spełniony byłby (w niniejszym wariantcie hipotetycznym) warunek występowania, przynajmniej raz na dobę, prędkości 0,3 m/s [7]. W porównaniu do pracy systemu w wersji aktualnej (rys. 8), w układzie nastąpił wzrost ciśnienia. Wzrósł zasięg poszczególnych obszarów o ciśnieniach wyższych średnio o 8 m.sł.w, pojawiło się pole przypisane do zakresu powyżej 52 m.sł.w. Zmniejszenie średnic powinno wpłynąć na wzrost spadków ciśnień i spadek ciśnienia, odczuwalny szczególnie na końcówkach sieci, jednakże zastosowane podwyższenie ciśnienia w węzle początkowym wystarczająco poprawiło rozkład ciśnień w zasilanym obszarze.

4.2. SYSTEM NIEPRZEWYMIAROWANY – WARIANT II

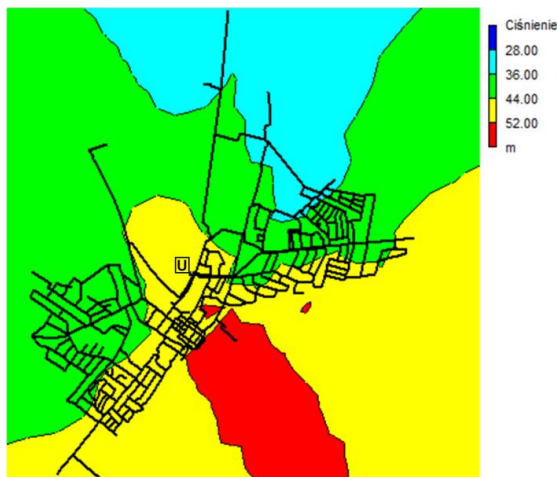
W kolejnym wariantcie porównawczym systemu wodociągowego zachowano zmiany z wariantu I. Dodatkowym elementem modernizacji systemu było zwiększenie liczby pierścieni w kształcie sieci wodociągowej, tj. zamknięcie pewnej liczby końcówkowych odgałęzień sieci w pierścienie. Dokonano tego wszędzie tam, gdzie było to uzasadnione względami technicznymi.

Dzięki tym zmianom osiągnięto wartości prędkości dochodzące nawet do 0,79 m/s. Prędkości przepływu są tu większe szczególnie w obrębie nowo utworzonych pierścieni. Sytuacja taka miała miejsce np. w ulicy Przemysłowej gdzie prędkość z poziomu 0,01–0,1 m/s zwiększyła się do 0,1–0,3 m/s. Dzięki wspomnianym tu modernizacjom zwiększyła się częstość występowania prędkości 0,3 m/s w systemie i złagodzeniu uległ problem zastojów wody w sieci, co wpływa na poprawę jej jakości.

Na wykresie na rys. 13 przedstawiono mapę ciśnień w zmodernizowanym układzie. Rozkład ciśnień jest tu bardzo podobny, jak w przypadku wariantu I (mapy ciśnień w tym ostatnim w referacie pominięto). W omawianym wariantcie również wzrosły wartości ciśnienia, zwiększył się obszar ciśnienia powyżej 52 m.sł.w., zaś obszar dla najniższego przedziału, poniżej 28 m.sł.w. w ogóle nie występuje. Przy tak korzystnym układzie wartości ciśnień zadano wydatek pożarowy w godzinie maksymalnego rozbioru, który potrwał 3 godziny. Obciążenie zostało zadane dla wytypowanych, najmniejkorzystniejszytuowanych węzłów i podczas symulacji ciśnienie nie spadło poniżej 24 m.sł.w. Wartość ta jest o około 3–4 m.sł.w. wyższa niż podczas pracy systemu istniejącego, co pozwala stwierdzić, iż wprowadzone zmiany wywierają pozytywny wpływ na warunki pracy hydrantów p. poż. w systemie.



Rys. 12. Rozkład prędkości w układzie dla II wariantu hipotetycznego – 19.05.2015 r.; U-ujęcie



Rys. 13. Mapa ciśnień w układzie dla II wariantu hipotetycznego – 19.05.2015 r.; U-ujęcie

4.3. SYSTEM NIEPRZEWYMIAROWANY – WARIANT III

Ostatni z wariantów porównawczych systemu polegał również na zmianie średnic sieci, jednak nieco innej niż w wariantcie I. Zmieniono odcinki z DN 160 na DN 110 i dodatkowo zmniejszono wszystkie większe średnice na DN160, zaś ciśnienie w źródle podniesiono aż do 53 m.sł.w. Po wprowadzeniu powyższych zmian przeprowadzono symulacje. Wyniki symulacji w zakresie występujących prędkości pokazały dalszy wzrost prędkości przepływu w sieci do poziomu, który można uznać jako wystarczający. Maksymalna prędkość, jaka wystąpiła w symulacji, to 1,57 m/s. Niestety drastyczne zmniejszenie średnic wywarło pewien negatywny wpływ na ciśnienia, których wartości spadły w porównaniu z takimi w poprzednich wariantach, pomimo kolejnego w tym wariantcie podniesienia ciśnienia na ujęciu.

5. PODSUMOWANIE I WNIOSKI

W analizowanej, aktualnie eksploatowanej sieci zakres ciśnień jest generalnie zadowalający i mieści się w zakresie ekstremalnych wartości wymaganych ze względów eksploatacyjnych oraz zapewnia minimalne wartości wymagane na wypadek pożaru. Podstawową cechą analizowanej sieci jest przewymiarowanie średnic. W dużych częściach sieci, szczególnie w końcówkach, prędkość w wielu miejscach spada poniżej 0,1 m/s, co wiąże się praktycznie ze stagnacją wody w przewodach. Powyższe zjawisko jest dość powszechne w obecnie eksploatowanych układach wodociągowych [1].

Przeprowadzono również analizę zachowania sieci podczas wystąpienia zdarzeń awaryjnych: awaria przewodu zasilającego północną część miasta, awaria przewodu zasilającego południową część miasta oraz awaria ujęcia. Podczas analizy awarii odcinków zasilających sieć stwierdzono nieistotną, małą wrażliwość systemu na powyższe zdarzenia, co wynika z faktu, że jest on przewymiarowany. Ciśnienia dla tych sytuacji uległy jedynie nieznacznemu obniżeniu, natomiast prędkości, dzięki korzystniejszemu rozkładowi przepływów w sieci, uległy nawet poprawie. W wyniku przeprowadzonych, dla aktualnie eksploatowanego wodociągu, symulacji awarii na ujęciu można stwierdzić, że również i w tym przypadku system pracować będzie poprawnie (ciśnienia w sieci jak przy normalnej pracy, prędkości zbyt małe, ale nie mniejsze niż podczas normalnej pracy, duża ilość wody zgromadzonej w zbiorniku).

Dokonano również analizy czasu przebywania wody w przewodach. Wyniki tej analizy są zadowalające. Maksymalny czas przebywania wody w sieci wynosi nie więcej niż 72 godziny (obserwacja/ symulacja startująca w dobie sobotniej) oraz około 62 godziny (w dobie wtorkowej). Generalnie czas przebywania wody w sieci nie przekracza trzech dób mimo prędkości świadczących o znacznej stagnacji wody na końcówkach sieci.

Ostatnia część referatu obejmuje dodatkowe analizy uwzględniające analogiczne do istniejącego systemu, jednak w wersjach nieprzewymiarowanych, charakteryzujących się przede wszystkim mniejszymi średnicami przewodów i skorygowanymi ciśnieniami na zasileniu z pompowni II stopnia (w jednym przypadku również zamkniętymi końcówkami sieci w pierścieniu). Podstawowym celem tych symulacji było pokazanie skali i charakteru przewymiarowania typowych kilkudziesięcioletnich wodociągów na przykładzie wodociągu analizowanego.

Wyniki przeprowadzonych symulacji rozpatrywanych trzech hipotetycznych wariantów charakteryzują się następującymi różnicami w stosunku do aktualnie pracującego wodociągu:

- mniejszymi średnicami przewodów (m.in. mniejsze koszty eksploatacyjne – w tym objętość wody przeznaczanej do płukania sieci wodociągowej [1]),
- znacznie większymi prędkościami przepływu wody w porównaniu do wodociągu przewymiarowanego, w którym prędkości te niejednokrotnie zbliżone są do zera, a zatem i znacznie zmniejszone prawdopodobieństwo zarastania i zamulania przewodów i związanych z tym dodatkowych wad systemu,
- skróceniem wieku wody, a co się z tym wiąże polepszenie jej jakości.

Prowadzone symulacje, zarówno opisujące pracę systemu w wersji aktualnej, jak i pracę wariantów hipotetycznych, pozwalają na podanie pewnych istotnych uwag ogólnych odnośnie możliwości zmniejszenia efektu przewymiarowania średnic istniejących sieci w trakcie/poprzez odpowiednią rozbudowę systemu. I tak, *na poprawę pracy przewymiarowanego systemu mogą wpływać:*

- *rozbudowa sieci* (np. budowa nowych przewodów końcówkowych powiększających sieć) podążająca za rozbudową miasta; powiększa się zasięg rejonów sieci,

- w których występują większe prędkości przepływu, gdyż prędkości zbyt małe występują głównie na coraz dalej usytuowanych od źródła (nowych) końcówkach sieci,
- *zmiana tras i kierunków przepływu w sieci*; jak to pokazały symulacje awarii pewnych magistral przewymiarowanej sieci, istnieje w niej duży potencjał możliwych zmian tras i kierunków przepływu, co może skutkować poprawą w zakresie prędkości przepływu, nie pogarszając innych parametrów pracy sieci,
 - *zamykanie końcówek sieci w pierścieniu*; w trakcie (etapowego) procesu rozbudowy sieci ważne jest, by powstające odgałęzienia końcówkowe w kolejnych etapach zamykać w pierścieniu, gdyż to znakomicie poprawia rozkład prędkości przepływów w sieci (patrz m.in. omawiany wariant hipotetyczny II).

LITERATURA

- [1] BORYCZKO K., TCHÓRZEWSKA-CIEŚLAK B., *Analiza eksploatacji sieci wodociągowej Miasta Mielca*, Rzeszów 2009.
- [2] GRABARCZYK C., *Przepływ cieczy w przewodach: metody obliczeniowe*, Wyd. Envirotech Sp. z o.o., Poznań 1997.
- [3] KNAPIK K., BAJER J., *Wodociągi*, Wyd. PK, Kraków 2011.
- [4] KWIETNIEWSKI M., TŁOCZEK M., WYSOCKI L., *Zasady doboru rozwiązań materiałowo-konstrukcyjnych do budowy przewodów wodociągowych*, Wyd. Izba Gospodarcza Wodociągi Polskie, Bydgoszcz 2011.
- [5] PRUS B., *Działdowo: Stare plany wodociągów*, Ciechanów 2003.
- [6] ROSSMAN L., *Epanet 2 Users Manual*, Cincinnati 2000.
- [7] Rozporządzenie Ministra Spraw Wewnętrznych i Administracji z dnia 24 lipca 2009r. w sprawie przeciwpożarowego zaopatrzenia w wodę oraz dróg pożarowych (Dziennik Ustaw Nr 124, poz. 1030 z dnia 24 lipca 2009r.).
- [8] SARNOWSKI D., *Gospodarka wodno-kanalizacyjna w Działdowie*, Działdowo 2012.
- [9] SARNOWSKI D., *Struktura zużycia wody w 2014 r.*, Działdowo 2015.
- [10] SGS EKO-PROJEKT SP. Z O.O., *Operat wodno prawny na szczególne korzystanie z wód w zakresie poboru wód podziemnych z utworów czwartorzędowych z ujęcia miejskiego w Działdowie, oraz odprowadzania wód popłucznych ze stacji uzdatniania istniejącym wylotem do rowu melioracyjnego R-B opracowany dla: Przedsiębiorstwa Gospodarki Komunalnej i Mieszkaniowej w Działdowie*, Działdowo 2014.
- [11] SULIGOWSKI Z., FUDALA-KSIĄŻEK S., *Zaopatrzenie w wodę*, Wyd. Seidel-Przywecki, Warszawa 2014.
- [12] Uchwała Nr XXVII/287/09 Rady Miejskiej w Działdowie z dnia 14 sierpnia 2009 roku załącznik nr 1, *Lokalny Program Rewitalizacji Miasta Działdowo*, Działdowo 2009.
- [13] Ustawa z dnia 18 lipca 2001 roku, *Prawo Wodne* (Dziennik Ustaw Nr 239, poz. 2019 z 2001 r.)
- [14] WIEŻE CISNIENIŃ, *Wodociągowa wieża ciśnień w Działdowie*, http://www.wiezecisnien.eu/Dzialdowo_1.htm dostęp: 11.08.2015.
- [15] WRÓBEL A., *Kompleksowa analiza pracy sieci wodociągowej, na przykładzie miasta Działdowo, przy wykorzystaniu komputerowego modelu sieci stworzonego w programie EPANET 2.0*. Praca Dyplomowa Magisterska wykonana pod kierunkiem M. Orłowskiej-Szostak w katedrze Inżynierii Sanitarnej Wydziału Inżynierii Łądowej i Środowiska Politechniki Gdańskiej, Gdańsk 2015.
- [16] Wykorzystane materiały i dokumentacja źródłowa:

- mapy geodezyjne terenu, z wyszczególnioną infrastrukturą wodociągową, pozyskane z Wydziału Geodezji Urzędu Miasta oraz Przedsiębiorstwa Gospodarki Komunalnej i Mieszkaniowej w Działdowie,
 - szczegółowe dane dotyczące sieci, otrzymane z Przedsiębiorstwa Gospodarki Komunalnej i Mieszkaniowej w Działdowie,
 - dane dotyczące rozbiórów wody w wybranych dobach, otrzymane z Przedsiębiorstwa Gospodarki Komunalnej i Mieszkaniowej w Działdowie.
- [17] Zakład Analiz Środowiskowych Eko-Precyzja z Ustronia, *Aktualizacja Programu Ochrony Środowiska dla Miasta Działdowo Program ochrony środowiska dla miasta Działdowo na lata 2013–2016 z perspektywą na lata 2017–2020*, Działdowo 2013.

ANALYSIS OF OPERATION OF OVERSIZED WATER TRANSPORT AND DISTRIBUTION SYSTEM USING THE COMPUTER MODEL OF FLOWS - CHOSEN CASE STUDY

The water transport and distribution system (STDW) in an model city located in warmińsko-mazurski region is the subject of the analyses presented in the paper. In the analysis there was used the calibrated computer model. The program EPANET 2.0. was used for the construction of the mentioned computer model. A significant analyzed feature of the water supply system in question is that it is oversized, i.e. it has definitively to large diameters of pipes towards current needs. After a short review of the collecting data process, model calibration and the mentioned comprehensive analyzes of the system operation, in the next section of the paper the authors described the performed analyses of three hypothetical solutions of the analogous water supply system in not oversized versions. This approach allowed the evaluation of features of the oversized water supply system as well as of influence of the expansion of the water supply system on the scale of its oversizing.

*badania ankietowe, Wrocław, zdrowie,
jakość powietrza, pył zawieszony*

Łukasz PACHURKA, Izabela SÓWKA, Patrycja MUSZYŃSKA,
Anna CHLEBOWSKA-STYŚ*

ZASTOSOWANIE BADAŃ SOCJOLOGICZNYCH DO OCENY WPLYWU JAKOŚCI POWIETRZA NA ZDROWIE MIESZKAŃCÓW WYBRANEGO OBSZARU MIASTA WROCŁAWIA

Jakość powietrza w dużych miastach determinuje m.in. zjawisko niskiej emisji, pochodzącej z sektora komunalno – bytowego oraz z transportu. Zarówno podczas spalania paliw stałych, jak i płynnych do atmosfery są wprowadzane związki toksyczne, które negatywnie wpływają na stan zdrowia mieszkańców. Niejednokrotnie, pomimo szeroko nagłaśnianych ostatnio problemów z jakością powietrza w Polsce, obserwowalny jest niski poziom świadomości w zakresie wpływu stosowania niewłaściwych rodzajów paliw w przydomowych kotłowniach na stan jakości powietrza oraz zdrowia. Celem przeprowadzonych badań była m.in. ocena poziomu samoświadomości mieszkańców wybranej dzielnicy miasta Wrocławia w zakresie stanu powietrza, sposobu procesu spalania, stosowanych rodzajów paliw i potencjalnego wpływu emitowanych zanieczyszczeń na stan zdrowia. Badania ankietowe przeprowadzono w listopadzie i w grudniu 2015 roku wśród grupy 60 mieszkańców osiedla Biskupin. Z analizy wyników badań wynika iż badana grupa respondentów oceniała jakość powietrza na badanym obszarze jako ‘złą’ (58,33%), natomiast pozostała grupa respondentów (41,67%) oceniła jakość powietrza atmosferycznego jako ‘dobrą’. Jako źródła emisji zanieczyszczeń wskazywane były transport, domowe/lokalne kotłownie, przemysł oraz spalanie liści w ogródkach. Jako główne dolegliwości zdrowotne zdefiniowane natomiast zostały: infekcje górnych dróg oddechowych, podrażnienia gardła, podrażnienie oczu, zapalenie spojówek, przewlekłe kaszle oraz zaburzenia rytmu serca. Z przeprowadzonych badań na wybranej grupie respondentów wynika iż stan jakości powietrza jest ściśle związany ze źródłami emisji zanieczyszczeń występującymi na badanym obszarze i typem ogrzewania stosowanym przez mieszkańców.

* Politechnika Wroclawska, Wydział Inżynierii Środowiska, Zakład Ekologii i Zarządzania Rzykiem Środowiskowym, Wyb. Wyspiańskiego 27, 50–370 Wrocław, lukasz.pachurka@pwr.edu.pl.

1. WPROWADZENIE

Długotrwałe narażenie ludzi na wdychanie zanieczyszczonego powietrza, przede wszystkim pyłem zawieszonym, którego stężenia przekraczają poziomy dopuszczalne, jest związane ze wzrostem zachorowalności populacji. Negatywne oddziaływanie zanieczyszczeń na układ oddechowy przyczynia się do wzrostu zachorowalności na choroby płuc, w tym nowotwory. Pył drobny zawiera w swoim składzie między innymi metale ciężkie (kadm, ołów, arsen, nikiel) oraz wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne, zwłaszcza benzo(a)piren. Skład pyłu zależy od przeważającego źródła zanieczyszczenia na badanym obszarze [8]. Do grup osób najbardziej narażonych na negatywne skutki oddziaływania zanieczyszczeń atmosferycznych należą osoby starsze i dzieci [11].

Pyły w przeciwieństwie do innych związków są zanieczyszczeniami niejednorodnymi, a na stopień negatywnego oddziaływania na zdrowie wpływa skład chemiczny oraz rozmiar ziaren [1, 2]. W tabeli 1 zostały zestawione krótko oraz długoterminowe skutki zdrowotne związane z potencjalnym narażeniem na zanieczyszczenie powietrza pyłem drobnym w miastach [17].

Tabela 1. Wpływ na zdrowie i życie ludzi potencjalnie narażonych na zanieczyszczenia powietrza pyłów drobnymi w miastach z podziałem na narażenie krótkoterminowe i długoterminowe [17]

Skutki związane z kontaktem krótkoterminowym	Skutki związane z kontaktem długoterminowym
Reakcje zapalenia płuc	Wzrost objawów ze strony dolnych dróg oddechowych
Problemy z oddychaniem	Zmniejszenie czynności płuc u dzieci
Niekorzystny wpływ na układ sercowo – naczyniowy	Wzrost występowania przewlekłej obturacyjnej choroby płuc
Wzrost zużycia leków	przewlekłe choroby układu sercowo-naczyniowego
Wzrost hospitalizacji	Zmniejszenie czynności płuc u dorosłych
Wzrost śmiertelności	Zmniejszenie długości życia

Jednym z czynników negatywnie wpływających na stan jakości powietrza jest wzrost zużycia paliw, powodujący większe emisje zanieczyszczeń do powietrza, a tym samym wzrost narażenia ludzi na zanieczyszczenia będące przyczyną problemów zdrowotnych [6]. Badania przeprowadzane w ciągu dwudziestu lat potwierdzają, że zanieczyszczenie powietrza przyczynia się do zachorowalności i śmiertelności populacji [4]. Narażenie na działanie zanieczyszczeń w powietrzu, takich jak pyłu zawieszony i ozonu związane są ze wzrostem śmiertelności i przyjęć do szpitala z powodu chorób układu oddechowego i układu krążenia [10, 13]. Zaobserwowano działania przy bardzo

niskich poziomach ekspozycji i nie jest jasne, czy istnieje próg stężenia pyłu zawieszonego i ozonu, poniżej którego stężenie nie wpływa na zdrowie. Badania przeprowadzone w USA sugerują, że narażenie na drobne cząstki pyłu zawieszonego w powietrzu było związane ze skróceniem życia [3].

Według WHO zanieczyszczenie powietrza jest głównym powodem zgonów w Europie. Dane z lat 2010–2012 wskazują, że ponad 400 000 przedwczesnych zgonów były przypisane jakości powietrza na kontynencie europejskim. Ponadto, zła jakość powietrza zwiększa częstotliwość występowania chorób oddechowych, układu krążenia i nowotworów. Ma więc to wpływ, zarówno na krótko jak i długoterminowe niewydolności zdrowotne. W 2013 roku Międzynarodowa Agencja Badań nad Rakiem (IARC), działająca w ramach WHO stwierdziła, że zanieczyszczenia pyłami cząstek stałych (PM) wykazuje działanie rakotwórcze dla organizmu człowieka. Cząstki te, są przede wszystkim związane ze zwiększoną częstością występowania nowotworów, zwłaszcza nowotworów płuc. Wpływ zanieczyszczeń na zdrowie ma poważne skutki ekonomiczne, ponieważ rosną koszty opieki medycznej, a co więcej zmniejsza się produktywność pracownika, poprzez częstsze zdrowotne zwolnienia w pracy. Komisja Europejska w 2013 roku oszacowała, że łączne koszty szkód spowodowanych skutkami zdrowotnymi wywołanymi zanieczyszczeniem powietrza mieściły się w granicach od 330 do 940 mld euro. Bezpośrednie straty gospodarcze obejmowały 15 mld euro, w wyniku utraconych dni roboczych i 4 mld euro, spowodowane wzrostem kosztów opieki zdrowotnej [5].

Skutki zanieczyszczenia powietrza związane z transportem to zwiększone ryzyko zgonów, zwłaszcza z powodu zapadalności na choroby układu krążenia i układu oddechowego oraz częstsze występowanie objawów alergii w populacji. Nie ma wystarczających dowodów, by wyciągnąć jednoznaczne wnioski na temat oddziaływania zanieczyszczeń pochodzących z transportu, na wpływ zachorowalności na raka, jednak wykazano zwiększoną częstość występowania śmiertelności z przyczyn nowotworowych wśród grup zawodowych, które narażone są na długą ekspozycję stężeń zanieczyszczeń, są to m.in. kierowcy zawodowi i pracownicy kolejowi [16].

Ekspozycja na zanieczyszczone, np. wskutek niskiej emisji, powietrze może przyczyniać się do nasilenia reakcji alergicznych u astmatyków oraz zwiększa ryzyko zawału mięśnia sercowo–naczyniowego. Ponadto, zanieczyszczenie powietrza przyczynia się do powikłań w trakcie ciąży, są to przedwczesny poród oraz niska masa noworodka [16].

Celem przeprowadzonych badań była charakterystyka stanu jakości powietrza we Wrocławiu w oparciu o dane Wojewódzkiego Inspektoratu Ochrony Środowiska (WIOŚ) na stacjach tła miejskiego i stacji komunikacyjnej oraz ocena poziomu samoświadomości mieszkańców wybranej dzielnicy miasta Wrocławia w zakresie stanu powietrza oraz wpływu sposobu procesu spalania i stosowanych rodzajów paliw na emisję zanieczyszczeń i ich wpływu na stan zdrowia.

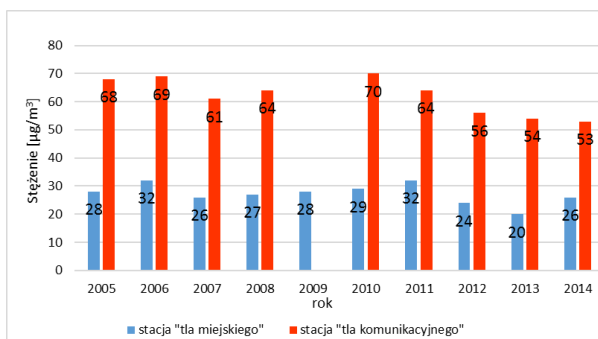
2. ANALIZA STANU JAKOŚCI POWIETRZA NA TERENIE MIASTA WROCŁAWIA

Wrocław to miasto położone w południowo – zachodniej części kraju, charakteryzujące się niskim uprzemysłowieniem. Głównym źródłem emisji zanieczyszczeń jest tutaj transport, niska emisja z lokalnych kotłowni oraz elektrociepłownia [7].

Na obszarze miasta, Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska (WIOŚ) prowadzi monitoring powietrza, w celu weryfikacji stężeń substancji zanieczyszczających na jego obszarze, w pięciu stacjach pomiarowych [19].

W ocenie powietrza we Wrocławiu analizowane są takie substancje jak: SO₂, NO₂, C₆H₆, O₃, pył zawieszony PM₁₀, pył zawieszony PM_{2,5} oraz oznaczenie związków w pyłe PM₁₀: arsen (As), kadm (Cd), nikiel (Ni), ołów (Pb) i benzo(a)piren (B(a)P) [18, 19].

Z przeprowadzonych pomiarów przez WIOŚ Wrocław wynika iż w roku 2014 zanieczyszczenie niskiego stopnia wykazuje: ditlenek siarki, benzen, tlenek węgla, metale ciężkie (arsen, ołów, kadm, nikiel). Te stężenia mieszczą się na poziomach niższych niż ich poziom dopuszczalny określony w normach. Powietrze we Wrocławiu cechuje się jednak przekroczeniami pyłu PM₁₀ i PM_{2,5}. Dopuszczalne normy dobowe pyłu PM₁₀ (40 µg/m³) zostały przekroczone w 2014 r. więcej niż 35 dni w roku. Zauważono też, że częstość przekroczeń jest większa w sezonie grzewczym. Dla pyłu PM_{2,5} (25 µg/m³) zostały przekroczone natomiast stężenia średnioroczne. Na stacji komunikacyjnej przy al. Wiśniowej znajdującej się w pobliżu jednej z głównych ulic miasta (Powstańców Śląskich), odnotowano przekroczenia poziomu dopuszczalnego (40 µg/m³) średniorocznego stężenia ditlenku azotu (rysunek 1) [19].

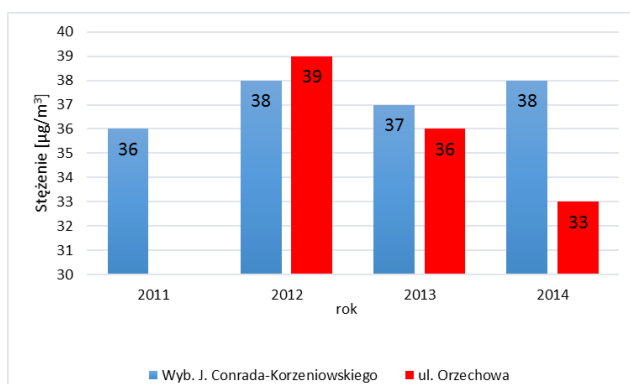


Rys. 1. Zanieczyszczenie powietrza ditlenkiem azotu w latach 2005–2014 – stężenia średnioroczne [19]

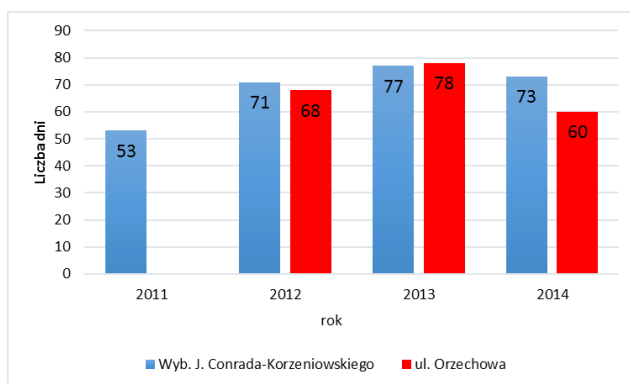
W ostatnich latach obserwowalna jest poprawa jakości powietrza na stacji pomiarowej komunikacyjnej w odniesieniu do ditlenku azotu. Wpływ na to może mieć m.in. uruchomienie Autostradowej Obwodnicy Wrocławia (AOW) i wprowadzenie trans-

portu na obrzeża miasta. Z przeprowadzonych pomiarów wynika iż na stacji nadal odnotowywane są przekroczenia ditlenku azotu w odniesieniu do kryterium ochrony zdrowia ($40 \mu\text{g}/\text{m}^3$) [19].

Poziomy średniorocznych oraz dobowych stężeń pyłu PM_{10} na stacjach tła miejskiego w latach 2011–2014 przedstawiono na rysunku nr 2 i 3. Z przeprowadzonych przez WIOŚ pomiarów wynika iż w roku 2014 na stacji pomiarowej przy Wyb. J. Conrada – Korzeniowskiego wystąpiło dwukrotne przekroczenie normy dobowej (73 dni) stężeń pyłu PM_{10} . Mimo tego można zaobserwować, że z 2013 do 2014 roku nastąpiła znaczna poprawa wielkości zapylenia na stacji przy ul. Orzechowej, z 78 dni, w których zostały przekroczone stężenia dopuszczalne, do 60 dni w roku 2014.



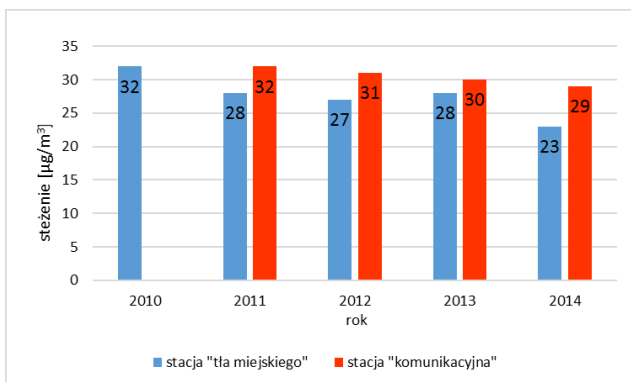
Rys. 2. Zanieczyszczenia powietrza pyłem PM_{10} na stacjach tła miejskiego w latach 2011–2014 [19]



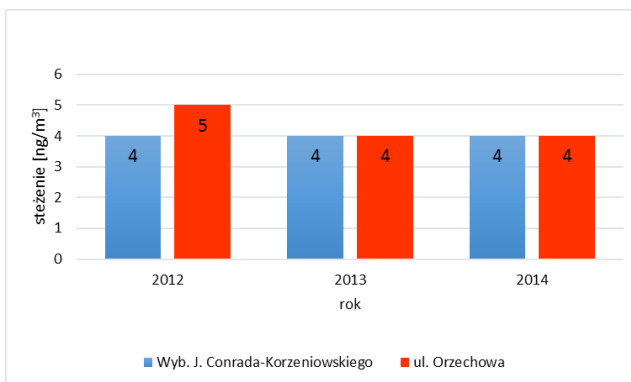
Rys. 3. Liczba dni z przekroczeniami normy dobowej dla pyłu PM_{10} na stacjach tła miejskiego w latach 2011–2014 [19]

W 2014 roku dla stacji tła miejskiego stężenie $PM_{2,5}$ (rysunek 4) zostało zredukowane poniżej normy średniorocznej, wynoszącej $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Obserwowane są jednak nadal przekroczenia stężeń na stacji komunikacyjnej przy Al. Wiśniowej. Od 2011 do 2014 roku nastąpiła redukcja stężeń pyłu $PM_{2,5}$ przy Wyb. J Korzeniowskiego o $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Od kilku lat obserwowane we Wrocławiu jest przekroczenie średniorocznego stężenia benzo(a)pirenu ($1 \text{ ng}/\text{m}^3$) (rysunek 5). W roku 2014 odnotowano stężenie średnioroczne benzo(a)pirenu równe $4 \text{ ng}/\text{m}^3$ przekraczające tym samym wartość normatywną o 400% [19].



Rys. 4. Zanieczyszczenie pyłem $PM_{2,5}$ w latach 2010–2014 [19]



Rys. 5. Zanieczyszczenie benzo(a)pirenem w latach 2012–2014 [19]

Z przeprowadzonych, w wybranych punktach sieci monitoringu, badań wynika, iż wpływ na jakość powietrza we Wrocławiu mają głównie wielkość emisji powstającej z małych, lokalnych kotłowni, o emitorach poniżej 40 metrów oraz wielkość emisji spowodowanej ruchem samochodowym [18, 19]. Przydomowe kotłownie, w których spalane jest niskiej jakości paliwo lub odpady, szczególnie w sezonie grzewczym, przyczyniają się do zwiększonej emisji do atmosfery toksycznych substancji, wpływając tym

samym na wzrost stężeń pyłu PM_{10} i $PM_{2.5}$. Z kolei transport przyczynia się m.in. do zwiększenia stężeń ditlenku azotu w powietrzu.

3. OBSZAR I METODYKA BADAŃ

Obszarem badań, na którym przeprowadzone zostały badania ankietowe było osiedle Biskupin, znajdujące się we wschodniej części miasta Wrocławia. Jest to teren charakteryzujący się sporą ilością zieleni, obejmujący ogródki działkowe, parki oraz zabudowę mieszkalną [14]. Jest to południowo-wschodnia część dzielnicy śródmiejskiej z dużą ilością zieleni. Przeprowadzone w 2009 roku badania na tym obszarze wykazały, że stężenia pyłu przekraczały wartości dopuszczalne zalecane przez Światową Organizację Zdrowia. Punkt pomiarowy zlokalizowany był na terenie ogródka meteorologicznego Zakładu i Obserwatorium Meteorologii i Klimatologii Instytutu Geografii i Rozwoju Regionalnego Uniwersytetu Wrocławskiego. Największe stężenie osiągało poziom $100,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ odnotowane w miesiącach styczeń/luty. Średnia wartość w tym okresie oscylowała na poziomie $50,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$, co daje wynik dwukrotnego przekroczenia wartości stężeń dopuszczalnych dla pyłu $PM_{2.5}$. Na podstawie otrzymanych wyników stężeń zidentyfikowano za pomocą metody Głównych Składowych PCA i Wielorakiej Regresji Liniowej MLRA źródła emisji. Przeprowadzona analiza określiła, że główną przyczyną złej jakości powietrza na tym obszarze jest emisja pochodząca ze spalania paliw stałych, która stanowiła 53% udziału całej emisji w okresie dokonywanych pomiarów [14].

Badania ankietowe przeprowadzono wśród populacji 60 mieszkańców (próba netto) osiedla Biskupin w okresie od 30 listopada do 20 grudnia 2015 roku, wśród mieszkańców takich ulic jak: Karola Olszewskiego, Piramowicza, Brata Alberta, Edwarda Wittiga, Marcellego Bacciarellego. Próba brutto liczyła 62 osoby, 2 osoby odmówiły przeprowadzenia ankiety. Struktura ankiety obejmowała 19 pytań, w tym z zakresu oceny jakości powietrza, rodzaju stosowanego ogrzewania w domu/ mieszkaniu, występujących dolegliwości zdrowotnych, warunków miejsca zamieszkania oraz charakterystyki badanej populacji.

4. WYNIKI BADAŃ

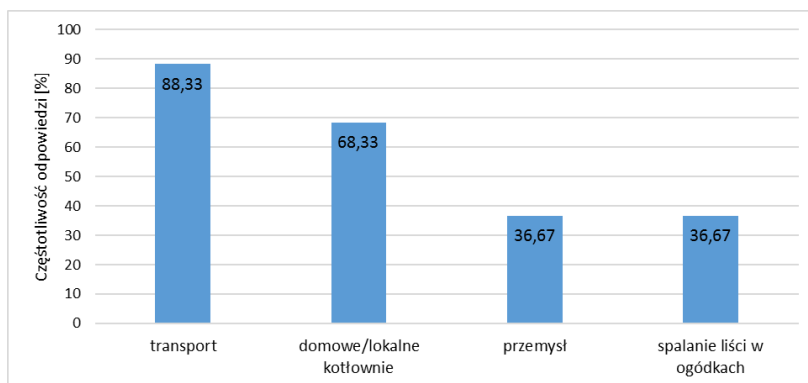
4.1. CHARAKTERYSTYKA BADANEJ POPULACJI

Grupę respondentów stanowiło: 21 mężczyzn i 39 kobiet, w wieku od 19 do 78 roku życia. Zdecydowaną większość stanowiły osoby w wieku 50 lat (46,67%). Kolejną liczną badaną grupą, są osoby mieszczące się w przedziale wiekowym od 20 do 30 (33,3%). Osoby najmłodsze poniżej 20 lat stanowiły 6,67% badanej populacji. Wśród

badanych najliczniejszą grupę stanowiły osoby z wykształceniem średnim (56,67%), następnie osoby z wykształceniem wyższym (40%) i wykształceniem zawodowym (3,33%). Poziom wykształcenia jaki charakteryzował badaną grupę miał wpływ na świadomość ekologiczną mieszkańców i ocenę wpływu wskazanych źródeł emisji na stan zanieczyszczenia powietrza na wybranym obszarze.

4.2. OCENA PRZYCZYŃ ZANIECZYSZCZENIA I STANU JAKOŚCI POWIETRZA

Grupie respondentów zadano pytanie dot. wskazania głównych źródeł zanieczyszczeń na badanym obszarze („Jakie są główne źródła zanieczyszczeń w Pana/Pani okolicy?”). Podczas odpowiedzi na to pytanie ankietowani mogli wskazać jednocześnie kilka źródeł emisji. Uzyskany rozkład odpowiedzi został zaprezentowany na rysunku nr 6. Za główne źródło zanieczyszczeń na osiedlu Biskupin mieszkańcy uznali transport (88,33%), domowe/ lokalne kotłownie (68,33%), przemysł (36,67%) oraz spalanie liści w ogódkach (36,67%).



Rys. 6. Główne źródła zanieczyszczeń na osiedlu Biskupin- rozkład odpowiedzi respondentów

Z kolei na pytanie dotyczące jakości powietrza (tj. „Czy stan jakości powietrza w Pana/ Pani okolicy jest...”) 58,33% ankietowanych uznało stan powietrza w okolicy jako ‘złej jakości’ a pozostała grupa respondentów (41,67%) oceniła jakość powietrza atmosferycznego jako ‘dobrą’.

4.3. OCENA PRZYCZYŃ ZANIECZYSZCZENIA I STANU JAKOŚCI POWIETRZA

Pytania w zakresie oceny samoświadomości mieszkańców dot. oceny wpływu złej jakości powietrza na zdrowie obejmowały pytania dotyczące stosowanego sposobu

ogrzewania w mieszkaniach, urządzeń stosowanych do gotowania (jako źródeł zanieczyszczeń w powietrzu wewnętrznym) oraz pytania z zakresu wpływu zanieczyszczeń na zdrowie oraz odnotowywanych, kojarzonych z jakością powietrza, dolegliwości.

Z przeprowadzonej analizy odpowiedzi respondentów dotyczących źródeł ogrzewania na badanym osiedlu Biskupin zidentyfikowano: ogrzewanie gazowe (33,33%) oraz elektryczne (26,67%). Na osiedlu, wskazane zostały także inne źródła ogrzewania, takie, jak centralne ogrzewanie węgiel, koks, miał (13,33%), piec kaflowy na węgiel (10%), centralne ogrzewanie miejskie (13,33%) oraz kominek (3,33%). Źródła te, przyczyniają się do występowania na badanym obszarze zjawiska niskiej emisji oraz mogą wywierać wpływ na występujące dolegliwości zdrowotne.

Na pytanie dot. wpływu jakości powietrza na stan zdrowia (tj. „Czy uważa Pan/Pani, że zanieczyszczenia powietrza wpływają na Pana/Pani stan zdrowia?”) 80% respondentów odpowiedziało twierdząco. Pozostała część grupy (13,33%) ankietowanych oceniła, że zanieczyszczenia powietrza nie mają wpływu na stan zdrowia oraz 6,67% ankietowanych, twierdziło iż nie ma wiedzy na temat wpływu zanieczyszczeń obecnych w powietrzu na stan zdrowia.

Tabela 2. Dolegliwości ankietowanych i częstotliwość ich występowania

Lp.	Dolegliwość	rzadko	często	bardzo często	ciągle	suma
1.	infekcje górnych dróg oddechowych	31	10	2	5	43
2.	zapalenie oskrzeli	27				27
3.	astma oskrzelowa	10	6			16
4.	podrażnienie gardła	20	13	14		47
5.	przewlekłe kaszle	28	4	2	1	34
6.	duszności	21	9			30
7.	inne schorzenia oddechowe	12				12
8.	nadciśnienie	16	4		4	24
9.	choroba wieńcowa	10				10
10.	choroby sercowo-naczyniowe	10			2	10
11.	podrażnienie/pieczenie oczu	13	27	2		42
12.	zawroty głowy	22	7	2	2	33
13.	choroby nowotworowe	6	2			8
14.	zapalenie spojówek	19	15	2		36
15.	katar sienny	11	13	6		30
16.	zmniejszenie sprawności i wydolności płuc	14	9		2	25
17.	zaburzenia rytmu serca	21	8		2	31
18.	zwiększona krzepliwość krwi	14				14
19.	zawał	10				10
20.	przewlekła obturacyjna choroba płuc	12				12
21.	inna przewlekła choroba: cukrzyca, alergia, choroba Hashimoto	12		1	2	15

W strukturze ankiety zawarta była również macierz dotycząca dolegliwości – w powiązaniu z zanieczyszczeniem powietrza – jakie doskwierają osobom ankietowanym. Rozkład udzielanych w ankiecie odpowiedzi uwzględniał częstotliwość występowania określonej dolegliwości (rzadko, często, bardzo często, rzadko) oraz jej rodzaju (21 typów). Wyniki odpowiedzi zestawiono w tabeli 2 (w tabeli zaznaczono kolorem czerwonym odpowiedzi, które uzyskały największą liczbę odpowiedzi respondentów). Podczas odpowiedzi na to pytanie ankietowani mogli wskazać równocześnie kilka dolegliwości. Przeprowadzona analiza wyników badań wskazała na największy udział dolegliwości takich, jak: infekcje górnych dróg oddechowych (71,67%), podrażnienia gardła (78,33%), podrażnienie/ pieczenie oczu (70%), zapalenie spojówek (60%), przewlekłe kaszle (56,67%), zaburzenia rytmu serca (51,67%). Jako dolegliwości występujące w sposób ciągły największy udział procentowy uzyskanych odpowiedzi odnosił się do: infekcji górnych dróg oddechowych (8,33%) i nadciśnienia (6,67%). Ankietowani bardzo często skarżyli się na takie dolegliwości jak: podrażnienie gardła (23,33%), katar sienny (10%). Wśród dolegliwości, na które często skarżyli się ankietowani było: podrażnienie/ pieczenie oczu (45%), zapalenie spojówek (25%), katar sienny (21,67%), podrażnienie gardła (21,67%). Do częstotliwości dolegliwości, które rzadko występowały u respondentów zaliczone: infekcje górnych dróg oddechowych (51,67%), przewlekłe kaszle (46,67%) oraz zapalenie oskrzeli (45%).

4.4. WNIOSKI Z BADAŃ

Z przeprowadzonej analizy odpowiedzi respondentów w wynika iż badana grupa mieszkańców była świadoma typu źródeł i stosowanych paliw (miał, węgiel, koks, drewno) na pogorszenie stanu jakości powietrza na wybranym obszarze oraz jego wpływu na ich zdrowie. Na wzrost świadomości mieszkańców ma również nagłaśnianie problemu złej jakości powietrza przez media oraz drogą internetową, a także wzrost edukacji proekologicznej i prozdrowotnej przejawiającej się częstszym informowaniu ludzi o zjawiskach niskiej emisji i skutkach zdrowotnych z nią związanych. Ankietowani wskazywali jako główne źródło emisji transport samochodowy. Ponadto uznali, że ruch samochodowy w okolicy jest duży. Jako drugie źródło określili emisję powstającą w wyniku spalania paliw, używanych w celu ogrzania mieszkań i domów wolnostojących. Co więcej, sami ankietowani deklarowali, że w swoim domu mają ogrzewanie indywidualne (węgiel, koks, miał), kominek, czy też piec kaflowy na węgiel. Ogrzewanie mieszkań w ten sposób przyczynia się do wzrostu emisji z sektora bytowo-komunalnego.

W strukturze ankiety uwzględniona została macierz z dolegliwościami, które mogą być efektem zanieczyszczenia powietrza. Informacje w zakresie odczuwanych dolegliwości wiązały się nie tylko ze złą jakości powietrza w okolicy, ale także takimi uwarunkowaniami jak wiek, czy stres. Zauważono, że osoby w starszym wieku częściej skarżyły się na podrażnienie gardła, czy zmniejszenie sprawności i wydolności płuc.

W grupie osób do 50-tego roku życia częściej doskwierało podrażnienie/ pieczenie oczu i zawroty głowy.

5. PODSUMOWANIE

Jakość powietrza w dużych miastach uwarunkowana jest m.in. zjawiskiem niskiej emisji, pochodzącej z sektora komunalno-bytowego oraz z transportu. Związki toksyczne wprowadzone do atmosfery oddziałują negatywnie na stan zdrowia mieszkańców. Przebywanie na obszarach przekształconych przez człowieka, może stać się przyczyną pogorszenia stanu zdrowia.

Przeprowadzone badanie miało na celu wskazanie zależności między stanem powietrza a samooceną stanu zdrowia mieszkańców osiedla Biskupin. Z analizy badań ankietowych wynika, że większość badanych jest świadoma, że jakość powietrza, którym oddychamy ma ogromny wpływ na stan zdrowia. Głównymi źródłami zanieczyszczeń, jakie wymieniali badani były transport i domowe/ lokalne kotłownie, związane ze zjawiskiem niskiej emisji, tj. wprowadzaniem do środowiska związków toksycznych, w wyniku spalania paliw stałych i mineralnych, oddziałujących tym samym na stan powietrza.

Ze względu na problem niskiej emisji we Wrocławiu, a także zainteresowanie medialne tą tematyką należałoby przeprowadzić badania ankietowe z mieszkańcami innych osiedli. Celem tego typu badania, oprócz podwyższenia reprezentatywności wyników dla obszaru miasta, byłaby identyfikacja poziomu świadomości ekologicznej mieszkańców i dostrzeżenia przez nich zagrożeń wynikających ze stosowania starych pieców do ogrzewania domów z użyciem węgla niskiej jakości oraz odpadów, które podczas spalania emitują do atmosfery związki toksyczne często o działaniu kancerogennym i mutagennym, tym samym przyczyniając się do pogorszenia stanu zdrowia populacji poprzez dostawanie się zanieczyszczonego powietrza do układu oddechowego i krwioobiegu.

Praca współfinansowana w ramach zlecenia B50601 z dotacji celowej przyznawanej dla Wydziału Inżynierii Środowiska Politechniki Wrocławskiej (W-7) przez Ministra Nauki i Szkolnictwa Wyższego na prowadzenie badań naukowych lub prac rozwojowych oraz zadań z nimi związanych służących rozwojowi młodych naukowców oraz uczestników studiów doktoranckich w roku 2015/2016.

LITERATURA

- [1] ADAMS K., GREENBAUM D.S., SHAIKH R., van ERP A. M., RUSSELL A. G., *Particulate matter components, sources, and health: Systematic approaches to testing effects*, Journal of the Air & Waste Management Association, 2015, Vol. 65, No. 5, 544–558.
- [2] JUDA-REZLER K., *Oddziaływanie zanieczyszczeń powietrza na środowisko*, Oficyna Wydawnicza Politechniki Warszawskiej, Warszawa 2006.
- [3] DOCKERY D. W., POPE C. A., Xu X., SPENGLER J. D., WARE J. H., FAY M. E., FERRIS B.G. JR., SPEIZER F.E., *An association between air pollution and mortality in six US cities*, N Engl J. Med., 1993, Vol. 329, No. 24, 1753–1759.
- [4] EEA (EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY) *Assessment and Management of Urban Air Quality in Europe*, Report No 5/1998, Copenhagen 1998.
- [5] EEA (EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY), *Air quality in Europe – 2014 Report*, Report No 5/2014, Publications Office of the European Union, Luxembourg 2014.
- [6] JAŚ-NOWOPOLSKA M., *Wybrane działania prowadzące do ograniczenia emisji spalin z samochodów osobowych*, Przegląd Prawa Ochrony Środowiska, 2014, No. 1, 201–218.
- [7] KRZESZOWIAK J., MICHALAK A., PAWLAS K., *Zanieczyszczenie powietrza we Wrocławiu i potencjalne zagrożenie dla zdrowia z tym związane*, Medycyna Środowiskowa, 2015, Vol. 18, No. 2, 66–73.
- [8] KRZESZOWIAK J., PAWLAS K., *Mechanizm szkodliwego oddziaływania pyłu zawieszonego na zdrowie człowieka*, [w:] *Skażenie powietrza w Nowej Rudzie – szansa na zmianę?*; Dolnośląski Klub Ekologiczny, Wrocław – Nowa Ruda 2014, 23–28.
- [9] KÜNZLI N., KAISER R., MEDINA S., STUDNICKA M., CHANEL O., FILLIGER P., HERRY M., HORAK F., PUYBONNIEUX-TEXIER V., QUÉNEL P., SCHNEIDER J., SEETHALER R., VERGNAUD J-C., SOMMER H., *Public-health impact of outdoor and traffic-related air pollution: a European assessment*, Lancet, 2000, Vol. 9232, No. 356, 795–801.
- [10] OBERDORSTER G., *Pulmonary effects of inhaled ultrafine particles*. Int Arch Occup Environ Health 2001, Vol. 74, No. 1, 1–8.
- [11] PACHURKA Ł., SÓWKA I., FORTUNA M., ZWOŹDZIAK A., *Analiza stężeń i składu pyłu zawieszonego na wybranych obszarach województwa Dolnośląskiego*, [w:] *Interdyscyplinarne zagadnienia w inżynierii i ochronie środowiska. Tom 4: praca zbiorowa pod red. Teodory M. Traczewskiej i Bartosza Kaźmierczaka*. Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej, Wrocław 2014, 646–653.
- [12] POPE C.A. 3rd, THUN M. J., NAMBOODIRI M. M., DOCKERY D. W., EVANS J. S., SPEIZER F.E., HEATH C. W. Jr., *Particulate air pollution as a predictor of mortality in a prospective study of US adults*, Am J Respir Crit Care Med., 1995, Vol. 151, No. 3 Pt 1, 669–674.
- [13] SHAUGHNESSY J.W., VENIGALLA M.M., TRUMP D., *Health effects of ambient levels of respirable particulate matter (PM) on healthy, young-adult population*, Atmospheric Environment, 2015, Vol. 123, Part A, 102–111.
- [14] SÓWKA I., ZWOŹDZIAK A., TRZEPLAK-NABAGŁO K., SKRĘTOWICZ M., ZWOŹDZIAK J., *Identyfikacja źródeł emisji pyłów PM_{2.5} w obszarze tła miejskiego Wrocławia*, [w:] *Współczesne osiągnięcia w ochronie powietrza atmosferycznego: praca zbiorowa pod red. Anny Musialik – Piotrowskiej i Jana D. Rutkowskiego*, Polskie Zrzeszenie Inżynierów i Techników Sanitarnych. Sekcja Główna Inżynierii Ochrony Atmosfery, Wrocław 2010, 351–356.
- [15] WHO (WORLD HEALTH ORGANIZATION), *Monitoring ambient air quality for health impact assessment*, World Health Organization Regional Office for Europe, Copenhagen 1999.
- [16] WHO (WORLD HEALTH ORGANIZATION), *Health effects of transport-related air pollution*, World Health Organization Regional Office for Europe, Copenhagen 2005.

- [17] WHO (WORLD HEALTH ORGANIZATION), *Health risks of particulate matter from long-range transboundary air pollution*, World Health Organization Regional Office for Europe, Copenhagen 2006.
- [18] WIOŚ WROCLAW (WOJEWÓDZKI INSPEKTORAT OCHRONY ŚRODOWISKA), *Jakość powietrza na obszarze miasta Wrocławia w 2013 roku*, Wrocław 2014.
- [19] WIOŚ WROCLAW (WOJEWÓDZKI INSPEKTORAT OCHRONY ŚRODOWISKA), *Informacje o stanie środowiska na obszarze miasta Wrocławia w 2014 roku*, Wrocław 2015.

APPLICATION OF SURVEY TO ASSESS OF IMPACT OF AIR QUALITY ON HEALTH OF RESIDENTS OF SELECTED AREA OF WROCLAW

Quality of the air in big cities is determined by the phenomenon of low-emission originating from the municipal sector and transport. Combustion of both: solid and liquid fuels can be a source of toxic compounds, that negatively affects the health of residents, in atmosphere. Despite the publicized problems with air quality in Poland, the low level of awareness of the effects of the wrong kinds of fuels in household boiler on the state of the air quality and health is observed. The aim of the study was to assess the level of self-awareness of selected area residents of the city of Wrocław in terms of state of the air, the way of the combustion process, used fuel types and the potential impact of air pollution on human health. Surveys were conducted in November and December 2015 years among a group of 60 residents of the estate Biskupin. The results showed that participants indicated the air quality as a 'bad' (58.33%), and (41.67%) as 'good'. As a source of emissions transport, home/ local boiler plants, industry and the burning of leaves in gardens were found. As the main health problems respondents defined: upper respiratory tract infection, throat irritation, irritation of eyes, conjunctivitis, chronic cough and cardiac dysrhythmia. The study on a selected respondents group demonstrates that the state of air quality is closely related to the emissions sources occurring in the area of the study and the type of heating system used by the residents.

*mikroklimat pomieszczenia, sala dydaktyczna,
pomiary, temperatura powietrza wewnętrznego,
wilgotność względna powietrza wewnętrznego*

Tomasz PIETRUCHA*

POMIAR TEMPERATURY I WILGOTNOŚCI WZGLĘDNEJ POWIETRZA W SALI DYDAKTYCZNEJ

Wykonanie pomiaru temperatury i wilgotności względnej powietrza wewnętrznego na potrzeby oceny mikroklimatu pomieszczenia wiąże się z wieloma problemami, które trzeba rozwiązać. Są to m. in. wybór odpowiednich przyrządów pomiarowych, ich odpowiednia lokalizacja oraz wystarczająca ilość urządzeń pomiarowych. Każdy z tych aspektów przekłada się na jakość uzyskanej informacji o badanych parametrach powietrza. W artykule przedstawiono wyniki pomiarów temperatury i wilgotności względnej powietrza w sali wykładowej. Rozmieszczono w niej cztery przyrządy pomiarowe. Na podstawie otrzymanych wyników omówiono czynniki wpływające na zmienność mierzonych parametrów oraz wyciągnięto wnioski dotyczące lokalizacji oraz ilości przyrządów pomiarowych.

1. WPROWADZENIE

Czasami niezbędne jest przeprowadzenie pomiaru temperatury i wilgotności względnej powietrza wewnętrznego. Pomiary te zwykle wykonywane są na potrzeby oceny mikroklimatu pomieszczeń [5]. Przy przygotowywaniu zadania pomiarowego mającego na celu pomiar tychże parametrów powietrza trzeba rozpatrzyć kilka aspektów. Najbardziej istotnymi z nich są: wybór odpowiednich przyrządów pomiarowych, lokalizacja przyrządów pomiarowych w pomieszczeniu oraz niezbędna ilość przyrządów pomiarowych. Każde z tych zagadnień istotnie wpływa na jakość uzyskanej informacji [4]. Jeśli chodzi o wybór przyrządów to na rynku dostępnych jest wiele urządzeń służących do pomiaru temperatury i wilgotności względnej powietrza w pomieszczeniach [1–3]. Oferują one pomiar mierzonych wielkości nawet co kilka sekund, a pamięć takiego urządzenia wystarcza od kilkunastu dni do kilku lat w zależności od ustawionej

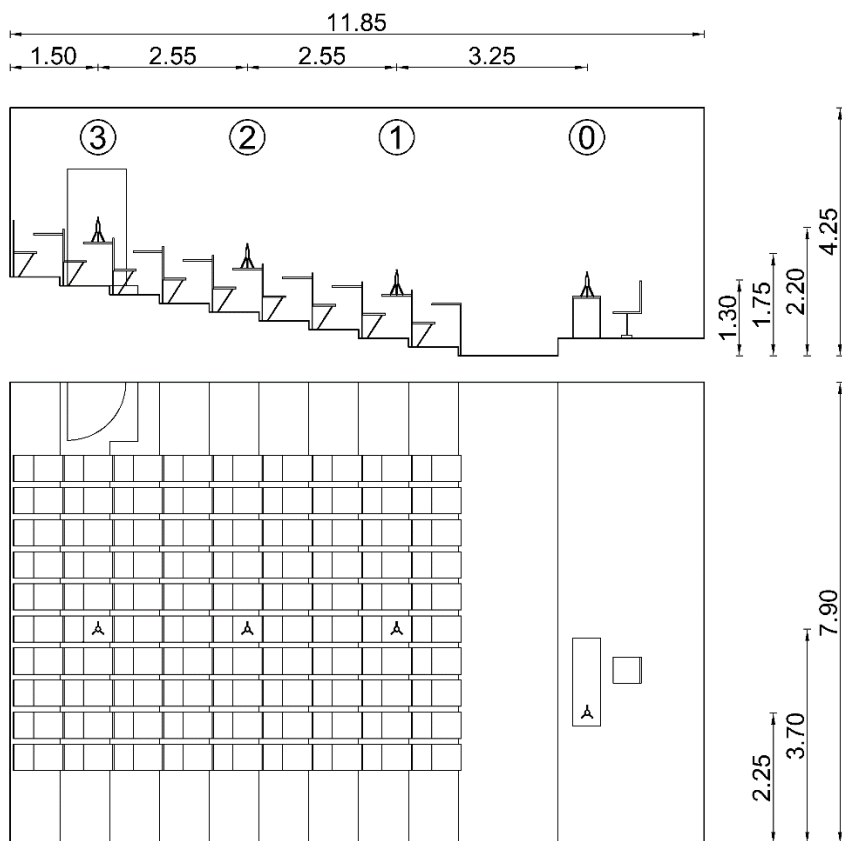
* Politechnika Wrocławska, Wydział Inżynierii Środowiska, Katedra Klimatyzacji, Ogrzewnictwa, Gazownictwa i Ochrony Powietrza, tomasz.pietrucha@pwr.edu.pl.

rozdzielczości czasowej. Ich parametry metrologiczne ściśle dostosowane są do warunków panujących w pomieszczeniach. Cechują się również prostotą obsługi oraz przyjaznym interfejsem dla użytkownika. Ich dużą zaletą jest zasilanie akumulatorowe, które ułatwia rozmieszczenie tych przyrządów w punktach pomiarowych, gdzie nie ma możliwości zasilania tych urządzeń bezpośrednio z instalacji elektrycznej. Trudniejszą sprawą pozostaje wybór liczby punktów pomiarowych oraz ich lokalizacja. W tym przypadku można posłużyć się np. wytycznymi literaturowymi. Przykładowa instrukcja pomiaru temperatury powietrza wewnętrznego dostępna jest na stronie internetowej chińskiej organizacji „Energy Saving Charter on Indoor Temperature” zraszającej właścicieli centrów handlowych, budynków biurowych i budynków mieszkalnych [6]. Wytyczne zawierają kilka wskazówek odnośnie lokalizacji przyrządów pomiarowych, a także informacje na temat ilości punktów pomiarowych. Takie instrukcje mają jednak charakter ogólny, co nie pozwoli na uniknięcie lub rozwiązanie wielu problemów. Przeprowadzenie pomiaru parametrów powietrza musi opierać się na doświadczeniu ludzi odpowiedzialnych za przygotowanie zadania pomiarowego, ponieważ wybór lokalizacji punktów pomiarowych oraz określenie ich ilości jest ściśle uzależnionym od charakteru pomieszczenia, w którym badane mają być parametry powietrza. Przykładowo w dużych pomieszczeniach jak sale dydaktyczne, ze względu na duże wymiary, kształt pomieszczenia, nieregularne rozmieszczenie ludzi podczas zajęć, uzyskanie dobrej informacji na podstawie pomiarów może być trudne. Głównymi problemami mogą być potencjalne różnice pomiędzy wartościami parametrów powietrza w różnych miejscach pomieszczenia, szczególnie w punktach poza i w obrębie strefy przebywania ludzi. W artykule przedstawiono wyniki pomiarów temperatury i wilgotności względnej powietrza w sali wykładowej podczas odbywających się w niej zajęć dydaktycznych. Cztery punkty pomiarowe zostały rozmieszczone w jednej linii wzdłuż sali, w środkowej jej części, na różnych wysokościach, które wynikały ze specyfiki pomieszczenia (rys. 1.). W dyskusji na podstawie uzyskanych danych omówiono jak zmieniały się badane parametry powietrza w czasie oraz wpływ różnych czynników na ich zmienność w czasie. Następnie poruszono kwestię ilości i lokalizacji przyrządów pomiarowych temperatury i wilgotności powietrza potrzebnych do oceny mikroklimatu pomieszczenia.

2. CZĘŚĆ EKSPERYMENTALNA

Pomiary parametrów powietrza przeprowadzono w sali wykładowej. W sali rozmieszczono cztery zintegrowane czujniki temperatury i wilgotności względnej powietrza. Nazwano je czujnikiem 0, 1, 2 oraz 3 (rys. 1). Przyrząd 0 został umieszczony poza strefą przebywania ludzi, a 1, 2 i 3 w strefie przebywania ludzi. W sali znajdowało się 90 miejsc dla studentów. Pomiary wykonano w ciągu 8 tygodni w tym samym dniu

tygodnia podczas zajęć dydaktycznych trwających od 9:15 do 18:15 (9 godzin). Temperaturę powietrza mierzono czujnikiem rezystancyjnym. Zakresy pomiarowy urządzenia wynosi $-20-60^{\circ}\text{C}$, dokładność $\pm 0,2-0,15\%$ wartości pomiaru, a rozdzielczość pomiarowa $0,1^{\circ}\text{C}$. Wilgotność względną powietrza mierzono czujnikiem pojemnościowym. Zakres pomiarowy urządzenia wynosi $0-100\%$, dokładność $\pm 1,5\%$ (zakres: $0-90\%$) lub $\pm 2\%$ ($90-100\%$) dla zakresu temperatur $15-35^{\circ}\text{C}$ lub $\pm 1,5\%-1,5\%$ wartości pomiaru dla zakresu temperatur $-20-60^{\circ}\text{C}$, a rozdzielczość pomiarowa wynosi $0,1\%$. Pomiar parametrów powietrza wykonywano co jedną minutę. Wentylacja pomieszczenia odbywała się głównie poprzez otwieranie okien. Podczas pomiarów trwały obserwacje zachowań studentów. Przed przystąpieniem do badań wykonano pomiar testowy. Wszystkie przyrządy zaplanowane do użycia w pomiarach umieszczono w jednym miejscu bardzo blisko siebie. Oceniono, że wartości parametrów powietrza wskazywane przez przyrządy są niemal identyczne.

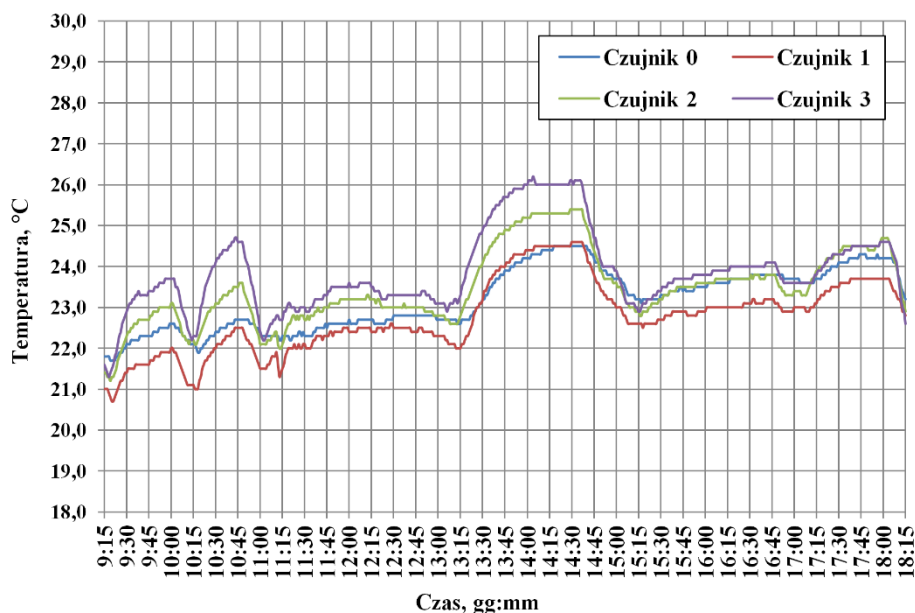


Rys. 1. Sala wykładowa wraz z zaznaczonymi pozycjami przyrządów pomiarowych i odległościami podanymi w metrach

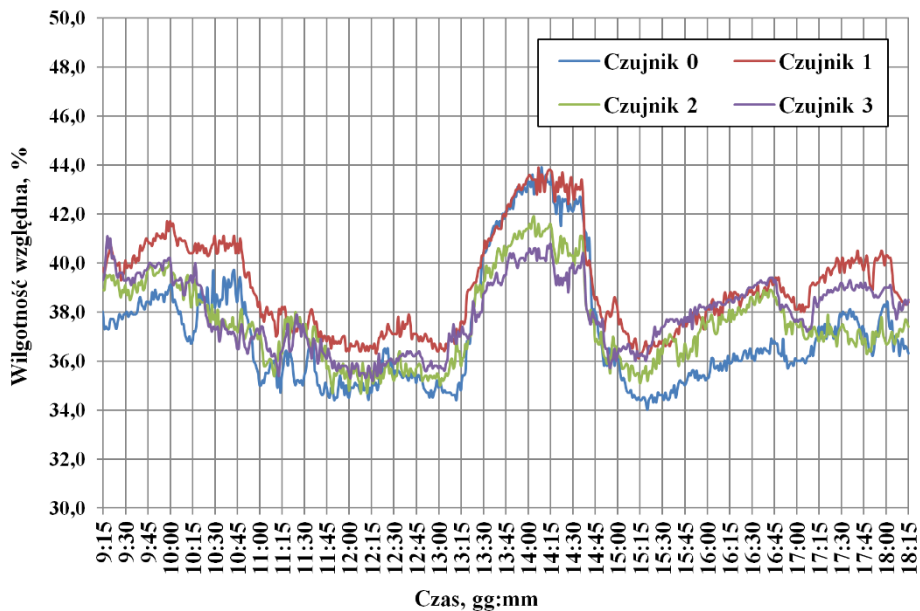
3. WYNIKI I DYSKUSJA

3.1. ZMIENNOŚĆ MIERZONYCH PARAMETRÓW POWIETRZA WEWNĘTRZNEGO

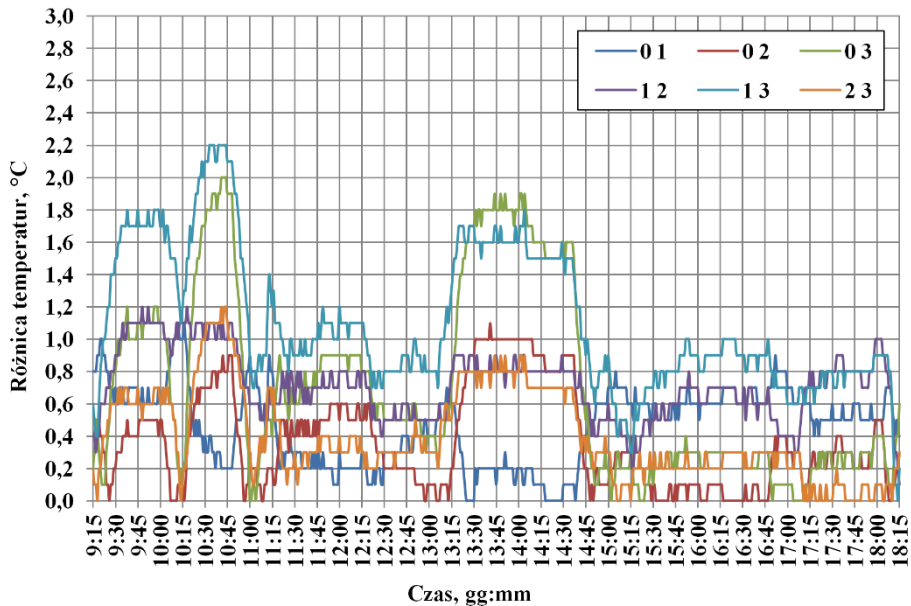
Podczas wykonywania badań obserwowano i opisywano aktywność studentów użytkujących salę dydaktyczną. Zapisywano takie zdarzenia jak wejście i wyjście studentów z sali, otwarcie okna, otwarcie drzwi oraz zbierano informacje na temat ilości oraz rozmieszczenia studentów podczas zajęć. Zauważono, że zmienność temperatury jak i wilgotności powietrza istotnie uzależniona była od tych wydarzeń i nie była ona przypadkowa. Zwykle podczas obecności studentów wartość temperatury powietrza rosła, a po opuszczeniu sali malała (rys. 2). Szybkość wzrostu zależała głównie od ilości ludzi w sali oraz od ilości otwartych okien. Podobnym charakterem zmian cechowała się wilgotność względna (rys. 3). Jednak w tym przypadku zauważono, że czasami obecność ludzi nie powodowała wzrostu tego parametru, a wręcz jego spadek. Prawdopodobnie te sytuacje spowodowane były dużymi wzrostami temperatury powietrza podczas zajęć, co skutkowało spadkami wilgotności względnej powietrza. Co więcej różnice pomiędzy wskazaniami przyrządów pomiarowych zwiększały się podczas obecności studentów, a zmniejszały się, kiedy studenci opuszczali salę (rys. 4 i 5).



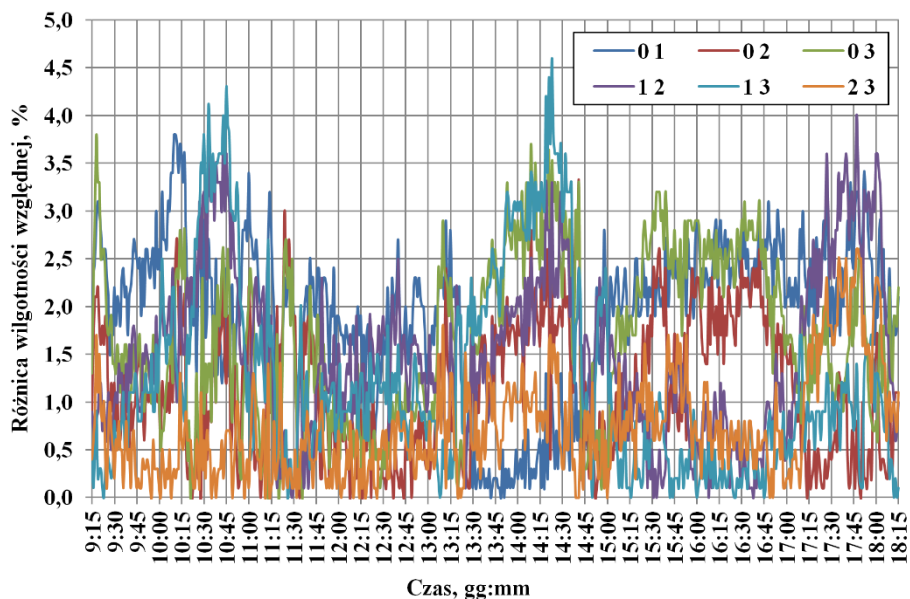
Rys. 2. Zmiany temperatury powietrza w czasie w dniu trzecim



Rys. 3. Zmiany wilgotności względnej powietrza w czasie w dniu trzecim



Rys. 4. Zmiany różnic temperatury powietrza w czasie pomiędzy czujnikami w dniu trzecim



Rys. 5. Zmiany różnic wilgotności względnej powietrza w czasie pomiędzy czujnikami w dniu trzecim

Tabela 1. Średnie arytmetyczne wartości różnic temperatury powietrza pomiędzy punktami pomiarowymi; OS – odchylenie standardowe

		0 1	0 2	0 3	1 2	1 3	2 3
Dzień 1	Średnia	-	-	-	0,9	1,6	0,6
	OS	-	-	-	0,2	0,4	0,2
Dzień 2	Średnia	-	-	-	0,6	1,1	0,5
	OS	-	-	-	0,2	0,4	0,2
Dzień 3	Średnia	0,5	0,4	0,7	0,7	1,1	0,4
	OS	0,2	0,3	0,6	0,2	0,4	0,3
Dzień 4	Średnia	0,3	0,5	0,9	0,8	1,2	0,4
	OS	0,1	0,4	0,5	0,3	0,4	0,3
Dzień 5	Średnia	0,3	0,6	0,8	0,9	1,1	0,3
	OS	0,1	0,4	0,5	0,4	0,5	0,3
Dzień 6	Średnia	0,4	0,5	1,0	0,8	1,4	0,5
	OS	0,2	0,4	0,5	0,3	0,4	0,2
Dzień 7	Średnia	-	-	-	0,9	1,6	0,7
	OS	-	-	-	0,4	0,6	0,3
Dzień 8	Średnia	-	-	-	0,4	0,9	0,4
	OS	-	-	-	0,4	0,6	0,3
Podsum.	Średnia	0,3–0,5	0,4–0,6	0,7–1,0	0,4–0,9	0,9–1,6	0,3–0,7
	OS	0,1–0,2	0,3–0,4	0,5–0,6	0,2–0,4	0,4–0,6	0,2–0,3

Tabela 2. Średnie arytmetyczne wartości różnic wilgotności względnej powietrza pomiędzy punktami pomiarowymi; OS – odchylenie standardowe

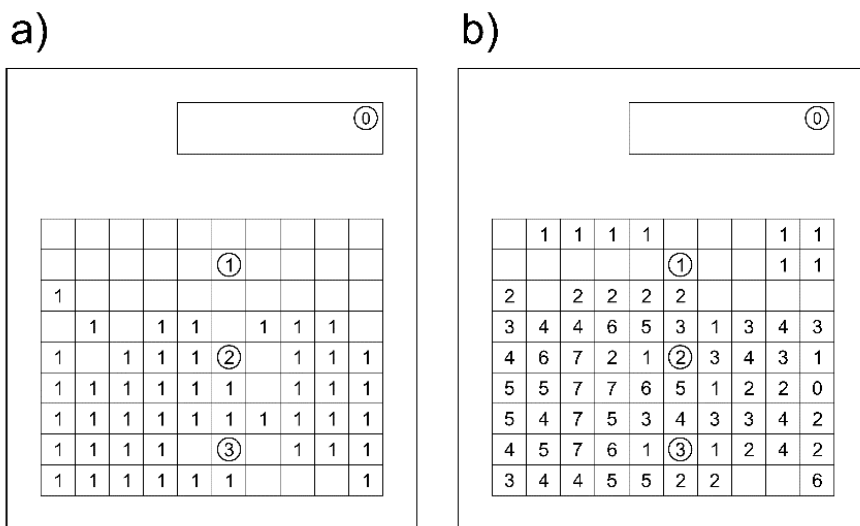
		0 1	0 2	0 3	1 2	1 3	2 3
Dzień 1	Średnia	-	-	-	0,9	1,6	0,6
	OS	-	-	-	0,2	0,4	0,2
Dzień 2	Średnia	-	-	-	0,6	1,1	0,5
	OS	-	-	-	0,2	0,4	0,2
Dzień 3	Średnia	0,5	0,4	0,7	0,7	1,1	0,4
	OS	0,2	0,3	0,6	0,2	0,4	0,3
Dzień 4	Średnia	0,3	0,5	0,9	0,8	1,2	0,4
	OS	0,1	0,4	0,5	0,3	0,4	0,3
Dzień 5	Średnia	0,3	0,6	0,8	0,9	1,1	0,3
	OS	0,1	0,4	0,5	0,4	0,5	0,3
Dzień 6	Średnia	0,4	0,5	1,0	0,8	1,4	0,5
	OS	0,2	0,4	0,5	0,3	0,4	0,2
Dzień 7	Średnia	-	-	-	0,9	1,6	0,7
	OS	-	-	-	0,4	0,6	0,3
Dzień 8	Średnia	-	-	-	0,4	0,9	0,4
	OS	-	-	-	0,4	0,6	0,3
Podsum.	Średnia	0,3–0,5	0,4–0,6	0,7–1,0	0,4–0,9	0,9–1,6	0,3–0,7
	OS	0,1–0,2	0,3–0,4	0,5–0,6	0,2–0,4	0,4–0,6	0,2–0,3

W tabelach 1 i 2 zestawiono średnią różnicę wartości mierzonych parametrów pomiędzy punktami pomiarowymi wraz z odchyleniem standardowym. Uzyskane wyniki obliczeń pokazują, że różnice pomiędzy wskazaniem temperatury są na tyle duże, że nieostrożne rozmieszczenie czujnika temperatury może dać nieodpowiednią informację o mikroklimacie pomieszczenia. Z kolei różnice pomiędzy zmierzonymi wartościami wilgotności względnej są bardzo małe i tutaj rozmieszczenie czujnika w pomieszczeniu oraz ich ilość może nie mieć dużego znaczenia.

3.2. WPŁYW ROZMIESZCZENIA STUDENTÓW W SALI DYDAKTYCZNEJ

Podczas odbywających się zajęć dydaktycznych zapisywano liczbę studentów oraz ich rozmieszczenie. Przykładowe preferencje wyboru miejsc przez użytkowników sali zostały przedstawione na rys. 6. Przykład a) prezentuje zajęte miejsca podczas jednych zajęć. Natomiast b) przedstawia ile razy dane miejsce było zajęte podczas jednego dnia. Łatwo zauważyć, że przednie rzędy były niechętnie zajmowane przez studentów, a środkowe i ostatnie wprost przeciwnie. Takie użytkowanie sali istotnie wpływało na wartości temperatury. W okolicach czujnika 2 i 3, gdzie zanotowano dużo wyższe wartości temperatury powietrza niż punktach 0 i 1, chwilowe różnice pomiędzy innymi punktami pomiarowymi mogły wynosić nawet 2°C (rys. 4). Taka wartość jest istotna

z punktu widzenia komfortu termicznego i ma duże znaczenie przy ocenie mikroklimatu pomieszczenia. Co więcej zyski ciepła od ludzi istotnie wpływają na temperaturę powietrza, ale tylko w pobliżu ludzi. Czujnik 1 umieszczony 2,5 m od strefy przebywania studentów wskazuje inne wartości niż czujnik 2 znajdujący się wśród siedzących studentów. Zatem przy wykonywaniu takich pomiarów kluczowe jest zapoznanie się z charakterem użytkowania pomieszczenia, a decydującym czynnikiem uzyskania dobrej informacji na temat temperatury powietrza w pomieszczeniu jest możliwość umieszczenia czujnika bezpośrednio w strefie przebywania ludzi.



Rys. 6. Przykładowe rozmieszczenie studentów podczas zajęć dydaktycznych:
a) podczas jednych zajęć, b) podczas całego dnia zajęć

3.3. WPŁYW KSZTAŁTU SALI DYDAKTYCZNEJ

Wokół czujnika 2 i 3 studenci najchętniej zajmowali miejsca i zwykle w ich okolicach większość miejsc była zajęta. Z tego względu można uznać, że warunki, w jakich znajdowały się oba przyrządy pod względem zysków ciepła były bardzo podobne. Jednak na rysunku 2 wyraźnie widać, że temperatura mierzona w punkcie pomiarowym 3 osiągała zwykle większe wartości niż w punkcie 2. Taka sytuacja występowała również w pozostałych dniach pomiarowych. Wysokość usytuowania czujnika, która wynikała z kształtu sali, miała wpływ na otrzymany wynik pomiaru. W sali powstawał gradient temperatury, który mógł osiągnąć chwilową wartość $1,0^{\circ}\text{C}$ na $0,45\text{ m}$ pomiędzy wysokościami usytuowania czujników 2 oraz 3. Kształt jak i duże rozmiary sali

bardzo utrudniają podjęcie decyzji o odpowiednim rozmieszczeniu przyrządów pomiarowych. Pomimo usytuowaniu dwóch w strefie przebywania ludzi, ze względu na różnicę wysokości, otrzymano istotnie różne wartości temperatur.

3.4. WPŁYW BŁĘDU POMIARU PRZYRZĄDÓW POMIAROWYCH

Aby sprawdzić czy zarejestrowane różnice pomiędzy punktami pomiarowymi są istotne uwzględniono dokładność pomiaru używanych przyrządów pomiarowych. W tabeli 3 oraz 4 przedstawiono wyniki obliczeń. Przeprowadzono je w oparciu o równania (1) oraz (2), gdzie X i Y są wartościami zmierzonymi przez dwa przyrządy w tej samej minucie. Oznaczenia D_X i D_Y są dokładnościami pomiaru przyrządów pomiarowych, a X_R i Y_R są rzeczywistymi wartościami temperatury lub wilgotności względnej powietrza.

$$|D_X| + |D_Y| < |X - Y| \rightarrow X_R \neq Y_R \quad (1)$$

$$|D_X| + |D_Y| \geq |X - Y| \rightarrow X_R = Y_R \quad (2)$$

Tabela 3. Procent pomiarów temperatury powietrza, kiedy różnica pomiędzy dwoma punktami była większa niż suma dokładności pomiarów; OS – odchylenie standardowe

	0 1	0 2	0 3	1 2	1 3	2 3
Dzień 1	-	-	-	99,1%	100,0%	82,3%
Dzień 2	-	-	-	83,9%	99,6%	59,1%
Dzień 3	62,3%	37,2%	56,6%	93,2%	97,8%	37,5%
Dzień 4	13,3%	45,3%	84,3%	93,9%	100,0%	37,3%
Dzień 5	11,5%	53,2%	76,7%	94,3%	98,5%	44,2%
Dzień 6	46,6%	46,8%	92,1%	96,9%	99,1%	66,9%
Dzień 7	-	-	-	86,5%	98,3%	93,0%
Dzień 8	-	-	-	35,1%	79,9%	46,0%
Średnia	33,4%	45,6%	77,4%	85,4%	96,7%	58,3%
OS	25,1%	6,6%	15,2%	20,9%	6,8%	21,0%

Taka analiza pozwoli na upewnienie się czy wartości parametrów pomiędzy punktami różnią się na tyle, że pomimo uwzględnienia dokładności pomiaru porównywane wartości można na pewno uznać za różne. W przypadku temperatury jak i wilgotności względnej wyniki obliczeń pokazują jednoznacznie, że różnice pomiędzy wskazaniami przyrządów występowały bardzo często. Szczególnie przy najbardziej oddalonych od siebie punktach pomiarowych. Różnice temperatur występujące pomiędzy punktami pomiarowymi są istotne ze względów metrologicznych jak i dla oceny mikroklimatu pomieszczenia. Natomiast różnice pomiędzy wartościami wilgotności względnej

z punktu metrologii rzeczywiście występują, ale mogą nie mieć znaczenia dla oceny mikroklimatu pomieszczenia

Tabela 4. Procent pomiarów wilgotności względnej powietrza, kiedy różnica pomiędzy dwoma punktami była większa niż suma dokładności pomiarów; OS – odchylenie standardowe

	0 1	0 2	0 3	1 2	1 3	2 3
Dzień 1	-	-	-	48,1%	71,9%	21,1%
Dzień 2	-	-	-	33,8%	47,1%	22,2%
Dzień 3	82,8%	45,5%	67,5%	61,2%	37,9%	16,8%
Dzień 4	3,3%	18,7%	31,1%	26,4%	38,4%	13,7%
Dzień 5	32,2%	50,3%	51,0%	81,3%	77,8%	30,5%
Dzień 6	49,4%	32,5%	24,4%	40,3%	54,0%	14,4%
Dzień 7	64,3%	81,1%	79,3%	24,8%	38,3%	14,0%
Dzień 8	38,3%	31,1%	40,5%	52,1%	47,0%	26,4%
Średnia	45,1%	43,2%	49,0%	46,0%	51,6%	19,9%
OS	27,5%	21,7%	21,3%	19,0%	15,5%	6,3%

4. WNIOSKI

Przygotowując zadanie pomiarowe mające na celu pomiar temperatury powietrza wewnętrznego należałoby się wyposażyć w kilka przyrządów pomiarowych. Jeśli w pomieszczeniu strefa przebywania ludzi nie obejmuje całej powierzchni sali, należałoby umieścić przynajmniej dwa czujniki temperatury: w strefie i poza nią. Niezbędnym elementem przygotowania zadania pomiarowego jest zapoznanie się z charakterem użytkowania pomieszczenia. W badanej sali podczas zajęć pierwsze rzędy pozostawały puste, przez to wartości temperatur w tym miejscu były dużo niższe niż w miejscach, gdzie rzeczywiście siedzieli studenci. Nieroztropne umieszczenie czujnika w nieużytkowanej strefie przebywania ludzi spowodowałoby uzyskanie nieodpowiedniej informacji na temat temperatury powietrza. Jeżeli w pomieszczeniu występują różnice wysokości, szczególnie w strefie przebywania ludzi, należałoby umieścić przynajmniej dwa czujniki: w najwyższym i najniższym punkcie strefy. W przypadku wilgotności względnej jeden przyrząd jest wystarczający na potrzeby oceny tego parametru w badanym pomieszczeniu. Przyrząd pomiarowy wilgotności względnej mógłby zostać rozmieszczony w każdym z wyznaczonych punktów pomiarowych na potrzeby badań, nawet w punkcie pomiarowym poza strefą przebywania ludzi.

Praca została sfinansowana ze środków na działalność statutową nr S50532 Katedry Klimatyzacji, Ogrzewnictwa, Gazownictwa i Ochrony Powietrza.

LITERATURA

- [1] Karta katalogowa: *rejestrator temperatury AR231*. [online] APAR [dostęp 23 lipca 2015]. Dostępny w Internecie: <http://www.apar.pl/rejestrator-temperatury-ar231.html>.
- [2] Karta katalogowa: *termohigrometr C3120*. [online] COMET [dostęp 23 lipca 2015]. Dostępny w Internecie: <http://www.cometsystem.pl/pl/produkty/reg-C3120>.
- [3] Karta katalogowa: *Termometr higrometr LB-706, LB-701*. [online] LAB-EL [dostęp 23 lipca 2015]. Dostępny w Internecie: <http://www.label.pl/po/rek706.html>.
- [4] KOŁODZIEJCZYK L., RUBIK M., MANKOWSKI S., *Pomiary w inżynierii sanitarnej*, Wyd. Arkady, Warszawa 1974, 544–548.
- [5] PEŁECH A., *Wentylacja i klimatyzacja – podstawy*, Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej, Wrocław 2010, 11–50.
- [6] THE GOVERNMENT OF THE HONG KONG SPECIAL ADMINISTRATIVE REGION, ENVIRONMENT BUREAU [dostęp 23 lipca 2015]. *General Guidelines on Air Temperature Measurement* [online]. Dostępny w Internecie: http://www.energysaving.gov.hk/indoortemperature/2015/filemanager/doc/general_guidelines_on_air_temperature_measurement_e.pdf.

MEASUREMENT OF TEMPERATURE AND RELATIVE HUMIDITY OF INDOOR AIR IN THE LECTURE HALL

Performing the measurement of temperature and relative humidity of indoor air for the assessment of the internal microclimate of the room is associated with many problems that need to be solved. These include selection of the instruments, their proper location and sufficient number of measuring devices. Each of these aspects reflected in the quality of the information obtained about the air parameters. The article presents the results of measurements of temperature and relative humidity in the lecture hall. In the lecture hall four measurement devices was placed. Based on these results factors affecting the variability of the measured parameters were discussed and the conclusions about location and number of measuring instruments were drawn.

Joanna PISZCZEK, Adam DOLIŃSKI*

ANALIZA ETAPÓW PROCESU INWESTYCYJNEGO ZE WZGLĘDU NA JAKOŚĆ I TERMINOWOŚĆ WYKONANYCH PRAC NA PRZYKŁADOWYCH DANYCH

Przedmiotową analizę wykonano na przykładzie zadania inwestycyjnego pn. "Modernizacja przyłącza kanalizacji sanitarnej", wykonanego przez firmę Kan-Rem. Wskazano na główne przyczyny opóźnień w procesie inwestycyjnym, zależne od jego uczestników (inwestora, projektanta i wykonawcy). Opisano poszczególne etapy, skupiając się na fazie projektowania, przygotowania produkcji oraz wykonawstwa. Obiekty infrastruktury sieciowej jako elementy o znaczeniu strategicznym są wyjątkowo często narażone na błędy w wykonawstwie. Zaobserwowano, że poświęcenie odpowiednio dużej ilości czasu oraz racjonalizacja harmonogramu zmniejsza opóźnienia oraz ogranicza związane z tym koszty i błędy projektowe. Odpowiednie przygotowanie dokumentacji projektowej opartej na dostatecznej ilości badań gruntu oraz aktualnych pomiarach geodezyjnych, może zminimalizować późniejsze problemy wykonawcze i eksploatacyjne.

1. WSTĘP

Przewody kanalizacyjne to bez wątpienia jeden z kluczowych elementów podziemnej infrastruktury technicznej w miastach. Są one elementem kosztownym zarówno w fazie budowy, jak i eksploatacji. Aby możliwie ograniczyć te koszty należy projektować i wykonywać sieci w taki sposób, aby zminimalizować koszty i osiągnąć najlepszą możliwą jakość budowli, w odniesieniu do całego okresu użytkowania. Jako jakość budowli rozumiemy tu, zdolność przewodów do tego, aby realizowały one swoją funkcję w całym okresie eksploatacji, jaki zakłada inwestycja. W tym celu należy zwrócić uwagę na takie parametry materiałów, jak odporność na obciążenia mechaniczne, biologiczne i chemiczne [3]. Jednak aby osiągnąć zamierzone efekty, należy zadbać

* Politechnika Wroclawska, Wydział Budownictwa Lądowego i Wodnego, Katedra Mechaniki Budowli i Inżynierii Miejskiej, Wybrzeże Stanisława Wyspiańskiego 27, 50-370 Wrocław, joanna.piszczek@pwr.edu.pl, adam.dolinski@pwr.edu.pl.

o każdy aspekt projektu, począwszy od „deski kreślarskiej” (dziś raczej od komputera), aż do zakończenia budowy i rozpoczęcia kontroli fazy eksploatacji.

2. RYS HISTORYCZNY

Budowa przewodów doprowadzających wodę pitną czy odprowadzających ścieki, sięga swoją historią starożytności. Pierwotnie wykorzystywano siłę grawitacji do pracy na rzecz człowieka. Mianowicie, z wyżej położonych obszarów do niżej położonych miast dostarczano wodę, natomiast zamiast odprowadzano ścieki do jeszcze niżej położonych odbiorników, najczęściej rzek. Wykorzystywano w tym celu kanały prostokątne i okrągłe z ceramiki, kamienia, cegieł, drewna, miedzi, bambusa i ołowiu. Niektóre z tych kanałów służą nawet w dzisiejszych czasach (np. w mieście Wan w Turcji kanał o długości 70 km – z około roku 800 p.n.e.).

Kolejnym etapem rozwoju była budowa akweduktów. Czasem, ze względu na ukształtowanie terenu, grawitacyjny przepływ wody był po prostu niemożliwy (zbyt duże ciśnienia). Od mniej więcej X wieku p.n.e. zaczęto stosować ciekawe konstrukcje inżynierskie – akwedukty, czyli wąskie i wysokie budowle o konstrukcji murowanej łukowej, na której oparty był kanał w formie rynny. Najczęściej były one kamienne, a same kanały były jeszcze dodatkowo przykrywane, aby zapobiec nagrzewaniu i zanieczyszczeniu wody. Największym takim obiektem był akwedukt starożytnej Kartaginy o długości 132 km – dzieło Rzymian z II w. n.e. (zniszczony w XVII w. przez muzułmanów). Do dziś zachował się jedynie jego fragment w pobliżu Tunisu.

Rozwój akweduktów trwał mniej więcej do IX w. n.e. w Południowej Ameryce, kiedy zaczęto budować sieci kanalizacyjne. W Europie nastąpiło to nieco później – dopiero w połowie XV w. W tym okresie zaczęto stosować rury kanalizacyjne, wykonywane z żeliwa szarego. Do tego czasu wszystkie „nieczystości” były wylewane na ulice miast. Poważne podejście do tego tematu, nastąpiło dopiero w momencie tzw. rewolucji przemysłowej, której towarzyszył nagły rozwój miast, co spowodowało masowy rozwój chorób zakaźnych, m.in. cholery, dżumy i innych. W 1842 roku opracowano „Raport o warunkach sanitarnych klasy pracującej Wielkiej Brytanii”, co wpłynęło na wzrost przestrzegania podstawowych zasad higieny, zarówno w Anglii, jak i na całym świecie. Jednak ze względu na brak czasu i krótkowzroczność projektantów zanieczyszczono szybko rzeki, co utrudniło pozyskiwanie wody pitnej. Dopiero pod koniec XIX w., w procesie projektowania kanalizacji zaczęto ją traktować jako system, składający się z sieci kanałów i obiektów specjalnych [2, 3].

3. PROCES INWESTYCYJNY

Proces inwestycyjny, wg [4], to proces tworzenia nowych obiektów budowlanych lub modernizacja istniejących, od początkowych faz projektowania aż do całkowitego zakończenia realizacji. Proces inwestycyjny zwykle zaczyna się od pomysłu inwestycyjnego lub, jak miało to miejsce w przypadku wielu istniejących obiektów, od awarii. Wg M. Połońskiego [1], proces inwestycyjny stanowi ciąg skoordynowanych czynności o charakterze technicznym, prawnym, technologicznym, organizacyjnym, finansowym itp., prowadzących do realizacji i eksploatacji planowanej inwestycji budowlanej w określonym czasie oraz przy ograniczonych zasobach finansowych.

Cały proces inwestycyjny możemy podzielić na kilka etapów:

- Etap pomysłu i przygotowania pod względem formalnym,
- Etap projektowania,
- Etap przygotowania procesu budowlanego,
- Etap procesu budowlanego,
- Etap eksploatacji.

Pierwszy z tych etapów jest zależny w głównej mierze od inwestora. Jako pomysłodawca musi sprecyzować co chce dokładnie wykonać, jakie ma na ten cel przeznaczone fundusze i jakie obostrzenia prawne dotyczą danej inwestycji. Inwestor będzie rozdzielał pomiędzy projektanta i wykonawcę odpowiedzialność za kolejne etapy.

W niniejszej publikacji skupiono się na trzech (środkowych) etapach procesu inwestycyjnego, jako niezmiernie istotnych w późniejszym etapie eksploatacji. Bazowano na udostępnionych przez firmę Kan-Rem Sp. z o. o. informacjach, dotyczących zadania pn. „Modernizacja przyłącza kanalizacji sanitarnej”. Ze względu na strategiczne znaczenie terenu nie ujawniono lokalizacji inwestycji.

4. ETAP PROJEKTOWANIA

Inwestycja, o której mowa, dotyczy wykonania przyłącza kanalizacji ściekowej (bytowo-gospodarczej i przemysłowej, w żargonie „sanitarnej”) do sieci miejskiej oraz wyłączenia z użytkowania obecnie wykorzystywanej biologicznej oczyszczalni ścieków, zlokalizowanej na terenie inwestora. Istniejąca oczyszczalnia ścieków ze względu na uciążliwość w eksploatacji i dość długi okres użytkowania, wymagałaby modernizacji. Inwestor zdecydował się na wykonanie przyłącza kanalizacji ściekowej ze swoich terenów do sieci miejskiej. W perspektywie kilkunastoletniej, takie rozwiązanie na pewno jest kosztowne, lecz inwestor wyszedł z założenia, że koszty związane z eksploatacją stanu istniejącego – tj. utrzymanie właściwych parametrów technicznych oczyszczalni

ścieków (technologicznie przestarzałej), oraz zapewnienie właściwej obsługi, odpowiedzialnej za jej poprawne funkcjonowanie, będzie wymagało podobnych nakładów finansowych.

Etap projektowania zakładał zmianę kierunku spływu ścieków na odcinku ok. 490 m, wraz z zapewnieniem miejsca zrzutu ścieków z pojazdów (tzw. zlewani ścieków), oraz podłączeniem kilku obiektów na trasie przyłącza. Już w początkowej fazie zamierzenia, ze względów finansowych, na wykonanie zadanie przewidziano bardzo mało czasu. Całość procesu inwestycyjnego od uzyskania pozwolenia na przyłączenie do zakończenia prac miała zamknąć się w okresie 2,5 miesiąca.

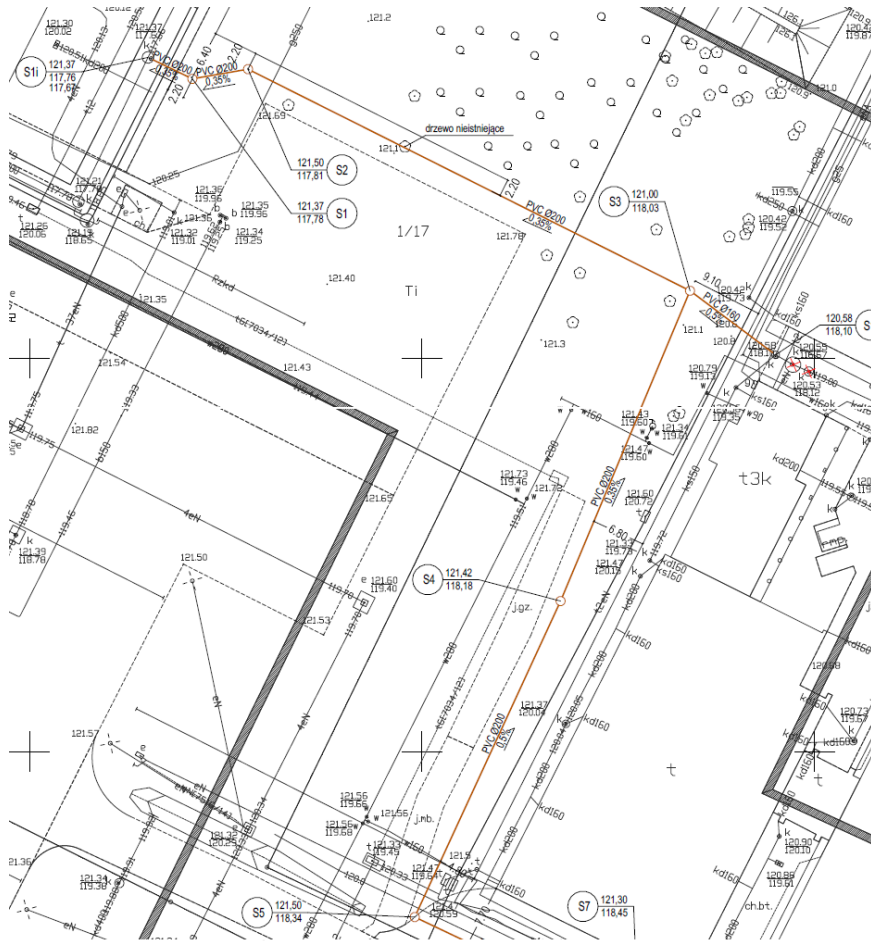
Projektant wykonał swoje zadanie w okresie dwóch tygodni, z zapewnieniem uzgodnień z przedsiębiorstwem kanalizacyjnym, bazując na wizji lokalnej i „starej” dokumentacji technicznej. Zadaniem projektanta było wykonanie projektu budowy przyłącza kanalizacji ściekowej do sieci miejskiej, które miało wyłączyć eksploatowaną od wielu lat oczyszczalnię. Posiadano także wyrys z mapy ewidencyjnej oraz „stare” badania gruntowe. Ze względu na umiejscowienie inwestycji na byłych terenach wojskowych powyższe dokumenty cechowały się minimalną ilością informacji. To wszystko powodowało, że projekt był obciążony dużym ryzykiem związanym z brakiem możliwości przewidzenia wszystkich niepożądanych skutków podczas procesu budowlanego. Mogło to już na etapie projektowania zagrażać poprawnej eksploatacji planowanego zadania inwestycyjnego.

Zaprojektowano połączenie istniejącej sieci kanalizacyjnej obiektu z miejską siecią kanalizacyjną przy użyciu rur PCV o średnicy 200 mm i grubości ścianki rury 5,9 mm. Łączna długość połączenia wynosiła prawie 490 m. Studzienki kanalizacyjne przewidziano jako betonowe o średnicy 1200 mm. Łącznie, przewidziano wykonanie 20 nowych studni, o wysokościach całkowitych od 1,22 m do 3,69 m. W miejscu zrzutni (zlewni) ścieków zaprojektowano 3 studnie (2 x 1200 mm i 1 x 1500 mm), które miały służyć do odbierania i mierzenia strumienia ścieków.

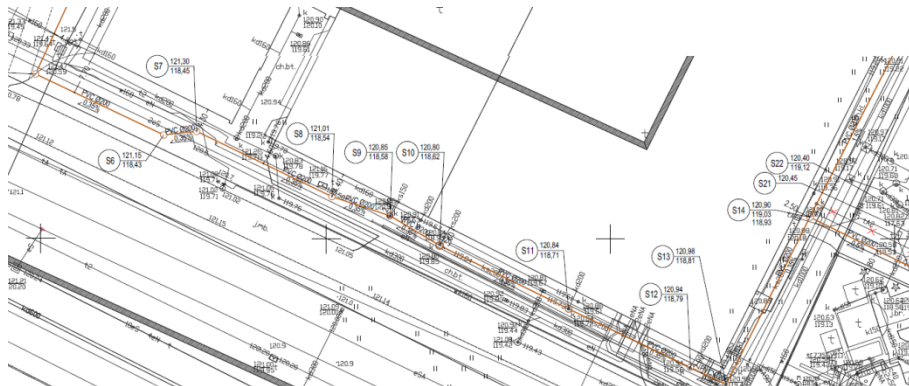
Pierwsza część projektowanego przyłącza (rys. 1) prowadziła w terenie zielonym od studni S1 i do studni S5. Uwzględniono kolizję z przewodem gazowym oraz kilkoma kablami teletechnicznymi. Projektowana długość tego odcinka to ok. 170 m. Przyłączono również w studni S3 i istniejącą instalację kanalizacji ściekowej, obsługującą budynki magazynowo-usługowe.

Kolejny odcinek, prowadzony od studni S5 do S14 (rys. 2), został usytuowany w dość newralgicznym miejscu. Pomiędzy studniami S11 a S12 usytuowana jest bowiem stacja transformatorowa, z której rozchodzą się przewody (o różnym natężeniu prądu) kolidujące z projektowaną kanalizacją. Projektant przewidział komplikacje z tym związane, dlatego też uzgodniona została możliwość wykonania przecisku, umożliwiającego nie ingerowanie w teren, o tak silnym zagęszczeniu instalacji. Teren prowadzonego przewodu posiadał utwardzenie z kostki betonowej, którą przewidziano do odtworzenia. Zaprojektowano dwa podłączenia budynku oraz separatora tłuszczów

z pomieszczeń gastronomicznych. Łączna długość drugiego odcinka wynosi ok. 170 m.

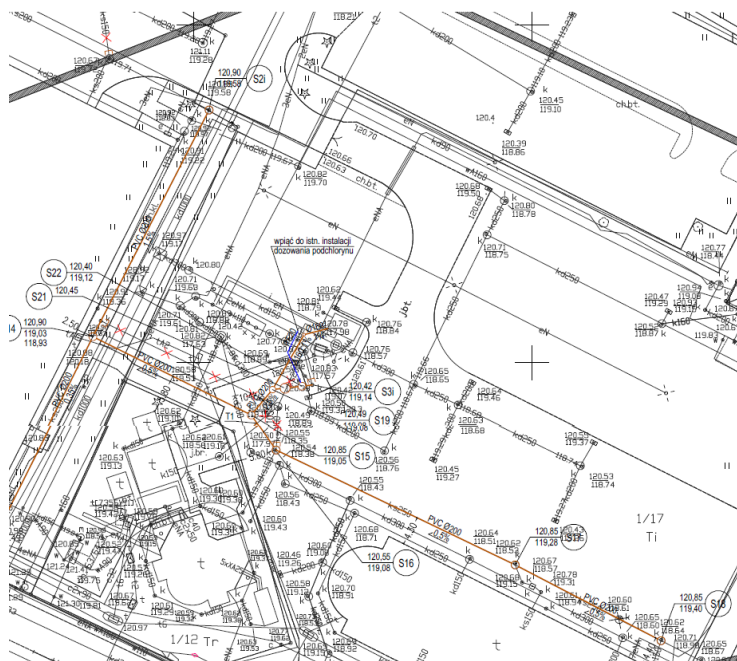


Rys. 1. Pierwszy etap projektowanego odcinka - studnie od S1 i do S5



Rys. 2. Drugi etap projektowanego odcinka - studnie od S5 do S14

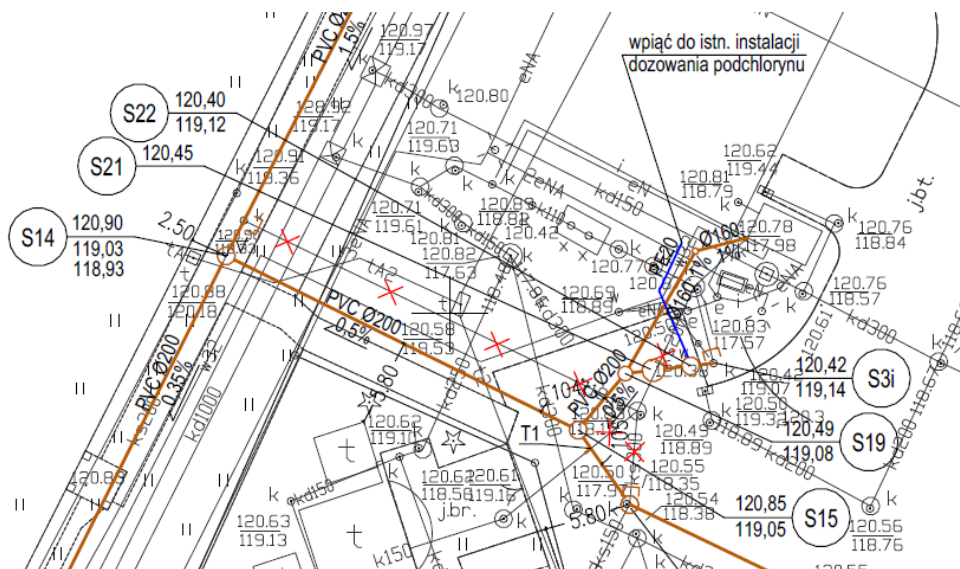
Trzeci z projektowanych odcinków prowadzi od studni S18 do S15 oraz od S14 do S2i i łącznik studni S14 i S15 (rys. 3), i jest prowadzony w terenie utwardzonym kostką brukową, przewidzianą do odtworzenia. W studni S2i zaprojektowano podłączenie istniejącej kanalizacji ściekowej z pozostałej części terenu Inwestora. Przewidziano przyłączenie budynków na trasie dwoma przyłączami o średnicy 160 mm. Do studni S15 zaplanowano przyłączenie ostatniego odcinka - zrzutni ścieków.



Rys. 3. Trzeci etap projektowanego odcinka - studnie od S18 do S15, od S14 do S2i i łącznik S14-S15

Ostatnim i dość skomplikowanym elementem projektu okazała się sama zlewnia ścieków (rys. 4). Zaprojektowano w tym miejscu wykonanie trzech studni, w których zamontowano urządzenia służące do pomiaru strumienia przepływu ścieków.

Wg wytycznych inwestora, zrzucone ścieki są zagęszczane, dlatego też w trakcie ich zlewania w studni S3i dodawana będzie woda, która umożliwi ich rozrzedzenie. Następnie ścieki przepływają grawitacyjnie do studni S22, gdzie zaprojektowano urządzenie do mielenia zanieczyszczeń stałych zawartych w ściekach. Medium po rozdrobnieniu wpada do studni, gdzie dwie pompy tłoczą ścieki do przewodu o średnicy 80 mm, a następnie przepływają one przez przepływomierz. Kolejnym etapem jest rozprężenie ścieków w studni S19 i grawitacyjny spływ do studni S15.



Rys. 4. Zlewnia ścieków

Dane wyjściowe do projektowania, jak i czas na jego wykonanie, były zdecydowanie ograniczone co powodowało późniejszą potrzebę konsultacji w trakcie wykonywania projektu.

5. ETAP PRZYGOTOWANIA PROCESU BUDOWLANEGO

Przygotowanie procesu budowlanego jest procesem, który w dużej mierze umożliwia określenie właściwego harmonogramu prac. Ze względu na nietypową sytuację, gdzie całość robót wymagała zakończenia ich w okresie do 14 tygodni od wyłonienia projektanta, spowodowało, że etap przygotowania procesu budowlanego przenikał się

z etapem samego procesu budowlanego. Spowodowało to kilkakrotnie wstrzymanie robót, a przez to wydłużenie harmonogramu.

Niezmiernie istotnym w przygotowaniu procesu budowlanego jest analiza dokumentacji projektowej, złożenie zamówienia na materiały oraz sprzęt niezbędny do wykonania zadania, tak by ich dostawa była dostosowana do harmonogramu. W przypadku rur niezbędnych do wykonania przedsięwzięcia nie było problemu, jednak wykonanie studni o nietypowych wymiarach i kinecie, dostosowanej do potrzeb zadania, wiązało się z oczekiwaniem na dostawę kręgów.

Problematiczną okazała się również dostawa sprzętu do zlewni ścieków. Ze względu na wytyczne przedsiębiorstwa komunalnego, niezbędne były uzgodnienia z zamawiającym, by dostosować jej funkcję tak, by spełniała wymogi wszystkich zainteresowanych przedsięwzięciem.

Trzeba również zaznaczyć, że wiele problemów, które wyniknęły w trakcie procesu budowlanego, mogło zostać wcześniej rozwiązanych, jeżeli poświęcono by więcej czasu na analizę projektu i przyjęte rozwiązania.

6. ETAP PROCESU BUDOWLANEGO

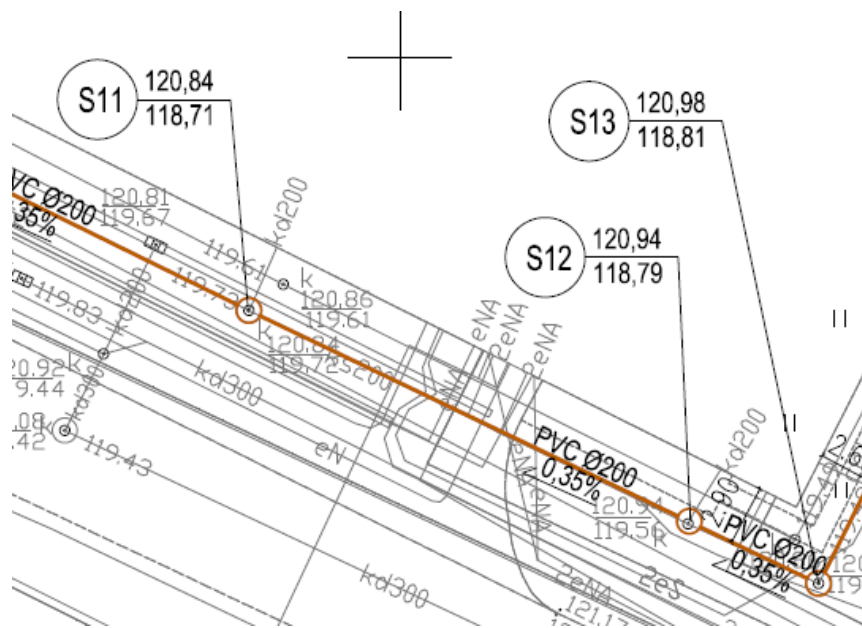
Kolejnym etapem procesu inwestycyjnego był proces budowlany. Dla danego przedsięwzięcia został on oszacowany na 10 tygodni prac, z założeniem możliwości wydłużenia o 2 tygodnie. Żeby przyspieszyć tempo prac założono dwa fronty robót, które na dwóch niezależnych od siebie odcinkach pracowały równocześnie. Pierwszy z nich prowadził od studni S1i do S5 wraz z przyłączeniem S3i. Ze względu na fakt, iż prace prowadzone były w terenie zielonym o niskim zagęszczeniu sieci, prace postępowały szybciej niż zakładał harmonogram. Jedynym elementem hamującym postępy prac były problemy w dostawie studni. Ze względów na sąsiedztwo terenów szczególnie chronionych, połączenie studni S3 i S3i na odcinku długości 3 m zostało wykonane przeciskiem. Również drugi z odcinków, prowadzący od studni S18 do S16 nie nastęrczał problemów. Projektowany odcinek został przesunięty o 1,0 m względem osi istniejącej kanalizacji ściekowej, tak aby zapewnić stały odbiór ścieków do czasu wpięcia nowej kanalizacji. Prace na tym etapie przebiegały także zgodnie z harmonogramem. Zostały zakończone przed czasem i przez wzgląd na stałe utrzymywanie możliwości odbioru ścieków z budynków, drugi front robót został zamknięty.

Problemy pojawiły się dopiero w budowie odcinka od studni S5 do S14. W okolicach studni S5 napotkano na nagromadzenie kabli, które zasilają najważniejsze obiekty na terenie inwestora. Roboty zaczęto wykonywać w sposób ręczny co zdecydowanie spowolniło postęp prac. Na wysokości studni S7, po wykonaniu wykopu, okazało się, że w miejscu posadowienia kinety znajdują się przewody elektryczne, które nie ujęte zostały na mapie do celów projektowych. Spowodowało to wstrzymanie prac i konsultacje

z projektantem w sprawie możliwych zmian trasy przyłącza. Pierwsza z koncepcji rozwiązania problemu okazała się również nieudana, gdyż napotkano na kolejne czynne przewody elektryczne, które kolidowały z nową trasą zaproponowaną przez projektanta. Kolejne odkrywki pokazały, że trasę kanału należy przesunąć do granicy drogi i poprowadzić przewód wzdłuż krawężnika. Opóźnienie wyniosło prawie tydzień i okazało się, że jest to dopiero początkowy etap szeregu problemów spotkanych na tym odcinku.

W nowej koncepcji prowadzenia przewodu założono wpięcie do studni S10 z ominięciem studni S9. Ze względu na odległości pomiędzy przewodami elektrycznymi zmieniono również typ studni, jaki poprzednio proponowano. Niemożliwym było osadzenie studni o średnicy 1200 mm, dlatego też zdecydowano się, po wcześniejszej akceptacji przez projektanta, na zastosowanie studni PVC o średnicy 600 mm. Dzięki temu możliwa była kontynuacja prac na odcinku od S6 do S8 i późniejszych – od S10 do S11.

Jak wcześniej wspomniano, pomiędzy studniami S11 a S12 znajdowała się stacja transformatorowa (rys. 5), gdzie zaprojektowano wykonanie przecisku umożliwiającego ominięcie licznych kabli energetycznych wyprowadzonych ze stacji.



Rys. 5. Rejon stacji transformatorowej

Ogromnym problemem okazała się długość wykonywanego przecisku. Wg wytycznych firmy zajmującej się wykonywaniem takich prac, uzyskanie odpowiedniego spadku na długości 12 m było trudne. Wynikało to z braku możliwości przesunięcia w pionie rury przeciskowej za pomocą kołek klinujących. Kolejnym problemem okazał się czas wykonania samego przecisku. Przyczyną wydłużenia prac był wyjątkowo

niejednorodny grunt. W odległości 6 m od wykopu końcowego, maszyna wciskająca napotkała na opór i tempo wbijania rury osłonowej spowolniło się do 2 m na dzień. Na tym etapie opóźnienie harmonogramu prac sięgało już 4 tygodni.

Niewiele lepsza sytuacja okazała się w okolicach studni S13, w narożniku budynku biurowo-magazynowego. Wystąpiła tam kolizja trasy kanału z przewodami ciepłowniczymi i grupą kabli energetycznych (rys. 6), które prowadziły w 2 różnych kierunkach. Część z nich prowadzona była w taki sposób, iż oparte były na istniejących kanałach. Usytuowanie w tym rejonie studni wymagało ostrożności i ręcznego wykonywania prac, co niewątpliwie wydłużało czas całego przedsięwzięcia.



Rys. 6. Kolizja przy studni S13

Odcinek kanału od studni S13 do S14 nie kolidował istotnie z istniejącą infrastrukturą, poza dwoma kablami teletechnicznymi prowadzonymi w poprzek przewodu. Po dotarciu z pracami do studni S14 zdecydowano o ograniczeniu zakresu robót o odcinek od S2i, ponieważ możliwym stało się wpięcie starej instalacji do nowej studni.

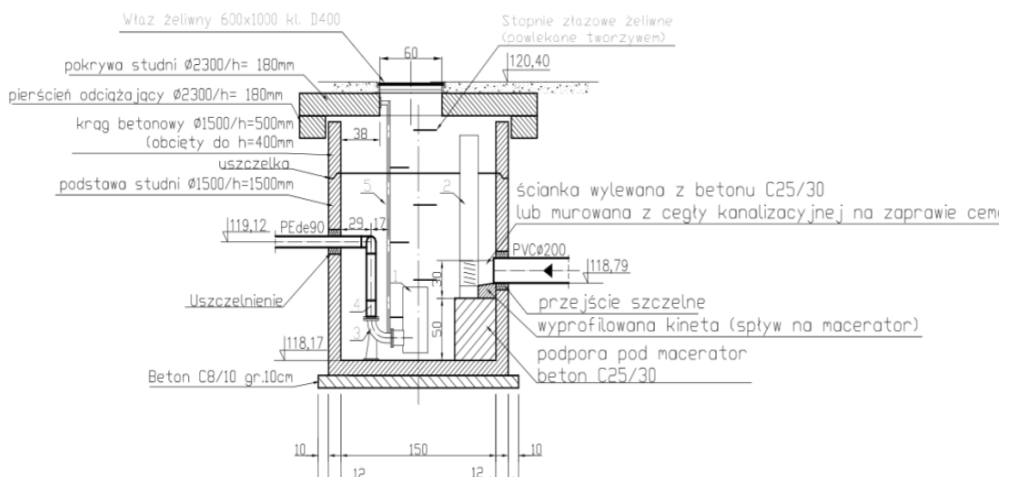
Ostatni z odcinków, spinający ze sobą studnie S14 i S15, napotkał problem w postaci przebiegającej w poprzek kanalizacji deszczowej o średnicy 1000 mm. Okazało się, że pomiary geodezyjne były niedokładne i przewód ten prowadzony był 5 cm poniżej rzędnych podanych na mapie. Dodatkowo w trakcie wykonywania projektu, projektant nie uwzględnił grubości ścianki przewodu, która wynosiła 10 cm. Ponadto, kanał desz-

czowy prowadzony był na ławie betonowej. Zdecydowano się na wykonanie tego odcinka kanału z najmniejszym możliwym spadkiem dna. Wykonano bruzdę w ławie betonowej, w taki sposób, aby umożliwić przejście nowego kanału, nie naruszając przy tym struktury istniejącego przewodu (rys.7).



Rys. 7. Kolidza z przewodem kanalizacji deszczowej DN 1000

Prace w większości wykonywane były ręcznie, co spowodowało dodatkowe wydłużenie czasu inwestycji. Spięcie studni S14 i S15 oznaczało praktycznie, że prawie cały zakres robót został osiągnięty. Pozostało wykonanie instalacji zlewni ścieków.



Rys. 8. Studnia S22

W części opisującej etapy projektowania przedstawiono zasadę wykonania studni, które miały tworzyć zlewnię ścieków. Urządzenia zostały dostarczone w terminie umożliwiającym prowadzenie prac. Jednak ze względu na dość skomplikowane (rys. 8) wymagania dotyczące pracy tego systemu, roboty przewidziane w harmonogramie na okres 1 tygodnia, wydłużyły się o kolejne 2 tygodnie.

Inwestor wymagał, aby cała instalacja działała w sposób możliwie prosty dla obsługi zlewni ścieków. Mianowicie, za pomocą przycisku uruchamia się rozdrabniarkę, przy wzroście poziomu ścieków włączają się pompy i tłoczą ścieki przepływające następnie przez przepływomierz. Szkolenia obsługi zlewni ścieków przyczyniły się również do wydłużenia terminu zakończenia prac.

Ostatecznie prace zakończono 7 tygodni po terminie, czyli zwiększono go do poziomu 170%. W wyniku dodatkowych prac, koszt wykonania przedsięwzięcia wzrósł do poziomu 140% ceny wyjściowej.

7. PODSUMOWANIE

W pracy wykazano jak niezmiernie ważnym jest odpowiednie przygotowanie wszystkich etapów procesu inwestycyjnego. Należy pamiętać, że w obiektach infrastruktury podziemnej, których wykonanie wiąże się z ingerencją w ośrodek gruntowy, jakiegokolwiek błędy projektowe i wykonawcze, wynikające np. z błędnych danych wyjściowych do projektowania (pomiarów geodezyjnych czy badań gruntowych), wiążą się z dodatkowymi kosztami, w tym z dodatkowym czasem realizacji oraz późniejszymi problemami we właściwym użytkowaniu obiektów budowlanych.

Niedopełnienie wszelkiej staranności, na wszystkich etapach projektowo-realizacyjnych, może mieć również niekorzystny wpływ na środowisko (nieszczelności). Tak więc, dobra współpraca inwestora, projektanta oraz wykonawcy, na wszystkich etapach procesu inwestycyjnego, gwarantuje trwałą i niezawodną eksploatację obiektów budowlanych.

LITERATURA

- [1] http://mieczyslaw_polonski.users.sggw.pl/slownik_inw.html.
- [2] KOTOWSKI A., *Podstawy bezpiecznego wymiarowania odwodnień terenów. Tom I – Sieci kanalizacyjne, Tom II – Obiekty specjalne*, Wydawnictwo Seidel-Przywecki, Warszawa 2015.
- [3] MADRYAS C., KOLONKO A., WYSOCKI L., *Konstrukcje przewodów kanalizacyjnych*, Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej, Wrocław 2002.
- [4] SUTKOWSKI T., *Zasady sporządzania dokumentacji projektowej w zakresie elektroenergetyki*, Oficyna Wydawnicza Politechniki Warszawskiej, Warszawa 1998.

ANALYSIS OF THE STAGES OF THE INVESTMENT PROCESS DUE TO THE QUALITY AND TIMELINESS OF THE WORK CARRIED OUT ON THE SAMPLE DATA

The work shown in the example, the tasks carried out by the company Kan-Rem in co-investment process further between the investor, designer and contractor. Outlined the main reasons for the delay in the investment process, dependent on its participants. Describes the various stages, focusing on the design phase, the preparation of production and performance as the most important to the stage. Mains infrastructure objects as elements of strategic importance are often exposed to errors in execution. It has been observed that taking up an inordinate amount of time and rationalization of the schedule reduces the delays and reduces the associated costs and design errors. Proper preparation of the design documentation based on sufficient ground tests and measurements, surveying, can minimize the subsequent implementing and operational problems.

Jurij RYBACZUK, Andrzej JODŁOWSKI*

WYBRANE PROBLEMY ZAOPATRZENIA W WODĘ MIASTA CHARKOWA (UKRAINA)

Charków to największe miasto we wschodniej Ukrainie. Jego system zaopatrzenia w wodę opiera się na zasobach wód powierzchniowych położonych w znacznej odległości od miasta. Duża część przewodów wodociągowych charakteryzuje się wysokimi wskaźnikami awaryjności. Wiąże się to ze znacznymi stratami wody na poziomie 40% ilości wody dostarczanej do miasta. Obniżenie maksymalnego ciśnienia w sieci wodociągowej do 45 m nie rozwiązuje problemu awarii i utraty wody ze względu na specyficzną strukturę podsystemu dystrybucji wody. Złożony system zaopatrzenia w wodę miasta wyposażony jest w dużą liczbę pomp, zaworów, hydrantów i innych urządzeń, które wymagają szybkiej wymiany. W Charkowie konieczne jest podjęcie natychmiastowej modernizacji sieci wodociągowej obejmującej wymianę wielu odcinków sieci wodociągowej. Niezbędne jest także wprowadzenie systemów GIS i ASSTP w celu zapewnienia prawidłowego funkcjonowania sieci wodociągowej miasta.

1. WSTĘP

Charków położony jest w północno-wschodniej części Ukrainy na południowym krańcu Wyżyny Środkoworosyjskiej. Zajmuje powierzchnię 306 km². Fizjografia terenu jest zróżnicowana. Najwyższy punkt położony jest na wysokości 206 m n.p.m., a najniższy leży na wysokości 94 m n.p.m. Przez miasto przepływają rzeki Łopań, Charków, Udy i Niemyszlia, które są dopływami rz. Doniec.

Charków jest drugim co do wielkości miastem Ukrainy i stanowi jeden z jej największych ośrodków przemysłowych i kulturalno-naukowych. Miasto powstało ok. 1655 roku jako osada wojskowa Kozaków. Od końca XVIII wieku jest ośrodkiem kulturalnym stanowiąc od drugiej połowy XIX wieku centrum handlowe i przemysłowe. W 1805 roku powstał w Charkowie uniwersytet. Obecnie funkcjonuje 20 szkół wyższych.

* Politechnika Łódzka, Instytut Inżynierii Środowiska i Instalacji Budowlanych, Al. Politechniki 6, 90-924 Łódź, andrzej.jodlowski@p.lodz.pl.

Liczba mieszkańców Charkowa wynosi ok. 1,4 mln, przy czym aglomerację zamieszkuje ok. 1,6 mln osób.

W mieście funkcjonują zakłady przemysłu maszynowego, zbrojeniowego, metalowego, chemicznego, lotniczego i materiałów budowlanych. Reprezentowane są także zakłady przemysłu lekkiego i spożywczego. Złożony organizm miejski, jakim jest Charków, wymaga niezawodnej dostawy znacznej ilości wody.

System zaopatrzenia miasta w wodę został uruchomiony już w 1880 roku w oparciu o wody podziemne. Jego funkcjonowanie umożliwiło zmniejszenie rocznej śmiertelności w Charkowie z 60,2/1000 mieszk. do 24,8/1000 mieszk. Dynamiczny wzrost liczby mieszkańców spowodował konieczność poszukiwania innych źródeł wody. Obecnie Charków zaopatrywany jest w wodę z trzech podstawowych źródeł, głównie z wykorzystaniem wód powierzchniowych. Pierwszym z nich jest Zbiornik „Pieczeniowski” utworzony na rz. Doniec, położony ok. 40 km od miasta. Drugim źródłem zaopatrzenia w wodę jest Zbiornik „Czerwonopawliwski” zasilany wodami Kanału „Dniepr-Donbas” znajdujący się w odległości ok. 140 km od miasta. Trzecim zaś jest zespół studni artezyjskich zlokalizowanych w granicach administracyjnych miasta oraz w jego pobliżu. Złożony system zaopatrzenia wodę stwarza, zwłaszcza w ostatnim czasie, wiele problemów natury techniczno-organizacyjnej [8].

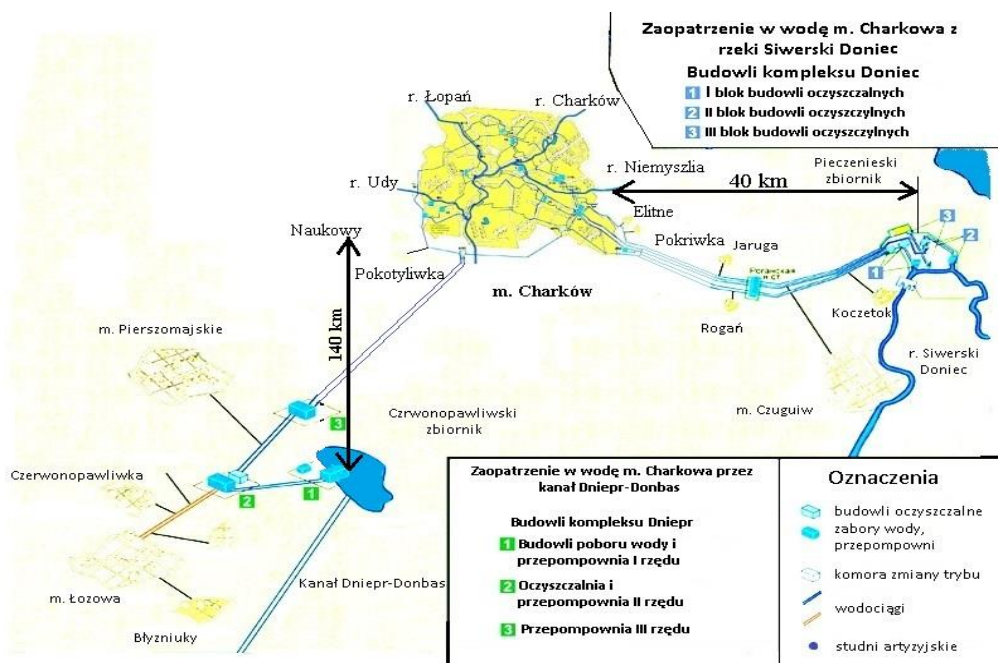
Celem pracy jest charakterystyka systemu zaopatrzenia w wodę miasta Charkowa oraz wskazanie jego aktualnych problemów technicznych i organizacyjnych.

2. POBÓR WODY NA CELE WODOCIĄGOWE

Trasy dostawy wody do miasta Charkowa przedstawiono na rys. 1. Najważniejszym źródłem zaopatrzenia miasta w wodę jest Zbiornik „Pieczeniowski” zasilany wodami rz. Doniec. Rz. Doniec o długości 1053 km i powierzchni dorzecza 98900 km² jest prawobrzeżnym dopływem rz. Don. Rz. Doniec wypływa ze źródeł położonych na południowych zboczach Wyżyny Środkoworosyjskiej, płynie skrajem Wyżyny Donieckiej i uchodzi do Donu na południe od miejscowości Ust’-Donieck. Rz. Doniec zaopatruje w wodę Charków i Zagłębie Donieckie poprzez Kanał Doniec-Donbas. Zbiornik „Pieczeniowski” znajduje się w jej górnym biegu.

Ostatnio, w 2015 r., przeprowadzono badania nad stanem jakościowym wód zlewni rz. Doniec. Monitoring prowadzono w 9 punktach. Na rz. Doniec zlokalizowano 6 punktów, a 3 punkty na jego dopływach – rzekach Udy, Oskoł oraz Kazański Torec. Stwierdzono, że pomimo odprowadzania ścieków bytowych i przemysłowych w obrębie zlewni rz. Doniec, ujmowana woda spełnia wymagania określone dla trzeciej kategorii, co odpowiada wodzie o stosunkowo niewielkim stopniu zanieczyszczenia. W tabeli 1 przedstawiono wartości wybranych wskaźników jakości wody ujmowanej

do celów wodociągowych ze Zbiornika „Pieczenieskiego” i porównano z wartościami dopuszczalnymi określonymi w normie СанПиН 4630-88.



Rys. 1. Schemat zaopatrzenia miasta Charkowa w wodę

Pomimo, że jakość wody odpowiada obowiązującym wymaganiom, to niepokojące są wartości wskaźników kształtowanych przez odprowadzane ścieki przemysłowe. Wyssokie wartości odnotowano także w odniesieniu do wskaźników charakteryzujących stan troficzny zbiornika.

Woda po uzdatnieniu kierowana jest do miasta pięcioma przewodami tranzytowymi o średnicach od 900 do 1600 mm. Układ przesyłu wody o łącznej długości 167,66 km zbudowano w latach 1936–1982. System ten dostarcza wodę w ilości 430 tys. m³/d i zaspokaja zapotrzebowanie wodociągu miejskiego w 75%.

Drugim niezależnym źródłem zaopatrzenia jest Zbiornik „Czerwonopawliwski” o pojemności 410 mln m³ stanowiący element Kanału „Dniepr-Donbas”. Kanał zbudowano w latach 1970-1981. Trasa kanału zaczyna się od Zbiornika „Dnieprodzierżynskiego”, przechodzi tunelem pod rzeką Oril, prowadzona jest przez obwód dniepropietrowski, a następnie przez tereny obwodu charkowskiego, gdzie łączy się ze Zbiornikiem „Orelkiwskim” i Zbiornikiem „Czerwonopawliwskim”. Zbiorniki te zbudowano głównie w celu regulacji natężenia przepływu i zapewnienia zapasu wody w razie awarii (rys. 2). Przekrój poprzeczny kanału ma kształt trapezoidalny. Szerokość dna wynosi ok. 10 m, szerokość górnej części wynosi 30–60 m, a głębokość

4–5 m. Na trasie kanału znajduje się 5 akweduktów i 12 stacji pomp umożliwiających pokonanie różnicy rzędnych lustra wody pomiędzy Zbiornikiem „Dnieprodzierzyńskim” i Zbiornikiem „Czerwonopawliwskim” wynoszącej 63 m. Woda płynie dalej grawitacyjnie wykorzystując częściowo koryto rz. Bereka i wpływa do rz. Doniec. Zbiornik Czerwonopawliwski został połączony z Charkowem kanałem o długości 142 km, który dostarcza wodę również do miast Łozowa i Perwomajskij. Wymiana wody w zbiorniku następuje dwukrotnie w ciągu roku – jesienią i wiosną.

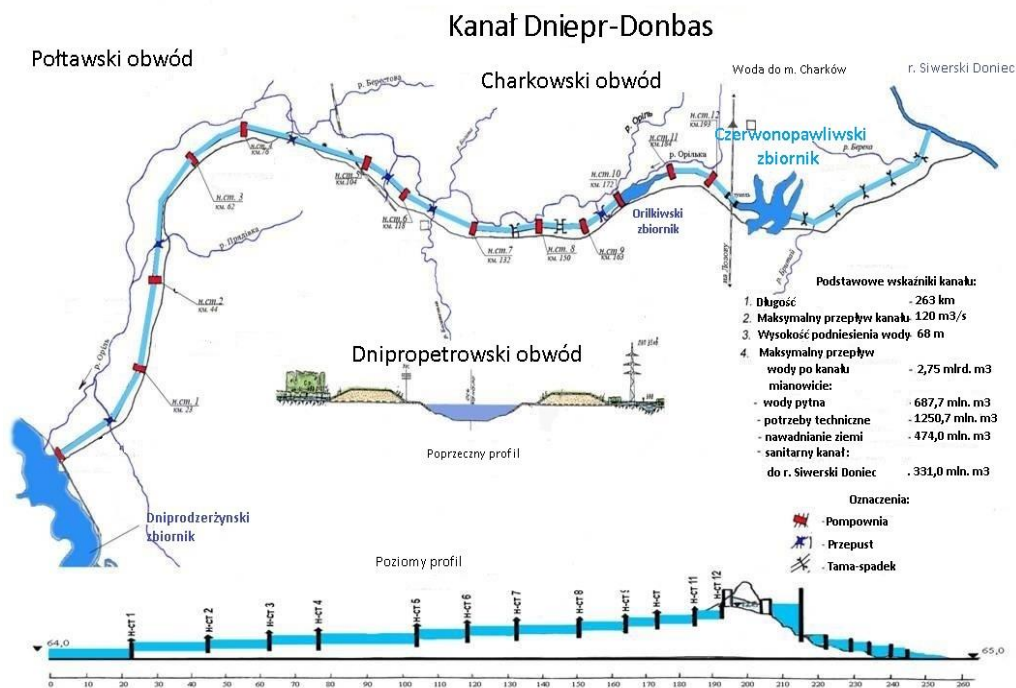
Tabela 1. Jakość wody ujmowanej ze Zbiornika „Pieczenieskiego”

Wskaźnik	Wartość	Wartość dopuszczalna
BZT ₅ , mg O ₂ /dm ³	2,71	15,0
ChZT, mg O ₂ /dm ³	21,0	3,0
Siarczany, mg SO ₄ /dm ³	175	500
Chlorki, mg Cl/dm ³	56	350
Sucha pozostałość, mg/dm ³	511	1000
Azot amonowy, mg N-NH ₄ /dm ³	0,35	2,0
Azotany (III), mg NO ₂ /dm ³	0,005	3,5
Azotany (V), mg NO ₃ /dm ³	1,1	45
Fosforany, mg PO ₄ /dm ³	0,72	3,5
Fitoplankton, org./mg	3,64	-
Zooplankton, µg/dm ³	28,8	-
SPC, mg/dm ³	0,002	0,5
Substancje ropopochodne, mg/dm ³	0,04	0,3
Żelazo, mg Fe/dm ³	0,15	0,3
Miedź, mg Cu/dm ³	0,0025	1,0
Cynk, mg Zn/dm ³	0,009	1,0
Mangan, mg Mg/dm ³	0,02	0,1
Nikiel, mg Ni/dm ³	0,012	0,01
Ołów, mg Pb/dm ³	0,023	0,025

Ujęcie wody ze Zbiornika „Czerwonopawliwskiego” jest unikalną konstrukcją wyspowa umożliwiającą pobór wody z głębokości 29 m. Pompownia wody I składa się z dwóch komór. W każdej z nich zainstalowano po 3 agregaty pompowe z regulatorami prędkości obrotowej (2×1200W 6,3/40 i 1×1600W 10/40).

Stacja uzdatniania wody obejmuje blok koagulacji z pionowymi komorami flokulacji, osadnikami poziomymi, zespół filtrów pospiesznych, system dezynfekcji, zbiorniki wody uzdatnionej oraz pompownię II. Proces koagulacji realizowany jest z użyciem siarczuanu glinu w dawkach zwykle od 2 do 5 mg/dm³, a w okresach powodzi do 10 mg/dm³. W celu obniżenia twardości wody stosuje się wapno. Stacja wyposażona jest w 12 osadników poziomych o długości 60 m i szerokości 6 m i 24 jednowarstwowe

filtry pospieszne o wymiarach w rzucie 6×12 m. Dezynfekcja prowadzona jest podchlorynem sodu wprowadzanym do zbiorników wody czystej. Przed skierowaniem wody uzdatnionej do przewodów tranzytowych dodawane są do niej sole amonowe. Pompownia II^o wyposażona jest w pompy Д4000-95 łączone szeregowo z pompami НД, co zapewnia uzyskanie ciśnienia 30 atm. Woda uzdatniona tłoczona jest do miasta dwoma przewodami tranzytowymi o średnicach 1200 mm i 1400 mm o łącznej długości 222 km wybudowanymi w latach 1983–1990. System dostarcza do miasta w ciągu doby wodę w ilości 135 tys. m³ pokrywając 23,4% jego potrzeb.

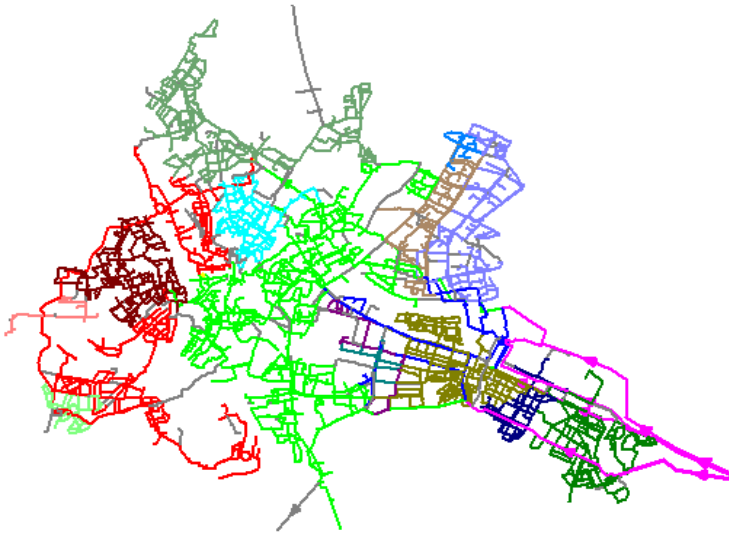


Rys. 2. System przesyłu wody do zbiornika Czerwonopawliwskiego

Trzecim źródłem zaopatrzenia miasta Charkowa w wodę jest zespół studni artezyjskich. Obecnie eksploatowane są studnie położone w sąsiedztwie miejscowości Piszczyn oraz kompleks ujęć w okolicy strefy Piatichatki. System dostarcza wodę w ilości 8,3 tys. m³/d pokrywając jedynie ok. 1,4% potrzeb wodociągu miejskiego [9 – 11].

3. PROBLEMY ZWIĄZANE Z FUNKCJONOWANIEM PODSYSTEMU DYSTRYBUCJI WODY

Woda uzdatniona dostarczana jest przewodami przesyłowymi do zbiorników wyrównawczych na terenie miasta, skąd zasila miejski system dystrybucji. Schemat systemu dystrybucji wody w Charkowie przedstawiono na rys. 3. Jest on jednym z najbardziej rozwiniętych na Ukrainie. W jego skład wchodzi 306,5 km przewodów magistralnych oraz 1794,8 km przewodów sieci rozdzielczej.



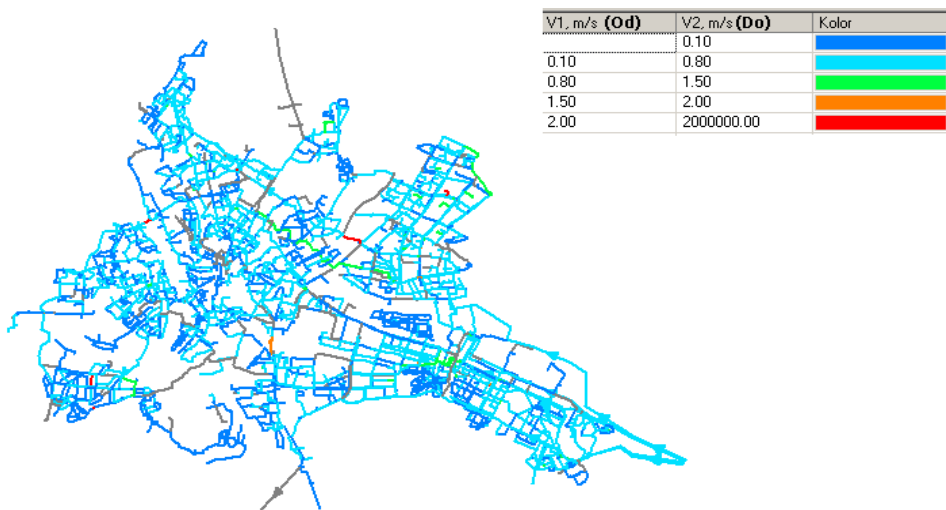
Rys. 3. Schemat podsystemu dystrybucji wody w m. Charkowie

W czasach radzieckich projektowano systemy zaopatrzenia w wodę zakładając znaczny wzrost zużycia wody. Wobec przewymiarowania średnic przewodów wodociągowych obserwuje się obecnie niewielkie prędkości przepływu i długie czasy przebywania wody w przewodach wodociągowych. Na rys. 4 przedstawiono prędkości przepływu wody w sieci wodociągowej.

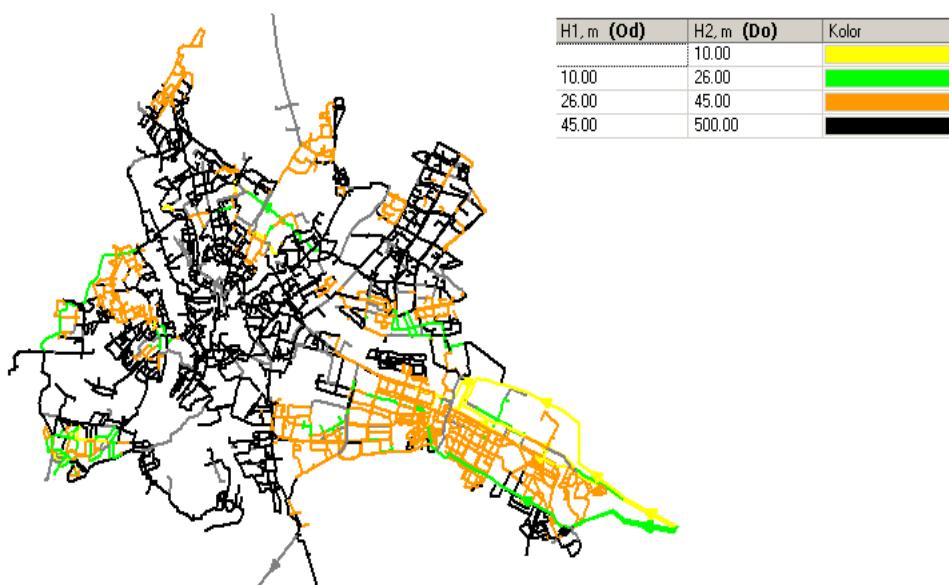
Niewielkie prędkości przepływu wody powodują powstawanie osadów i wtórne jej zanieczyszczenie. Niebezpieczeństwo wtórnego zanieczyszczenia wody związane jest z koniecznością stosowania dużych dawek chloru w celu zapewnienia bezpieczeństwa sanitarnego, co prowadzi do pogorszenia jakości wody kierowanej do odbiorców.

Uwzględniając znaczne różnice rzeźnych terenu na obszarze miasta oraz wysoką zabudowę w centralnej jego części projektanci podsystemu dystrybucji wody zakładali zastosowanie bardzo wysokiego ciśnienia, ok. 100 m sł. wody. W mieście znajduje się wiele wysokich budynków (powyżej 25 pięter), które nie zostały wyposażone w lokalne

urządzenia zapewniające podwyższanie ciśnienia. Konsekwencją takiego podejścia do problemu zapewnienia niezbędnego ciśnienia roboczego w podsystemie dystrybucji jest wysoka awaryjność sieci wodociągowej. Rozkład ciśnienia w miejskiej sieci wodociągowej przedstawiono na rys. 5.



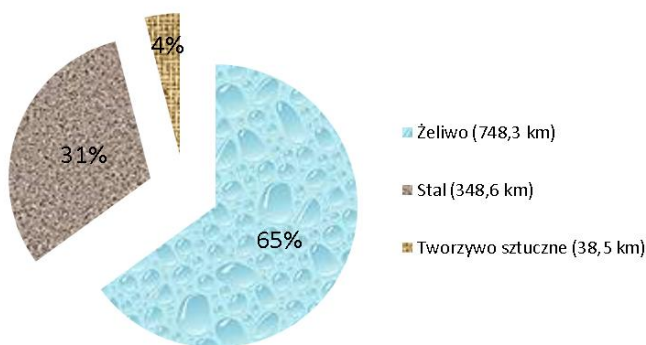
Rys. 4. Rozkład prędkości przepływu wody w przewodach sieci wodociągowej m. Charkowa



Rys. 5. Rozkład ciśnień w sieci wodociągowej Charkowa

Większość przewodów wodociągowych zainstalowano ponad 30 lat temu, co częściowo wyjaśnia ich wysoką awaryjność. Ostatnio określono w ukraińskich wymaganiach technicznych, że maksymalne dopuszczalne ciśnienie w sieci wodociągowej powinno wynosić 45 m sł. wody. Z uwagi na specyfikę zastosowanych rozwiązań technicznych warunk ten nie może być spełniony w Charkowie.

W trakcie budowy podsystemu dystrybucji wody stosowano tradycyjne materiały w postaci żeliwa i stali. Na rys. 6 przedstawiono strukturę materiałową przewodów magistralnych. Jedynie niewielki procent stanowią tworzywa sztuczne. Z uwagi na podatność rur metalicznych na korozję obserwuje się dużą liczbę awarii w ciągu roku. Dodatkowym czynnikiem wpływającym na podatność przewodów wodociągowych na awarie jest fakt, iż znaczna część sieci wodociągowej została posadowiona na gruntach niestabilnych zalegających w dolinach rzecznych.



Rys. 6. Struktura materiałowa przewodów magistralnych w Charkowie

Duża awaryjność podsystemu dystrybucji wody wiąże się z koniecznością prowadzenia kosztownych robót naprawczych oraz ze znacznymi stratami wody sięgającymi ok. 40% ilości wody wprowadzanej do sieci. Zły stan techniczny systemu wodociągowego jest przyczyną poważnych trudności finansowych przedsiębiorstwa wodociągowego. Stwierdzono, że niezbędna jest wymiana wielu odcinków sieci wodociągowej, a także wielu agregatów pompowych z uwagi na ich mało ekonomiczną pracę i znaczną awaryjność. Na podstawie przeprowadzonej ostatnio oceny stanu technicznego systemu dystrybucji wody w Charkowie określono, że niezbędna jest wymiana około 74 km sieci wodociągowej, 69 agregatów pompowych, 69 zaworów w obrębie sieci magistralnej oraz 531 hydrantów.

Istotnym problemem utrudniającym zarządzanie systemem dostawy i dystrybucji wody w Charkowie jest fakt, że przedsiębiorstwo wodociągowe nie dysponuje systemem sterowania pracą sieci. Nie dysponuje także systemem informacji geograficznej (GIS) oraz Automatycznym Systemem Sterowanie Procesami Technologicznymi (ASSTP) [1, 8].

4. WNIOSKI

1. Charków jest największym miastem wschodniej Ukrainy, którego system wodociągowy oparty jest na powierzchniowych źródłach wody, położonych w znacznej odległości od miasta.
2. Duży udział starych rurociągów magistralnych i rozdzielczych związany jest z dużą awaryjnością i znacznymi stratami, sięgającymi 40% wody dostarczonej do miasta.
3. Zmniejszenie wymagań dotyczących maksymalnego dopuszczalnego ciśnienia w sieci wodociągowej do 45 m sł. wody nie rozwiązuje problemu awaryjności i strat wody wobec specyficznej struktury systemu dystrybucji wody.
4. Złożony system zasilania miasta w wodę wyposażony jest w dużą liczbę agregatów pompowych, zaworów, hydrantów i innych elementów uzbrojenia, które wymagają szybkiej wymiany.
5. W Charkowie niezbędne jest natychmiastowe podjęcie działań modernizacyjnych, w tym wymiana wielu odcinków sieci wodociągowej i jej uzbrojenia, a także zbudowanie systemów ASSTP i GIS, które zapewnią prawidłową pracę systemu zaopatrzenia miasta w wodę.

LITERATURA

- [1] АБРАМОВ Н.Н. *Теория и методика расчета систем подачи и распределения воды*. М., Стройиздат, 1972. 287 с.
- [2] АБРАМОВ Н.Н. *Расчет водопроводных сетей*. М., Стройиздат, 1976. 304с.
- [3] Э.В. ЗАЛУЦКИЙ, А.И. Петрухно. *Насосные станции. Курсовое проектирование*. Киев, 1987. 167 с.
- [4] КОЖИНОВ И.В. *Наладка и интенсификация работы городских сетей подачи и распределения воды*. М., Стройиздат, 1978. 111 с.
- [5] КОРИНЬКО І. В. *Контроль якості води* : [монографія] / І. В. Корінько, В. Я. Кобилянський, Ю. О. ПАНАСЕНКО ; Харк. нац. акад. міськ. госп-ва. – Х. : ХНАМГ, 2013. – 288 с.
- [6] *Оцінка екологічного стану поверхневих водних об'єктів басейну Сіверського Дінця*, редакція «ЕПК», 2015. 62 с.
- [7] ПЕТРОСОВ В. А. *Устойчивость водоснабжения* / В. А. Петросов – Х.: Фактор, 2007 – 360 с.
- [8] Пояснювальна записка до виконання проекту «Спрощений гідравлічний розрахунок системи водопостачання м. Харків», ТОВ «НВП Енергтех»б 2012. 72 с.
- [9] СНиП 2.04.02-84 (с изм. 1 1986, попр. 2000) *Водоснабжение. Наружные сети и сооружения*.

CHOSEN WATER SUPPLY PROBLEMS IN KHARKOV CITY (UKRAINE)

Kharkiv is the largest city in eastern Ukraine. The water supply system of the city is based on surface water sources midwives at a considerable distance from the city. A large share of the old main pipelines and distribution is associated with a high failure rate and substantial losses of 40% of water supplied to the city. Reduction with the maximum pressure in the water supply network to 45 m does not solve the problem

of failure and loss of water because of the specific structure of water distribution subsystem. The complex system of the city's water supply is equipped with a large number of pump units, valves, hydrants and other devices which require a rapid replacement. In Kharkiv, it is necessary to take immediate modernization, replacement many sections of the water supply network and its devices, as well as build ASSTP and GIS systems to ensure correct functioning of the city's water supply.

Mateusz STACHOWICZ, Kazimierz GRANAT*

MOŻLIWOŚCI WODNEJ AKTYWACJI ODPADOWYCH MAS FORMIERSKICH ZE SPOIWEM NIEORGANICZNYM UTWARDZANYCH MIKROFALAMI

W pracy przedstawiono wyniki badań wstępnych nad możliwością zastosowania innowacyjnego procesu wodnej aktywacji odpadowych mas formierskich ze spoiwem nieorganicznym. W trakcie przerobu odpadowych, utwardzanych w procesie nagrzewania mikrofalowego mas formierskich ze szkłem wodnym, zastosowano zabiegi aktywujące mechanizmy służące rehydratacji zużytego spoiwa. Przeznaczoną do badań masę, sporządzoną z piasku kwarcowego i szkła wodnego sodowego gatunku 145, poddawano następującym etapom przerobu: mieszanie składników, zagęszczanie, nagrzewanie mikrofalowe w celu utwardzenia, studzenie, obciążanie termiczne formy do temperatury 800 °C, studzenie do temperatury otoczenia, wybijanie formy, aktywacja wodna w celu przywrócenia właściwości wiążących masie odpadowej, formowanie próbek i ponowne nagrzewanie mikrofalowe. Następnie zaktywowane, utwardzone masy posłużyły do badań wytrzymałościowych oraz obserwacji mostków wiązań. W trakcie badań zauważono wpływ między innymi: stopnia przegrzania oraz sposobu aktywacji wodnej, w tym buforowania w zamkniętym zbiorniku na możliwość częściowego przywrócenia zdolności wiążących zużytemu spoiwu drogą jego rehydratacji. Odpadowe, w odpowiedni sposób przerobione masy formierskie, pod warunkiem zastosowania fizycznej metody utwardzania stanowią ekologiczną alternatywę dla tradycyjnych technologii mas formierskich i rdzeniowych.

1. WSTĘP

1.1. ODPADOWE MASY FORMIERSKIE

W grupie intensywnie wykorzystywanych surowców naturalnych znajdują się kruszywa stosowane do wytwarzania mas formierskich i rdzeniowych w produkcji odle-

* Wydział Mechaniczny, Katedra Odlewnictwa, Tworzyw Sztucznych i Automatyki, Wybrzeże Wyspiańskiego 27, 50–370 Wrocław, mateusz.stachowicz@pwr.edu.pl.

wów. Ze względu na ogólną, łatwą dostępność i niski koszt zakupu, masowo eksploatowane są złoża piasków kwarcowych powodując nieodwracalne zmiany w środowisku naturalnym. Bardzo aktualnym i ważnym zagadnieniem jest więc ograniczanie eksploatacji naturalnych złóż surowców, z których pozyskuje się cenne dla odlewnictwa świeże piaski formierskie, poprzez powtórne ich wykorzystanie w procesach odlewniczych. Obecnie trwają intensywne prace nad doskonaleniem metod odzysku osnowy (głównie kwarcowej) ze zużytych mas formierskich i rdzeniowych w celu ograniczenia ilości powstających odpadów pochodzenia odlewniczego. Metody te noszą wspólną nazwę: regeneracja, która polega na oddzielaniu, w różnym stopniu przereagowanego chemicznie i termicznie, materiału wiążącego (spoiwa) od ziaren osnowy zużytej masy formierskiej. Obecnie, ze względów ekologicznych, renesans przeżywają technologie mas ze spoiwami nieorganicznymi, do których należą między innymi masy ze szkłem wodnym (uwodnionym krzemianem sodu). Ich doskonalenie umożliwi ograniczenie stosowania szkodliwych dla otoczenia mas ze spoiwami organicznymi [1, 5] oraz mas klasycznych [6].

Mimo małej szkodliwości zużyte masy ze szkłem wodnym również należą do grupy odpadów odlewniczych 10 09 lub 10 10 (według Rozporządzenia Rady Ministrów z dnia 14 października 2008), które bez przeprowadzenia procesu regeneracji, w całości powinny być kierowane na składowiska [1]. Takie postępowanie wpływa na degradację środowiska zapełniając rok do roku wysypiska około 250–350 tys. ton odpadów z mas formierskich [2]. Stan zużytej, wybitej masy ze szkłem wodnym po procesach utwardzania, takich jak: proces CO_2 , czyli przedmuchiwanie dwutlenkiem węgla o regulowanej temperaturze [9] albo utwardzanie za pomocą ciekłych estrów [15] nie pozwala na ponowne jej wykorzystanie bez przeprowadzenia kosztownego procesu regeneracji. Istnieje jednak możliwość ograniczenia tego niekorzystnego zjawiska. Jak wykazały dotychczasowe badania, masy ze szkłem wodnym na osnowie piasku kwarcowego mogą być z powodzeniem aktywowane w celu przywrócenia im właściwości wiążących pod warunkiem zastosowania fizycznych metod ich utwardzania [11, 13, 14]. Do fizycznych metod utwardzania umożliwiających późniejszą, ewentualną regenerację spoiwa w zużytej masie zalicza się: powolne suszenie klasyczne [10] lub znacznie szybsze nagrzewanie za pomocą fal elektromagnetycznych o częstotliwości 2,45 GHz [12].

1.2. REGENERACJA ODPADOWYCH MAS FORMIERSKICH

Obecnie prowadzone są intensywne badania nad określaniem parametrów regeneracji gwarantujących skuteczne oddzielenie błonki utwardzonego i przegrzanego materiału wiążącego, znajdującego się na powierzchni ziaren osnowy [3, 4, 8]. Spośród opracowanych dotychczas metod odzyskiwania osnowy piaskowej mas formierskich najpowszechniej stosuje się regenerację [7]: mechaniczną, pneumatyczną, cieplną (termiczną), moką, kombinowaną. Natomiast, w literaturze trudno znaleźć informacje na temat badań możliwości prowadzenia procesu regeneracji zużytego spoiwa,

w szczególności szkła wodnego, w taki sposób, aby sporządzona z nim masa nosiła cechy masy trwałej [2], a co najmniej wielokrotnego użycia. To nieorganiczne spoiwo, stosowane od wielu dziesięcioleci w przemyśle odlewniczym, charakteryzuje się niską ceną oraz małą szkodliwością dla środowiska naturalnego i człowieka. Dlatego prowadzenie badań nad praktycznymi możliwościami aktywacji [10, 11, 13, 14] w procesie regeneracji zużytego, przereagowanego szkła wodnego, wydaje się być interesującym kierunkiem rozwoju tej technologii mas formierskich i rdzeniowych.

2. METODYKA BADAŃ

2.1. MATERIAŁY

Do sporządzania użytych w badaniach mas formierskich zastosowano wzorcowy piasek kwarcowy średni 1K o frakcji głównej 0,20/0,315/0,16 z kopalni Grudzeń Las oraz niemodyfikowane szkło wodne sodowe gat. 145 wyprodukowane w Zakładach Chemicznych „Rudniki” S.A.. 6 kg masy formierskiej przygotowano we wstępowej mieszarce laboratoryjnej w proporcjach: na 100 cz. wag. masy dozowano 0,5 cz. wag. wody, następnie 1,5 cz. wag. spoiwa. Mieszanie składników trwało 4 minuty. Wprowadzenie, na początku mieszania, wody do suchego piasku kwarcowego ułatwiało równomierne rozprowadzenie niewielkiej ilości dozowanego spoiwa [12]. Następnie, zaformowane masy były poddawane procesowi utwardzania przez 8 minut w komorze pieca mikrofalowego o pojemności 32 litrów i stałej mocy wyjściowej 1 kW. Po procesie utwardzania nie zaobserwowano na powierzchni form wad. W trakcie wszystkich etapów przeprowadzonych badań stosowano zagęszczanie wibracyjne masy na aparacie LUZ-2e.

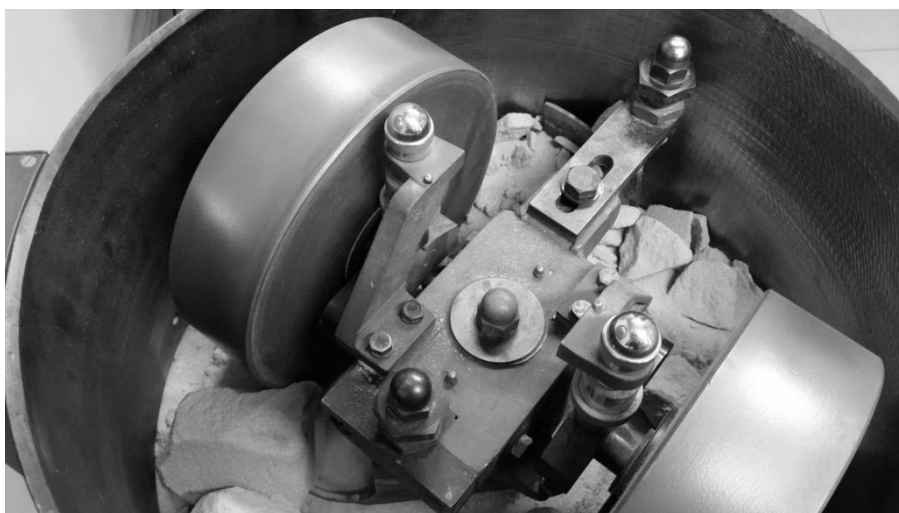
Po zaformowaniu, utwardzeniu mikrofalowym i ostudzeniu, bloki z masy zostały poddane obciążeniu temperaturowemu wynoszącemu $800^{\circ}\text{C} \pm 5^{\circ}\text{C}$. Dzięki odpowiednio dobranej masie przygotowanych form uzyskano w całej ich objętości dwa zakresy nierównomiernego przegrzania: pierwszy (sposoby: X1 i X1-360) od $100^{\circ}\text{C} \pm 50^{\circ}\text{C}$ do $800^{\circ}\text{C} \pm 5^{\circ}\text{C}$ i drugi (sposoby: X i X-360) wynoszący od $350^{\circ}\text{C} \pm 50^{\circ}\text{C}$ do $800^{\circ}\text{C} \pm 5^{\circ}\text{C}$ (tabela 1).

2.2. URZĄDZENIA AKTYWUJĄCE

Po ostudzeniu i rozbiciu form przeprowadzono próby regeneracji spoiwa z wykorzystaniem urządzeń aktywujących, oznaczonych jako: „typ K” i „typ B”. Widok komory urządzenia typu K przedstawiono na rysunku 1.

Tabela 1. Urządzenia i sposoby aktywacji w badaniach procesu rehydratacji spoiw nieorganicznych

Oznaczenie sposobu aktywacji:	Wstępna regeneracja mechaniczna sucha bez odpylania w urządzeniu „typu K” (4 minuty)	Aktywacja wodna w urządzeniu „typu K” (8 minut)	Buforowanie w zamkniętym zbiorniku urządzenia „typu B” (360 minut)
X1	tak	tak	nie
X1-360	tak	tak	tak
X	tak	tak	nie
X-360	tak	tak	tak



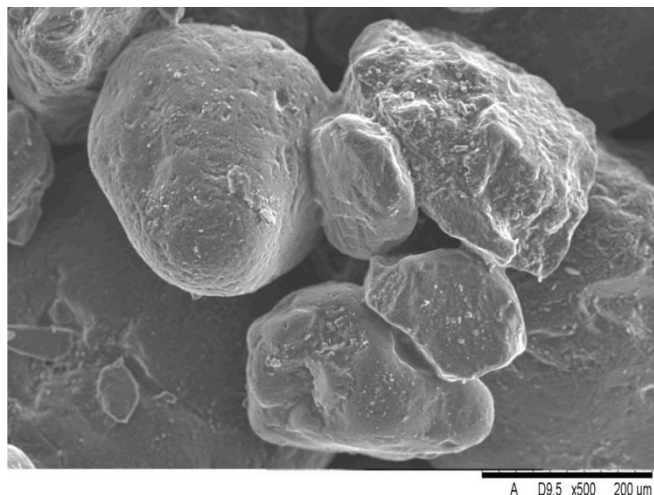
Rys. 1. Widok komory urządzenia aktywującego „typu K” wypełnionej masą odpadową przed procesem regeneracji mechanicznej

Odpadową masę poddano wstępnej regeneracji suchej w komorze urządzenia typu K wyposażonej w elementy: krusząco-rozcierające, których zadaniem było wstępne rozdrobnienie zużytej, wybitej, zbrylonej i ostudzonej do temperatury otoczenia masy. W celu aktywacji powierzchni osnowy kwarcowej zastosowano zabiegi: ocierania i rozcierania błonki szklatego krzemianu sodu, której widok pokazano na rysunku 2.

Następnie, regenerowane mechanicznie w komorze urządzenia typu K masy zwilżano każdorazowo stałą ilością wody i poddawano wodnej aktywacji przez 8 minut mieszania.

W przypadku sposobów X1-360 i X-360, masa z komory urządzenia typu K była poddana kolejnemu zabiegowi polegającemu na czasowej aktywacji (buforowaniu)

w komorze urządzenia typu B (tabela 1). Przyjęto, że czas aktywacji wodnej regenerowanej masy formierskiej będzie wynosił 360 minut od momentu usunięcia jej z komory urządzenia typu K i przekazania do zbiornika urządzenia typu B.



Rys. 2. Widok konglomeratu odpadowej masy formierskiej po procesie wybijania z widocznymi mostkami wiązań między ziarnami osnowy kwarcowej. Łagodny kształt mostków wiązań charakterystyczny dla mas sporządzonych ze świeżych składników (osnowy i spoiwa)

2.3. CEL BADAŃ

W badaniach podjęto próbę wyjaśnienia, czy, odwrotna do zjawiska dehydratacji, mającego miejsce w procesie utwardzania mikrofalowego, rehydratacja będzie miała praktyczne znaczenie dla możliwości aktywacji zużytych, przereagowanych termicznie spoiw nieorganicznych. Założono, że w zależności od rozkładu temperaturowego w formie masa może przejawiać różną zdolność do aktywacji z powodu zróżnicowanego stopnia przereagowania termicznego spoiwa, mimo jego nieorganicznego charakteru. W badaniach założono ponadto, że poprzez dobór odpowiednich urządzeń, i parametrów przerobu zużytej masy, możliwa będzie aktywacja przereagowanego termicznie spoiwa znajdującego się na powierzchni ziaren osnowy kwarcowej. Odpowiednia kolejność, jak i parametry zabiegów regeneracji mechanicznej suchej, jak i mokrej prowadzonej w określonym czasie, powinny zapewnić w możliwie największym stopniu odtworzenie właściwości wiążących spoiwa, poprzez jego rehydratację. Dzięki zaletom metody nagrzewania mikrofalowego możliwe będzie określenie między innymi wpływu: stopnia przegrzania, stosowania mokrej aktywacji oraz buforowania na tworzenie przez regenerowane spoiwa mostków wiążących ziarna osnowy.

Efektom badań może być ograniczenie: bezpośrednio ilości odpadowych mas formierskich oraz pośrednio zapotrzebowania na świeży piasek kwarcowy oraz spoiwo. Ma to szczególne znaczenie w dobie restrykcyjnego prawa chroniącego środowisko życia i pracy ludzi oraz zasoby naturalne Ziemi.

3. WYNIKI BADAŃ

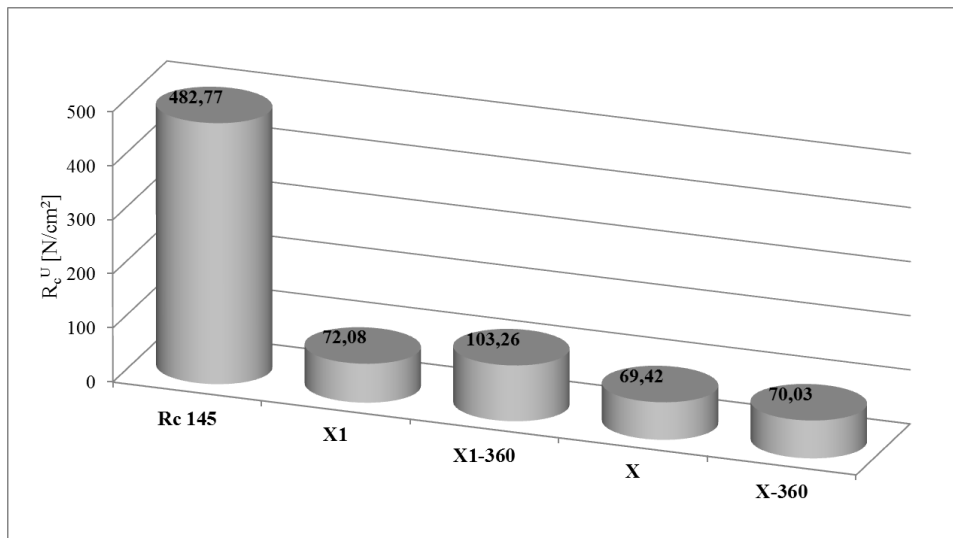
3.1. BADANIA WYTRZYMAŁOŚCI ZAKTYWOWANYCH MAS ODPADOWYCH

Skuteczność proponowanych sposobów aktywacji wodnej mas odpadowych oceniano na podstawie osiąganych przez, nie po powtórnym utwardzeniu mikrofalowym, wartości wytrzymałości: na ściskanie R_c^U oraz zginanie R_g^U . Cylindryczne (pomiar R_c^U) oraz podłużne (pomiar R_g^U) próbki z mas zawierających zregenerowane spoiwo nagrzewano w komorze pieca mikrofalowego o mocy 1 kW przez 4 minuty. Metoda nagrzewania mikrofalowego, ze względu na szybkość procesu suszenia w całej objętości próbki, umożliwia znaczne ograniczenie, w trakcie procesu utwardzania spoiwa, wpływu negatywnych czynników, takich jak: powolny sposób przekazywania ciepła oraz chemiczną reakcję z dwutlenkiem węgla [12].

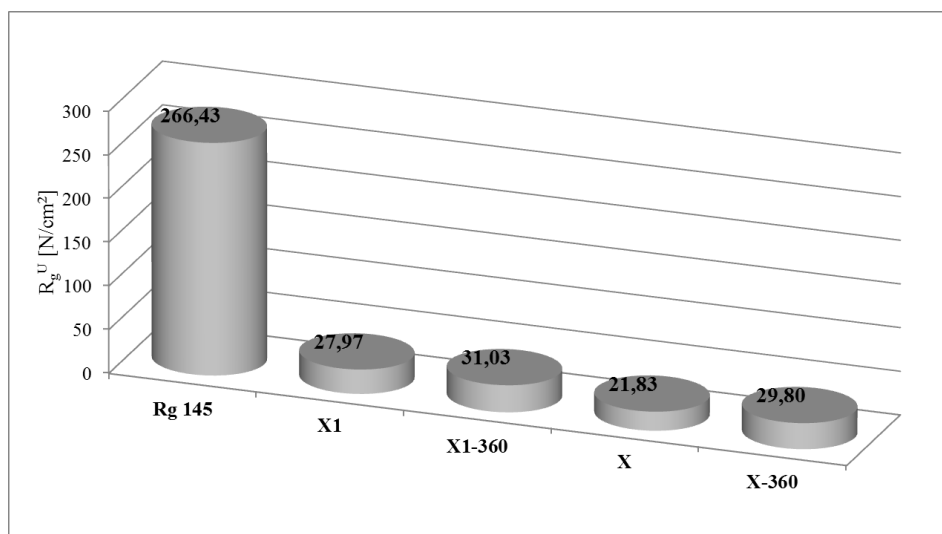
Wyniki badań nad skutecznością stosowanych wodnych sposobów aktywacji przedstawiono na rysunkach 3 i 4. Odnoszono je porównawczo do wytrzymałości R_c^U i R_g^U zmierzonych dla mas sporządzonych tylko ze świeżych składników. Wartości wytrzymałości są wartościami średnimi z trzech oznaczeń dla pomiaru R_g^U oraz z co najmniej pięciu dla pomiaru R_c^U . Badania wytrzymałości przeprowadzono na stanowisku do badań wytrzymałości LRuE-2e.

Zastosowanie szybkiego nagrzewania mikrofalowego umożliwiło uwypuklenie skuteczności zastosowanych sposobów aktywacji wodnej w urządzeniu typu K i B. Spośród czterech zaproponowanych sposobów aktywacji (X1, X1-360, X i X-360) najlepsze rezultaty daje: X1-360, czego potwierdzeniem są wyniki wytrzymałości R_c^U (rys. 3) i R_g^U (rys. 4).

W sposobie tym zastosowano zabiegi regeneracji mechanicznej wodnej oraz buforowanie w komorze urządzenia typu B przez 360 minut. W porównaniu do sposobu X1 wynik aktywacji poprzez dodatkowe buforowanie zmierzony wartością R_c^U był o 30,2% większy. Podobną, korzystną różnicę (10%) w sposobie aktywacji w urządzeniu typu B stwierdzono dla parametru R_g^U . Wyniki te jednoznacznie ukierunkowują dalsze poszukiwania skutecznych metod wodnej regeneracji spoiw nieorganicznych, między innymi: najkorzystniejszych czasów buforowania zwilżonego regeneratu.



Rys. 3. Wytrzymałość na ściskanie utwardzonych mikrofalowo: masy świeżej (Rc 145) i po procesach wodnej aktywacji sposobami: X1, X1-360, X i X-360



Rys. 4. Wytrzymałość na zginanie utwardzonych mikrofalowo: masy świeżej (Rg 145) i po procesach wodnej aktywacji sposobami: X1, X1-360, X i X-360

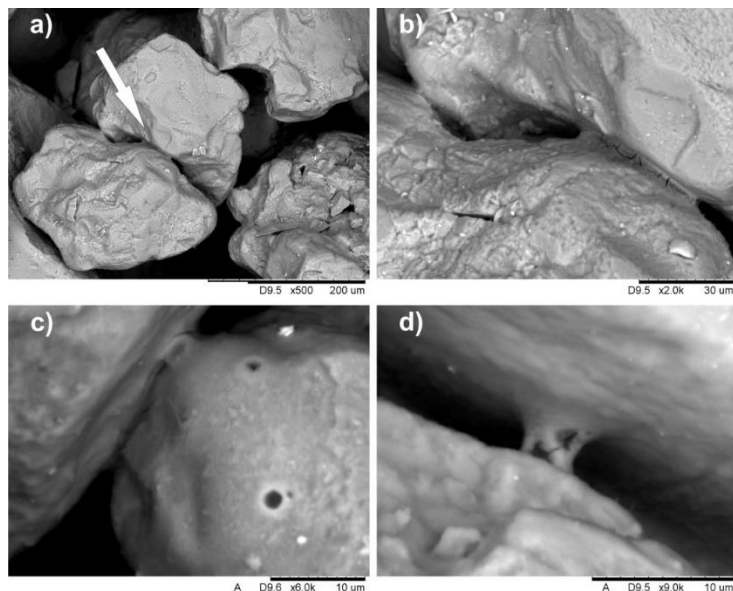
Masy przegrzane od $350^{\circ}\text{C} \pm 50^{\circ}\text{C}$ do $800^{\circ}\text{C} \pm 5^{\circ}\text{C}$, aktywowane w sposobach: X i X-360, cechuje mniejsza wytrzymałość R_c^U i R_g^U niż X1 i X1-360. Porównanie sposobów aktywacji mas o dwóch stopniach przegrzania potwierdzają wcześniejsze obserwacje i wyniki dla mas poddanych suszeniu klasycznemu [10]. W większym stopniu

przegrzane masy (X i X-360) mają mniejszą skłonność do wodnej aktywacji. Należy zatem rozważyć, czy nie należy stosować oddzielania najbardziej przeegrzanych warstw masy podczas procesu wstępnej regeneracji mechanicznej polegającego na wybijaniu zużytej masy.

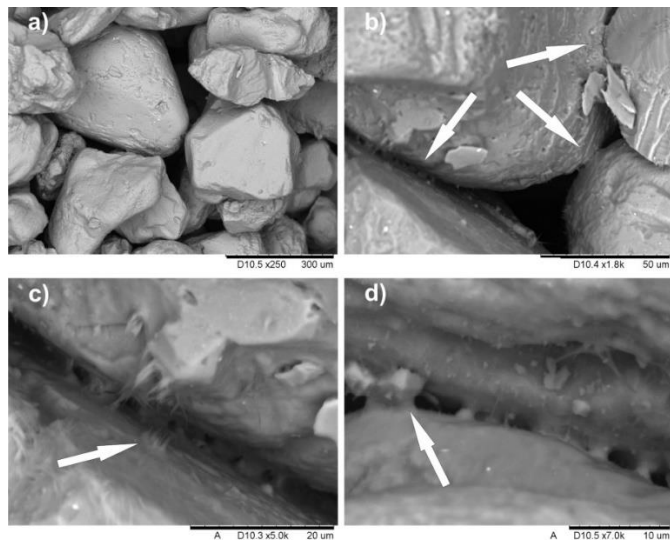
Mimo zastosowania buforowania zwilżonego regeneratu nie osiągnięto wytrzymałości zmierzonych dla mas sporządzonych ze świeżych składników oznaczonych: Rc 145 (rys. 3) i Rg 145 (rys. 4). Określona w trakcie badań wstępnych, na podstawie parametrów wytrzymałościowych, zdolność regenerowanych mas do częściowego przywracania im właściwości wiążących jest solidną podstawą do kontynuowania prac nad dalszym zwiększaniem skuteczności proponowanych metod wodnej aktywacji.

3.2. WYNIKI OBSERWACJI MOSTKÓW WIĄZAŃ AKTYWOWANYCH MAS ODPADOWYCH

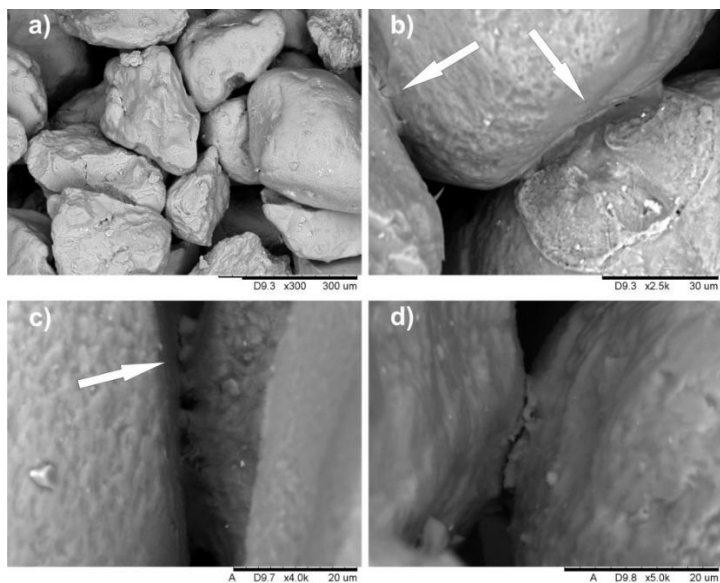
Wyniki badań wytrzymałości skonfrontowano z obserwacjami mikroskopowymi prowadzonymi na aktywowanych i ponownie utwardzanych mikrofalowo masach. Za pomocą mikroskopu skaningowego Hitachi TM3000 prowadzono obserwacje miejsc, w których mogły powstać nowe mostki wiązań z obecnego na powierzchni ziaren osnowy zregenerowanego spoiwa, co przedstawiono na rysunkach: 5–8.



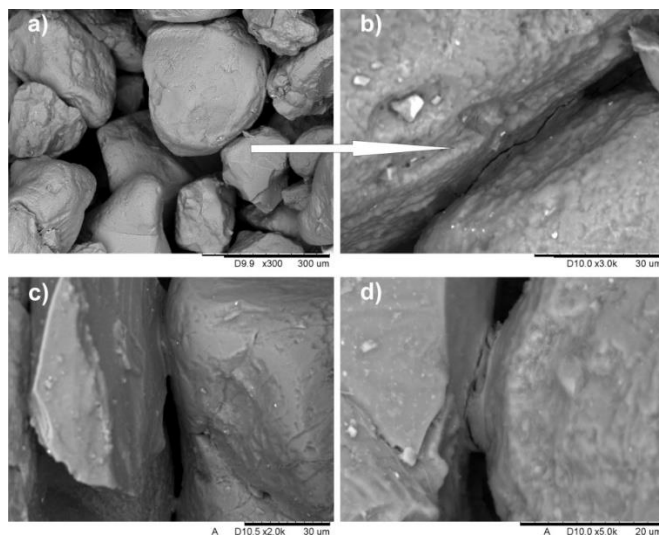
Rys. 5. Widok mostków wiązań powstałych z regenerowanego sposobem X1 spoiwa po procesie nagrzewania mikrofalowego. Widoczne nieciągłości w budowie mostków wiązań b), c), d) oraz liczne, drobne fragmenty masy związane z powierzchnią ziaren osnowy kwarcowej, powstałe po procesie regeneracji mechanicznej



Rys. 6. Widok mostków wiązań powstałych z regenerowanego sposobem X1-360 spoiwa po procesie nagrzewania mikrofalowego. Widoczne na przykładzie b) wielopunktowe nowopowstałe z regenerowanego spoiwa mostki wiązań. Na przykładzie c) w pobliżu mostków widoczne struktury iglaste oraz fragmenty aktywowanego spoiwa d) tworzące podstawy wiązań



Rys. 7. Widok mostków wiązań powstałych z regenerowanego sposobem X spoiwa po procesie nagrzewania mikrofalowego. Widoczny na przykładzie b) mostek wiązania powstały w miejscu destrukcji po procesie regeneracji mechanicznej wstępnej. Przykład c) pokazuje fragmenty mostków z aktywowanego spoiwa biorące udział w tworzeniu wiązania



Rys. 8. Widok mostków wiązań powstałych z regenerowanego sposobem X-360 spoiwa po procesie nagrzewania mikrofalowego. Widoczne liczne nieciągłości w budowie nowopowstałych mostków wiązań ze zregenerowanego częściowo spoiwa

Analizując za pomocą mikroskopii SEM powierzchnię osnowy kwarcowej (rys. 5–8) stwierdzono dużą ilość cząsteczek o wielkości od 5 do 20 μm związanych z podłożem. Stwierdzono również obserwując mostki wiązań, że biorą one udział w tworzeniu się mostków z poddanego zabiegom rehydratacji szkła wodnego. Zastosowane sposoby aktywacji wodnej umożliwiły napływanie aktywowanego spoiwa w miejsca powstawania mostków wiązań. Widoczne jest to w szczególności na rysunku 7b, gdzie w miejscu zniszczonego mostka wiążącego powierzchnie ziaren osnowy powstał nowy.

Przeprowadzone obserwacje były potwierdzeniem dla zmierzonych wcześniej wartości R_c^U i R_g^U . Mostki ze zregenerowanego częściowo spoiwa charakteryzowały się nieregularnym kształtem, innym od zaobserwowanego, charakterystycznego łagodnego połączenia właściwego dla mas sporządzonych tylko ze świeżych składników (rys. 2). W budowie mostków wiązań stwierdzono obecność cząsteczek otoczonych spoiwem z licznymi nieciągłościami. W metodzie X1-360 (rys. 6c i 6d) zaobserwowano na powierzchni, w pobliżu mostka wiążącego, struktury iglaste świadczące o aktywności chemicznej amorficznego szkła wodnego pomimo przeprowadzenia procesu utwardzania mikrofalowego.

4. WNIOSKI

W badaniach nad możliwością regeneracji zużytych spoiw nieorganicznych potwierdzono występowanie zjawiska wtórnej hydratacji (rehydratacji) pod wpływem określonych sposobów aktywacji mokrej utwardzonych nagrzewaniem mikrofalowym mas ze szkłem wodnym. Uzyskane wyniki badań wytrzymałościowych R_c^U i R_g^U po procesach: aktywacji i powtórny utwardzeniu mas znalazły potwierdzenie w obserwacjach mikroskopowych w postaci obecności mostków wiązań ziarna osnowy powstałych ze zregenerowanego spoiwa. Wytworzone po procesie aktywacji powierzchni ziaren osnowy kwarcowej mostki wiązań różniły się od mostków wytworzonych ze świeżego spoiwa. Nieregularny kształt, mniejsza powierzchnia ich podstaw wskazują przyczynę występowania ok. 5–7 razy mniejszej wytrzymałości na ściskanie, a także ok. 9–12 krotnie mniejszej wytrzymałości na zginanie. Nie ulega natomiast wątpliwości, że powtórnie utwardzone mikrofalowo regenerowane masy ponownie nabierają zdolności do wiązania osnowy kwarcowej bez konieczności stosowania świeżych składników, w tym szkła wodnego sodowego.

W badaniach wskazano możliwe dwa sposoby aktywacji powierzchni ziaren osnowy w urządzeniu „typu K” i „typu B”. Stwierdzono na ich podstawie wpływ sposobów wodnej aktywacji, w których stosowano buforowanie w celu zwiększenia właściwości wytrzymałościowych mas. Ponadto, w trakcie badań stwierdzono wpływ stopnia przegrzania masy na skuteczność sposobów wodnej aktywacji. Odpadowe masy przegrzane od $350^\circ\text{C} \pm 50^\circ\text{C}$ do $800^\circ\text{C} \pm 5^\circ\text{C}$ charakteryzowały się mniejszą zdolnością do regeneracji (rehydratacji) spoiwa niż te, w których osiągnięto przegrzanie w temperaturze od $100^\circ\text{C} \pm 50^\circ\text{C}$ do $800^\circ\text{C} \pm 5^\circ\text{C}$. Na skuteczność prowadzonych zabiegów aktywacji ma więc wpływ stopień przereagowania termicznego (destrukcja) spoiwa znajdującego się na powierzchni ziaren osnowy.

Wykonane badania stanowią podstawę do kontynuacji poszukiwań metody dającej możliwość prowadzenia cyklicznej aktywacji zużytych mas formierskich utwardzanych mikrofalowo, tak aby pełniły one rolę trwałych i ekologicznych mas ograniczających powstawanie odpadów odlewniczych.

Projekt współfinansowany przez Unię Europejską w ramach Europejskiego Funduszu Społecznego.

LITERATURA

- [1] DAŃKO J., HOLTZER M., *Metody ograniczenia odpadów z procesów odlewniczych oraz sposoby ich zagospodarowania*, Wydawnictwo Naukowe Akapit, Kraków 2010, 23–33.
- [2] DAŃKO J., DAŃKO R., ŁUCARZ M., *Procesy i urządzenia do regeneracji osnowy zużytych mas formierskich*, Wydawnictwo Naukowe Akapit, Kraków 2007, 13–17.

- [3] DAŃKO J., KAMIŃSKA J., SKRZYŃSKI M., *Reclamation of spent moulding sands with inorganic binders in the vibratory reclaimer Regmas*, Archives of Metallurgy and Materials, 2013, Vol. 58, No. 3, 993–996.
- [4] DAŃKO R., *Praca destrukcji wiązań międzyziarnowych w procesie regeneracji mechanicznej zużytych mas formierskich*, Archiwum Technologii Maszyn i Automatykacji, 2009, Vol. 29, No. 3, 23–32.
- [5] HOLTZER M., BOBROWSKI A., DAŃKO R., KMITA A., ŻYMKOWSKA-KUMON S., KUBECKI M., GÓRNY M., *Emission of polycyclic aromatic hydrocarbons (pahs) and benzene, toluene, ethylbenzene and xylene (btex) from the furan moulding sands with addition of the reclaim*, Metalurgija, 2014, Vol. 53, No. 4, 451–454.
- [6] HOLTZER M., GRABOWSKA B., ŻYMKOWSKA-KUMON S., KWAŚNIEWSKA-KRÓLIKOWSKA D., DAŃKO R., SOLARSKI W., BOBROWSKI A., *Harmfulness of moulding sands with bentonite and lustrous carbon carriers*, Metalurgija, 2012, Vol. 51, No. 4, 437–440.
- [7] LEWANDOWSKI J. L., *Materiały na formy odlewnicze*, Wydawnictwo Naukowe Akapit, Kraków 1997.
- [8] ŁUCARZ M., *Badanie wpływu intensywności zabiegów regeneracji mechanicznej na stan osnowy kwarcowej*, XI Konferencja Odlewnicza Technical, Nowa Sól 12–13.05.2008.
- [9] SAMSONOWICZ Z., *Racjonalne utwardzanie mas ze szkłem wodnym przedmuchiwanym dwutlenkiem węgla*, Przegląd Odlewnictwa, 1974, Vol. 24, No. 10, 309–311.
- [10] STACHOWICZ M., *Effect of overheating degree on activation efficiency of water-glass containing sandmix hardened by traditional drying*, Archives of Foundry Engineering, 2015, Vol. 15, Spec. No. 2, 77–82.
- [11] STACHOWICZ M., GRANAT K., *Influence of melt temperature on strength parameters of cyclically activated used-up sandmixes containing water-glass, hardened with microwaves*, Archives Of Civil And Mechanical Engineering, 2015, Vol. 15, No. 4, 831–835.
- [12] STACHOWICZ M., GRANAT K., PAŁYGA Ł., *Effect of Sand Wetting on Physically Hardened Moulding Sands Containing a Selected Inorganic Binder. Part 2*, Archives of Foundry Engineering, 2016, Vol. 16, No. 1, 79–84.
- [13] STACHOWICZ M., GRANAT K., *Possibilities of reclamation microwave-hardened molding sands with water glass*, Archives of Metallurgy and Materials, 2014, Vol. 59, No. 2, 757–760.
- [14] TACHOWICZ M., GRANAT K., *Research on reclamation and activation of moulding sands containing water-glass hardened with microwaves*, Archives of Foundry Engineering, 2014, Vol. 14, No. 2, 105–110.
- [15] ZYCH J., *Optymalizacja technologii formy opartej na masach ze szkłem wodnym utwardzanym estrami*, Przegląd Odlewnictwa, 2005, Vol. 12.

POSSIBILITIES OF WET ACTIVATION OF WASTE MOULDING SANDS WITH INORGANIC BINDER CURED BY THE MICROWAVES

The paper presents results of a preliminary research on possibility of using an innovative process of wet activating waste moulding sands containing inorganic binder. During the processing techniques of waste moulding sands with water-glass cured by microwaves were used treatments to activate mechanisms for rehydration of waste binder. The moulding sand to be examined, prepared of high-silica sand and the selected water-glass grade 145, was subjected to the: mixing the components, compacting, curing by microwaves, thermal loading of the mould up to 800°C, cooling-down to ambient temperature, knocking-out, wet activation to restore bonding properties to the binder, moulding the samples and microwave re-curing. Activated, cured by microwaves sandmixes were used for the strength tests and observation of binding

bridges. It was found, among others the influence of: overheating degree and wet activation technique, including buffering in a closed tank on partial restore of binding abilities to the waste binder by its rehydration. Waste, appropriately processed moulding sands, including the application of physical method of curing are ecological alternative to traditional technologies of moulding and core sands.

Sylwia SZCZEŚNIAK, Aleksandra SIEROTA*

NATĘŻENIE PROMIENIOWANIA SŁONECZNEGO W OBLICZENIACH BILANSU CIEPŁA DLA POMIESZCZEŃ

W artykule przedstawiono dwie znane metody obliczeniowe wykorzystywane do określenia strumienia ciepła, pojawiającego się w pomieszczeniu w wyniku promieniowania słonecznego tj. Metodę opisaną przez Jonesa [1] i metodę opisaną przez Pelecha [2]. Określono różnice, jakie dotyczą przyjmowania wartości natężenia promieniowania słonecznego. Z uwagi na powszechnie pojawiające nieścisłości dotyczące przyjmowania wartości natężenia promieniowania słonecznego w metodzie opisanej przez Pelecha [1] dokonano porównania wyników obliczeń dla natężenia promieniowania słonecznego przyjmowanego z danych meteorologicznych (po zewnętrznej stronie okna) oraz z załączników dołączonych do metodologii. Wyniki obliczeń przedstawiono tabelarycznie i graficznie.

1. WSTĘP

Poprawne określenie wartości obciążenia cieplnego pomieszczenia, ściśle związane jest z określeniem wydajności układu klimatyzacyjnego oraz prawidłowego doboru urządzeń wchodzących w jego skład. Jednym z podstawowych parametrów systemów wentylacyjnych i klimatyzacyjnych jest strumień powietrza wentylującego, który dla pomieszczeń o dominujących zyskach ciepła jawnego zależy od:

- ✓ maksymalnej wartości bilansu ciepła,
- ✓ przyrostu temperatury powietrza pomiędzy powietrzem wywiewanym i nawiewanym.

Poprawne wyznaczenie maksymalnej wartości bilansu ciepła dla pomieszczeń nie jest łatwe. Znanych jest kilka metod obliczeniowych, które z większym lub mniejszym przybliżeniem pozwalają na określenie jego wartości. Problem polega na złożoności

* Politechnika Wrocławska, Wydział Inżynierii Środowiska, ul. K. Norwida 4/6, 50-373 Wrocław, aleksandra.sierota@pwr.edu.pl.

obliczeń oraz konieczności uwzględnienia wielu zmiennych, związanych np.: ze sposobem użytkowania pomieszczeń, a także chwilowych, lokalnych warunków atmosferycznych.

Podstawowymi składnikami bilansu ciepła jawnego są:

- zyski i straty ciepła przez przegrody przezroczyste;
- zyski i straty ciepła przez przegrody nieprzezroczyste;
- zyski ciepła od oświetlenia elektrycznego;
- zyski ciepła jawnego od technologii;
- zyski ciepła jawnego od ludzi;
- statyczne straty ciepła, które muszą być pokryte przez system wentylacyjny.

Bilans ciepła od nasłonecznienia bardzo często stanowi znaczny procent w wartości sumarycznej. Szczególnie dużą wartość udziału zauważa się w pomieszczeniach, których okna stanowią znaczną część przegród zewnętrznych. Niewłaściwe określenie zysków ciepła od nasłonecznienia może skutkować źle obliczonym strumieniem powietrza wentylującego, który decyduje o rzeczywistym przyroście temperatury powietrza w pomieszczeniu, a w konsekwencji o mocy urządzeń chłodniczych. Skutki błędów obliczeniowych odczuwają zarówno użytkownicy pomieszczeń klimatyzowanych jak i inwestorzy (dotyczy to szczególnie kosztów eksploatacji i konserwacji urządzeń).

Z uwagi na trendy panujące w nowoczesnym budownictwie, prawidłowe określenie wartości zysków ciepła od nasłonecznienia ma szczególne znaczenie. Dotychczasowe wzory obliczeniowe zostały opracowane w latach 50, kiedy elewacje i konstrukcje budynków znacznie różniły się od tych, z którymi mamy do czynienia dziś. Budynki wznoszone w minionych wiekach charakteryzowały się większą akumulacyjnością cieplną oraz znacznie mniejszym stopniem przeszklenia. Zmieniła się także konstrukcja samych okien, ich stopień przewodzenia ciepła, czy sposób zabudowy. Zaczęto powszechnie stosować okna z powłokami selektywnymi bądź absorpcyjnymi, rezygnując tym samym z zewnętrznych osłon przeciwsłonecznych.

Obliczając strumień ciepła od nasłonecznienia, można skorzystać z metod opisanych w literaturze [1, 2, 8], jak również wytycznych znajdujących się normach i rozporządzeniach. W niniejszym artykule przedstawiono porównanie dwóch, z kilku najczęściej stosowanych metod obliczeniowych. Wyniki obliczeń, wykonanych w oparciu o metodę wykorzystywaną w Polsce najpowszechniej, opisaną przez Pełecha w [1], zobrazowano na odpowiednich wykresach.

2. SKŁADOWE PROMIENIOWANIA SŁONECZENGO

Wartość promieniowania słonecznego padającego na powierzchnię Ziemi jest zmienna i zależy od czynników takich jak: odległość Ziemi od Słońca (eliptyczna orbita

Ziemi sprawia, że w styczniu znajduje się ona bliżej Słońca niż w lipcu), orientacja względem stron świata, szerokość geograficzna, kąt nachylenia płaszczyzny, wysokość nad poziomem morza danego obiektu oraz pora dnia (godzina doby).

Część promieniowania słonecznego przenikając przez atmosferę zostaje rozproszona bądź pochłonięta przez cząsteczki powietrza, pary wodnej i pyłu. **Promieniowanie bezpośrednie**, które nie zostało odbite lub pochłonięte przez warstwy atmosfery, w zależności od położenia Słońca dociera do powierzchni pod określonym kątem. **Promieniowanie rozproszone** nie ma określonego kierunku, dlatego nie powoduje cienia, a jego oddziaływanie jest jednakowe niezależnie od rozpatrywanej powierzchni. Z **promieniowaniem odbitym**, bardzo często pomijalnym, mamy do czynienia, gdy dany budynek otoczony jest przez powierzchnię o dużej refleksyjności (woda, budynek o dużej powierzchni przeszklonej charakteryzującej się wysokim współczynnikiem odbicia).

Promieniowanie całkowite jest sumą wymienionych powyżej składowych promieniowania, jednak oddziałuje ono jedynie na płaszczyzny zwrócone w kierunku słońca. Okna znajdujące się od strony nienasłonecznionej, są częściowo lub całkowicie zacienione i poddane są działaniu wyłącznie promieniowania rozproszonego.

3. OKREŚLENIE WARTOŚCI STRUMIENIA CIEPŁA DLA POMIESZCZENIA POWSTAJĄCEGO W WYNIKU PROMIENIOWANIA SŁONECZNEGO

3.1. WARTOŚCI NATĘŻENIA PROMIENIOWANIA SŁONECZNEGO

W analizie pracy obiektu oraz podczas sporządzania bilansów ciepła, zwykle posługujemy się lokalnymi danymi klimatycznymi, bazującymi na długoletnich pomiarach. Informacje dotyczące natężenia promieniowania słonecznego podawane są w postaci wartości średnich miesięcznych. Podczas symulacji i obliczeń, mających na celu określenie obciążenia cieplnego pomieszczeń, wykorzystuje się dane charakterystyczne dla godzin doby.

Do czasu wprowadzenia w Polsce obowiązku wykonywania świadectw charakterystyki energetycznej budynku, nie były dostępne dane dotyczące natężenia promieniowania słonecznego dla wszystkich miesięcy (średnie wartości dla wybranych miesięcy podane były w normie PN-76/B-03420), w tym promieniowania słonecznego. Aktualnie są one powszechnie udostępnione.

Zdarza się, że do wyznaczenia maksymalnej wartości obciążenia cieplnego pomieszczenia przyjmowane są do obliczeń wartości promieniowania słonecznego, udostępnione na stronie Ministerstwa Infrastruktury i Budownictwa. Pamiętać jednak należy, że przyjęta metoda obliczeniowa może mieć wpływ na uzyskane wartości ostateczne. Wybór metody ściśle związany jest z koniecznością przyjmowania odpowiednich wartości natężenia promieniowania słonecznego.

W artykule porównano:

- metodologię, wykorzystywaną do obliczeń dla pomieszczeń klimatyzowanych, opisaną przez Jonesa [1],
- metodologię, wykorzystywaną do obliczeń dla pomieszczeń klimatyzowanych i wentylowanych z możliwością chłodzenia, opartą na niemieckich wytycznych VDI [9] a opisaną w książce Pełecha [2, 3].

Obie metody obliczeniowe bazują na wartości natężenia promieniowania słonecznego i obie uwzględniają promieniowanie całkowite (nasłonecznie) i rozproszone (zacinienie). Istotną różnicą w przyjętych metodach jest jednak miejsce, dla którego określono wartość natężenia promieniowania słonecznego. W metodologii opisanej przez Jonesa [1], rozpatruje się promieniowanie padające na zewnętrzną część okna (od strony powietrza zewnętrznego). Metoda opisana przez Pełecha [2, 3], uwzględnia promieniowanie całkowite i rozproszone, ewentualne odbicie oraz pochłonięcie promieniowania słonecznego przez szybę. W metodzie tej określone są wartości po wewnętrznej stronie okna (w pomieszczeniu). Należy podkreślić, że w przypadku tej metody, ściśle określony jest rodzaj przegrody przezroczystej - okno podwójnie oszklone normalnym szkłem okiennym, dla średnich wskaźników przejrzystości atmosfery, przy nasłonecznieniu trwającym ponad 50% czasu astronomicznego oddziaływania na daną przegrodę. Analityczne porównanie metod obliczeniowych przedstawiono w tabeli 1.

Tabela 1. Zestawienie porównawcze metod obliczeniowych

opis	W. P. Jones [1]	VDI 2078, Pełech [2]
zyski ciepła w wyniku promieniowania	$Q_R = I_{b,a} \times A_s \times g_b + I_{r,a} \times A \times g_r$	$Q^1_R = [A_s \times I_{c \max} + (A - A_s) \times I_{r \max}] \times b \times s$ $Q^2_R = [A_s \times I_c + (A - A_s) \times I_r] \times b$
zyski ciepła w wyniku przenikania	$Q_P = A_s \times \alpha_w \times (t_{sz} - t_p) + (A - A_s) \times U_{sz} \times (t_z - t_p)$	$Q_P = A_0 \times U_o \times (t_z - t_p)$
zyski ciepła przez przegrody przezroczyste	$Q_{PP} = Q_R + Q_P$	$Q_{PP} = Q_R + Q_P$

opis	W. P. Jones [1]	VDI 2078, Pelech [2]
oznaczenia we wzorach	<p>$I_{b,a}$ - Składowa natężenia promieniowania bezpośredniego słonecznego na powierzchnię pionową, W/m^2;</p> <p>A_s - Nasłoneczniona powierzchnia szyby, m^2;</p> <p>A - Całkowita powierzchnia szyby, m^2;</p> <p>g_b - Współczynnik przepuszczalności promieniowania bezpośredniego,</p> <p>g_r - Współczynnik przepuszczalności promieniowania rozproszonego;</p> <p>$I_{r,a}$ - Natężenie promieniowania rozproszonego słonecznego na powierzchnię pionową, W/m^2;</p> <p>α_w - współczynnik przejmowania ciepła wewnętrznej powierzchni szyby, W/m^2K;</p> <p>α_z - współczynnik przejmowania ciepła zewnętrznej powierzchni szyby, W/m^2K;</p> <p>t_{sz} - temperatura szyby w oknie, $^{\circ}C$;</p> <p>t_p - temperatura powietrza wewnątrz pomieszczenia, $^{\circ}C$;</p> <p>t_z - temperatura powietrza zewnętrznego, $^{\circ}C$;</p> <p>U_{sz} - współczynnik przenikania ciepła dla szyby w oknie, W/m^2K.</p>	<p>I_{cmax} - Maksymalne natężenie promieniowania słonecznego całkowitego w miesiącu obliczeniowym dla danego kierunku ekspozycji okna, przenikającego przez nasłonecznioną część ściany, W/m^2;</p> <p>I_c - Chwilowe natężenie promieniowania słonecznego całkowitego w miesiącu obliczeniowym dla danego kierunku ekspozycji okna, przenikającego przez nasłonecznioną część ściany, W/m^2;</p> <p>A_s - Nasłoneczniona powierzchnia szyby, m^2;</p> <p>A - Całkowita powierzchnia szyby, m^2;</p> <p>I_{rmax} - Maksymalne natężenie promieniowania słonecznego rozproszonego w miesiącu obliczeniowym dla danego kierunku ekspozycji okna, przenikającego przez niasłonecznioną część ściany, W/m^2;</p> <p>I_r - Chwilowe natężenie promieniowania słonecznego rozproszonego w miesiącu obliczeniowym dla danego kierunku ekspozycji okna, przenikającego przez niasłonecznioną część ściany, W/m^2;</p> <p>b - współczynnik przepuszczalności promieniowania słonecznego przez okno - uwzględnia gatunek szkła, liczbę szyb oraz zastosowanie osłon przeciwsłonecznych;</p> <p>s - współczynnik akumulacji ciepła w przegrodach otaczających pomieszczenie;</p> <p>A_0 - powierzchnia całego okna, m^2;</p> <p>U_o - współczynnik przenikania ciepła dla okna, W/m^2K;</p> <p>t_p - temperatura powietrza wewnątrz pomieszczenia, $^{\circ}C$;</p> <p>t_z - temperatura powietrza zewnętrznego, $^{\circ}C$.</p>
natężenie promieniowania całkowitego	W przypadku wykorzystania tej metodologii obliczeń, nie jest ono uwzględniane.	Maksymalna wartość, odczytana wprost z tabeli, w danym miesiącu obliczeniowym, dla danego kierunku ekspozycji okna. Promieniowanie całkowite oddziałuje jedynie na nasłonecznioną powierzchnię szyby.

opis	W. P. Jones [1]	VDI 2078, Pelech [2]
natężenie promieniowania bezpośredniego	<p>W tabelach dla typowego roku meteorologicznego dostępna jest wartość tego promieniowania, odniesiona do powierzchni poziomej. Należy wyliczyć składową promieniowania bezpośredniego, prostopadłą do płaszczyzny pionowej (ściany budynku), można to zrobić wykorzystując zależność:</p> $I_{b,a} = I_b \times \cos \alpha \times \cos n$ <p>α - wysokość wzniesienia słońca, n - azymut słoneczny ściany.</p> <p>Promieniowanie bezpośrednie oddziałuje jedynie na nasłonecznioną powierzchnię szyby.</p>	<p>Brak danych odnośnie tego rodzaju promieniowania. W przypadku wykorzystania tej metodologii obliczeń, nie jest ono uwzględniane.</p>
natężenie promieniowania rozproszonego	<p>Wartość odpowiadająca natężeniu promieniowania całkowitego na powierzchnię pionową o orientacji północnej. Promieniowanie rozproszone oddziałuje na całkowitą powierzchnię szyby.</p>	<p>Maksymalna wartość, odczytana wprost z tabeli, w danym miesiącu obliczeniowym, dla danego kierunku ekspozycji okna. Promieniowanie rozproszone oddziałuje na nienasłonecznioną powierzchnię szyby.</p>
uwzględnienie powierzchni szyb	<p>Promieniowanie bezpośrednie oddziałuje jedynie na nasłonecznioną część szyby, a promieniowania rozproszone na całkowitą.</p>	<p>Promieniowanie całkowite oddziałuje na nasłonecznioną część szyby, promieniowanie rozproszone na powierzchnię nienasłonecznioną.</p>
zacienienie od występow okiennych	<p>W obu przypadkach tak samo.</p>	
współczynnik przepuszczalności	<p>Zaleca się by wartość współczynników przepuszczalności odczytywać bezpośrednio z katalogów producentów systemów okiennych. W przypadku braku danych, można posłużyć się wartościami tabelarycznymi, odniesionymi do kąta padania promieniowania oraz typu zastosowanego oszklenia i osłon przeciwsłonecznych.</p>	<p>Brak rozróżnienia współczynnika przepuszczalności w zależności od rodzaju promieniowania. Możliwość uwzględnienia kombinacji różnych elementów przeciwsłonecznych poprzez przemnożenie odpowiadających im współczynników.</p>
	<p>Rozróżnienie współczynników przepuszczalności w zależności od rodzaju promieniowania. Wartość współczynnika przepuszczalności, dla promieniowania rozproszonego, przyjmuje się jako stałą wartość (w zależności od źródła 0,75-0,79). W metodyce brak danych odnośnie ograniczenia promieniowania przez osłony przeciwsłoneczne.</p>	

opis	W. P. Jones [1]	VDI 2078, Pelech [2]
uwzględnienie akumulacji	brak	Współczynnik akumulacji "s" odniesiony do maksymalnej wartości natężenia promieniowania przenikającego do pomieszczenia podczas doby. Uwzględnia nie tylko rodzaj konstrukcji budynku i jego akumulacyjność ale również orientację ściany a także rodzaj zastosowanych osłon przeciwslonecznych. Wartości współczynnika zmieniają się w funkcji czasu - wpływa na przebieg zmienności zysków ciepła od promieniowania słonecznego w ciągu doby. Bez rozróżnienia rodzaju promienia.
uwzględnienie promieniowania ziemi (odbitego od terenu otaczającego)	Współczynnik odbicia (refleksyjność) ziemi zależy od rodzaju powierzchni, wysokości wzniesienia słońca.	Wprowadzenie rozróżnienia wartości natężenia promieniowania całkowitego i rozproszonego w zależności od rodzaju obszaru (obszary pozamiejskie oraz miejskie i przemysłowe). Brak możliwości przyjęcia dokładnej wartości (przykładowo dla domu położonego nad jeziorem).
zyski wynikające z różnicy temperatur	Uwzględnienie wzrostu temperatury powierzchni szyby o dużych zdolnościach absorpcyjnych ciepła. Uwzględnienie przenikania ciepła tylko dla powierzchni szyby.	Przenikanie ciepła uwzględnione dla całej powierzchni okna wraz z ramą okienną, współczynnik przenikania przyjęty dla całego okna

¹ – dla wentylacji z chłodzeniem i klimatyzacji,

² – dla wentylacji bez chłodzenia.

Z uwagi na powyższe na potrzeby artykułu wykonano obliczenia dla określenia ciepła, które pojawia się w pomieszczeniu w wyniku promieniowania słonecznego. Obliczenia wykonano dla trzech dni w roku (21 czerwiec, 23 lipiec oraz 22 wrzesień) traktując te dni, zgodnie z normą VDI2078, jako reprezentatywne.

4. WYNIKI ANALIZY

Obliczenia strumienia ciepła od promieniowania słonecznego przeprowadzono metodą tabelaryczną, wykonano je dla metody opisanej przez Pelecha podstawiając wartości natężenia promieniowania słonecznego uzyskane z danych meteorologicznych, dostępnych na stronie Ministerstwa Infrastruktury i Budownictwa oraz odczytane z załączników dołączonych do metodologii.

4.1. PRZYJĘTE ZAŁOŻENIA OBLICZENIOWE

Budynek zlokalizowany jest we Wrocławiu (szerokość geograficzna $51^{\circ}06'00''N$ długość geograficzna $17^{\circ}01'59''E$, wysokość nad poziomem morza 124,00 m). Zdolność do akumulowania ciepła budynku (przyjęta według [9]), określona jako średnia (typ III), względna masa budowli $m = 500 \text{ kg/m}^2$. Okno o wymiarach 3,2 x 3,2 m, w ścianie zewnętrznej pomieszczenia, zorientowanej w kierunku południowo-zachodnim. Rama okna o szerokości 0,1 m. Szklone szkłem zwykłym, podwójnym, powierzchnia szyby $9,0 \text{ m}^2$. Okno zlicowane z elewacją - brak węgarów. Brak osłon przeciwsłonecznych. Współczynnik przenikania ciepła dla okna $U_o=1,7 \text{ W/(m}^2\text{K)}$, dla szyby $U_{sz}=5,7 \text{ W/(m}^2\text{K)}$, współczynnik przejmowania ciepła wewnętrznej powierzchni szyby $\alpha_w=7,9 \text{ W/(m}^2\text{K)}$, współczynnik przejmowania ciepła zewnętrznej powierzchni szyby $\alpha_z=22,7 \text{ W/(m}^2\text{K)}$. Godziny pracy obiektu 7:00–20:00. Dopuszczalny zakres temperatury powietrza w pomieszczeniu $20\text{--}25^{\circ}\text{C}$.

4.2. BILANS CIEPŁA OD PROMIENIOWANIA SŁONECZNEGO
DLA WYBRANYCH DNI W ROKU

W tabelach 2, 3 i 4 zestawiono godzinowy przebieg bilansu ciepła od promieniowania słonecznego odpowiednio dla 21 czerwca, 23 lipca i 22 września. W obliczeniach uwzględniono zarówno promieniowanie jak i przenikanie ciepła przez okno. Zastosowana skala szarości ma na celu wyróżnienie godzin, w których występują maksymalne zyski ciepła.

Tabela 2. Godzinowy przebieg wartości strumienia ciepła od promieniowania słonecznego oraz natężenia promieniowania słonecznego dla 21 czerwca

czas	jedn.	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
t_z	$^{\circ}\text{C}$	19,1	20,9	22,8	24,7	26,2	27,8	28,0	28,4	28,5	28,2	27,6	26,5	25,4	24,
t_p	$^{\circ}\text{C}$	20,0	20,5	21,4	22,4	23,1	23,9	24,0	24,2	24,3	24,1	23,8	23,3	22,7	22,
Q^1_p	W	494	566	632	686	841	121	169	207	229	228	202	164	119	885
Q^2_p	W	522	657	782	935	121	209	304	364	372	349	246	139	475	22
Q^3_p	W	226	298	334	345	361	164	149	129	106	814	555	268	16	4
Natężenie promieniowania															
I^1_c	W/m	408	408	408	408	408	408	408	408	408	408	408	408	408	408
I^2_c	W/m	58	73	86	101	131	228	333	399	408	383	269	152	51	2
I^3_c	W/m	252	332	371	381	398	178	161	138	113	85	57	27	0	0
I^1_r	W/m	149	149	149	149	149	149	149	149	149	149	149	149	149	149
I^2_r	W/m	58	73	86	101	115	130	142	149	146	135	111	77	36	2
I^3_r	W/m	196	332	371	372	379	177	159	137	111	84	57	27	0	0
s		0,15	0,16	0,17	0,18	0,22	0,32	0,45	0,55	0,61	0,61	0,54	0,44	0,32	0,2

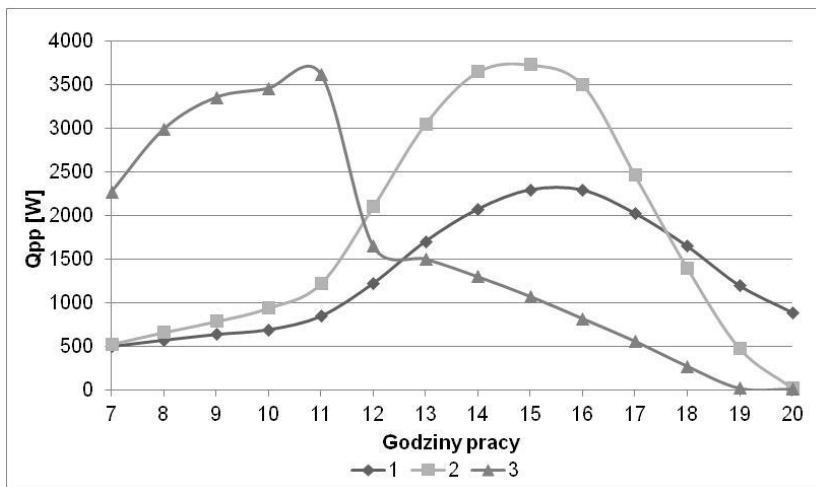
W tabelach 2, 3 i 4 przedstawiono także, wartości nateżenia promieniowania słonecznego całkowitego oraz rozproszonego przyjęte do obliczeń. Pozwala to na określenie wpływu tego promieniowania na ostateczną wielkość bilansu ciepła.

Tabela 3. Godzinowy przebieg wartości strumienia ciepła od promieniowania słonecznego oraz nateżenia promieniowania słonecznego dla 23 lipca

czas	jedn.	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
t_z	°C	20,4	22,6	24,6	26,1	27,4	28,4	29,3	29,8	30,0	29,9	29,5	28,5	27,0	25,
t_p	°C	20,2	21,3	22,3	23,1	23,7	24,2	24,7	24,9	25,0	25,0	24,8	24,3	23,5	22,
Q^1_p	W	479	552	620	676	837	130	180	219	238	234	210	163	116	883
Q^2_p	W	495	630	764	917	129	227	325	383	387	340	247	131	358	4
Q^3_p	W	208	255	294	368	399	440	452	446	413	398	295	907	16	4
Nateżenie promieniowania															
I^1_c	W/m	425	425	425	425	425	425	425	425	425	425	425	425	425	425
I^2_c	W/m	55	70	84	99	140	248	356	420	425	373	271	143	38	0
I^3_c	W/m	232	284	327	406	441	485	497	490	453	437	324	98	0	0
I^1_r	W/m	151	151	151	151	151	151	151	151	151	151	151	151	151	151
I^2_r	W/m	55	70	84	99	115	131	144	151	148	136	110	72	27	0
I^3_r	W/m	232	284	327	381	389	365	328	276	218	158	200	98	0	0
s		0,14	0,15	0,16	0,17	0,21	0,33	0,46	0,56	0,61	0,60	0,54	0,42	0,30	0,2

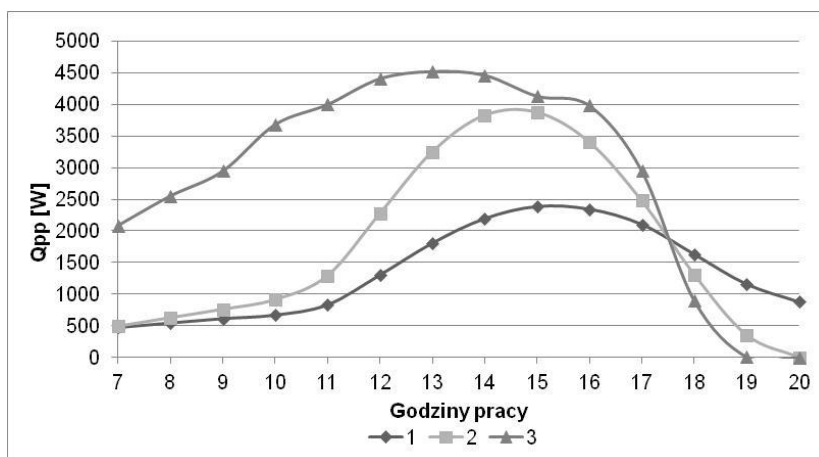
Tabela 4. Godzinowy przebieg wartości strumienia ciepła od promieniowania słonecznego oraz nateżenia promieniowania słonecznego dla 22 września

czas	jedn.	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
t_z	°C	16,8	18,8	21,0	23,0	24,0	25,0	25,5	25,9	26,0	25,6	24,5	23,3	21,9	20,5
t_p	°C	20,0	20,0	20,5	21,5	22,0	22,5	22,8	23,0	23,0	22,8	22,3	21,7	21,0	20,3
Q^1_{pp}	W	344	423	541	648	1056	1688	2225	2585	2675	2493	1906	1183	994	848
Q^2_{pp}	W	252	432	611	899	1888	3175	4115	4497	4192	3171	1542	127	16	4
Q^3_{pp}	W	1124	1611	2069	2424	2585	2481	2166	1705	1182	508	39	28	16	4
Nateżenie promieniowania															
I^1_c	W/m ²	494	494	494	494	494	494	494	494	494	494	494	494	494	494
I^2_c	W/m ²	28	48	67	97	206	348	452	494	460	347	167	11	0	0
I^3_c	W/m ²	125	179	229	267	284	271	236	184	126	51	0	0	0	0
I^1_r	W/m ²	148	148	148	148	148	148	148	148	148	148	148	148	148	148
I^2_r	W/m ²	28	48	67	87	108	128	142	148	140	114	65	3	0	0
I^3_r	W/m ²	125	179	225	254	263	247	212	164	108	51	0	0	0	0
s		0,09	0,10	0,12	0,14	0,23	0,37	0,49	0,57	0,59	0,55	0,42	0,26	0,22	0,19



Rys. 1. Godzinowy bilans ciepła od nasłonecznienia określony dla pomieszczenia dla 21 czerwca; oznaczenia:

- 1 – Q_{pp} obliczone dla wentylacji z chłodzeniem. Natężenie promieniowania słonecznego z metodologii.
- 2 - Q_{pp} obliczone dla wentylacji bez chłodzenia. Natężenie promieniowania słonecznego z metodologii.
- 3 - Q_{pp} obliczone dla wentylacji bez chłodzenia. Natężenie promieniowania słonecznego z danych meteorologicznych



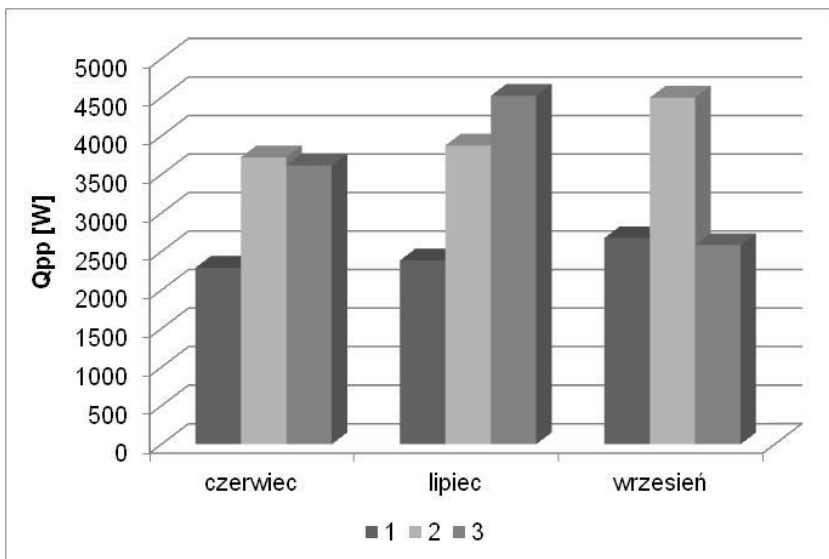
Rys. 2. Godzinowy bilans ciepła od nasłonecznienia określony dla pomieszczenia dla 23 lipca; oznaczenia:

- 1 – Q_{pp} obliczone dla wentylacji z chłodzeniem. Natężenie promieniowania słonecznego z metodologii.
- 2 - Q_{pp} obliczone dla wentylacji bez chłodzenia. Natężenie promieniowania słonecznego z metodologii.
- 3 - Q_{pp} obliczone dla wentylacji bez chłodzenia. Natężenie promieniowania słonecznego z danych meteorologicznych



Rys. 3. Godzinowy bilans ciepła od nasłonecznienia określony dla pomieszczenia dla 22 września; oznaczenia:

- 1 – Q_{pp} obliczone dla wentylacji z chłodzeniem. Natężenie promieniowania słonecznego z metodologii.
- 2 - Q_{pp} obliczone dla wentylacji bez chłodzenia. Natężenie promieniowania słonecznego z metodologii.
- 3 - Q_{pp} obliczone dla wentylacji bez chłodzenia. Natężenie promieniowania słonecznego z danych meteorologicznych.



Rys. 4. Porównanie maksymalnych bilansów ciepła

5. PODSUMOWANIE

Przystępując do wykonywania obliczeń dotyczących bilansu ciepła dla pomieszczeń, należy podjąć decyzję dotyczącą wyboru metody obliczeniowej. Dotyczy to przede wszystkim ciepła docierającego do pomieszczenia przez przegrody przezroczyste.

Zamieszczone w artykule wyniki obliczeń wskazują zależność pomiędzy przyjętą metodą obliczeniową oraz przyjmowanymi wartościami natężenia promieniowania słonecznego. Wartość bilansu ciepła w wyniku promieniowania i przenikania dla metody opisanej w Pełechu [1] i wykorzystywanej do obliczeń pomieszczeń klimatyzowanych i chłodzonych jest znacznie mniejszy od wartości otrzymanych dla pomieszczeń, w których powietrze wentylujące nie jest ochładzane w centrali wentylacyjnej. Jest to słuszne z uwagi na konieczność utrzymania mniejszej wartości przyrostu temperatury powietrza w pomieszczeniu. Daje gwarancję skutecznej wentylacji pomieszczeń nie chłodzonych. Z zamieszczonych w artykule wykresów wynika, że dla obliczeń, w których przyjmowane są wartości promieniowania słonecznego z danych dołączonych do metodologii (norma VDI 2078) wyraźnie kształtuje się wzrost wartości Q_{pp} od czerwca do września, co jest oczywiste, ze względu na kąt padania promieni słonecznych i azymut słońca. Wyniki obliczeń potwierdzają słuszność wyboru września, jako dnia reprezentatywnego dla określania obciążenia cieplnego pomieszczenia ze względu na natężenie promieniowania słonecznego. Obliczenia dla lipca wykonuje się celem określenia bilansu ciepła dla maksymalnej temperatury powietrza zewnętrznego, a następnie dla obliczenia wymaganej mocy chłodnicy. Zmienność wartości Q_{pp} zarówno dla systemów z chłodzeniem jak i bez chłodzenia jest wyraźna i logiczna.

Wyniki obliczeń dla systemu wentylacji bez chłodzenia, gdzie jako wartość natężenia promieniowania słonecznego przyjęto wartości z danych meteorologicznych (niezgodnie z metodologią), wskazują inną tendencję. W tym przypadku bilans ciepła wystarczyłoby określić jedynie dla lipca, w którym wartość natężenia promieniowania słonecznego padającego na przegrodę pionową jest największa. Zależność przedstawiona na wykresach kłóci się jednakże z ogólnym pojmowaniem pozycji Ziemi względem Słońca. Przyjmowanie innych, niż podane w metodologii wartości, może prowadzić do dużych błędów skutkujących błędnym określeniem strumienia powietrza wentylującego, a co za tym idzie także mocy wymienników ciepła, w których następuje ochładzanie i ogrzewanie powietrza wentylującego. Udostępnione dane meteorologiczne, które są wykorzystywane nie tylko dla celów wykonywania certyfikatów, wydają się być niedokładne. W czasie pracy nad artykułem zauważono nieprawidłowe przebiegi dla kierunków wschodnich i zachodnich. Zauważyć można to na rysunku 5, gdzie charakter zmian Q_{pp} jest podobny do strony południowo wschodniej, a nie zachodniej. Biorąc pod uwagę, iż w bilansie ciepła dla pomieszczeń pod uwagę bierze się także inne źródła ciepła, w efekcie otrzymuje się niewłaściwe wartości maksymalne i dobowe.

Praca została sfinansowana ze środków na działalność statutową nr S50532 Katedry Klimatyzacji, Ogrzewnictwa, Gazownictwa i Ochrony Powietrza.

LITERATURA

- [1] JONES W.P., *Klimatyzacja*, Wydawnictwo Arkady, Warszawa 2001.
- [2] PELECH A., *Wentylacja i klimatyzacja – podstawy*, Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej, Wrocław 2008.
- [3] PELECH A., SZCZEŚNIAK S., *Wentylacja i klimatyzacja – zadania z rozwiązaniami i komentarzami*, Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej, Wrocław 2012.
- [4] PN-EN ISO 15927-4:2007 Ciepłno-wilgotnościowe właściwości budynków - Obliczanie i prezentacja danych klimatycznych - Część 4: Dane godzinowe do oceny rocznego zużycia energii na potrzebny ogrzewania i chłodzenia.
- [5] PN-EN 832:2001 Właściwości cieplne budynków - Obliczanie zapotrzebowania na energię do ogrzewania - Budynki mieszkalne.
- [6] PN-B-02025 Obliczanie sezonowego zapotrzebowania na ciepło do ogrzewania budynków mieszkalnych i zamieszkania zbiorowego.
- [7] PN-EN ISO 13790:2009 - Energetyczne właściwości użytkowe budynków -- Obliczanie zużycia energii na potrzeby ogrzewania i chłodzenia.
- [8] PRZYDRÓŻNY S., FERENCOWICZ J., *Klimatyzacja*, Wydawnictwo Politechniki Wrocławskiej, Wrocław 1988.
- [9] VDI 2078 Berechnung der Kühllast klimatisierter Räume 1994
- [10] WOJTAS K., *Zyski ciepła przez przegrody przezroczyste (cz.1)*, Rynek Instalacyjny, 2010, No. 3, 33–38.
- [11] WOJTAS K., *Zyski ciepła przez przegrody przezroczyste (cz.2)*, Rynek Instalacyjny, 2010, No. 4, 93–99.
- [12] www.mib.gov.pl/2-Wskazniki_emisji_wartosci_opalowe_paliwa.htm.

THE INFLUENCE OF AUXILIARY AIRFLOW IN LAMINAR FLOW SYSTEM ON AIRFLOW VOLUME

The article presents a comparison between the energy consumption for air purification and transport of two ventilation systems. Both systems supply operating rooms with similar geometry and heating load. In one of the operating rooms, standard full ceiling laminar flow ventilation system was used, while in the second one laminar airflow system with auxiliary airflow. For the rooms in question, heat characteristics charts and i-x Molier diagrams with marked thermodynamic changes of purified air are provided. Moreover, the collective specification of energy demand for air purification and transport is presented.

Mariusz TARNOWSKI*

PROBLEMY EKSPLOATACYJNE KANALIZACJI A MONITORING TV

W referacie przedstawiono obserwacje z monitoringu działania systemu kanalizacyjnego w Białymstoku. Zaprezentowano przykładowe awarie kanałów, zidentyfikowane podczas prowadzenia prac inspekcyjnych przy zastosowaniu kamer TV. Zasygnalizowano też nieprawidłowości występujące na nowo budowanych kanałach, ujawnione dzięki wprowadzeniu monitoringu TV, jako stałego elementu procedury przekazywania nowo wybudowanych kanałów do użytkowania. Duża liczba rodzajów i przyczyn awarii pokazuje, jak ważne jest prowadzenie działań konserwacyjnych przy użyciu kamer telewizyjnych do monitorowania działania sieci kanalizacyjnych. Takie postępowanie umożliwia właściwe reagowanie na nieprawidłowości w odpowiednim czasie, co pozwala zapobiegać wypadkom i zakłóceniom w działaniu systemów kanalizacyjnych.

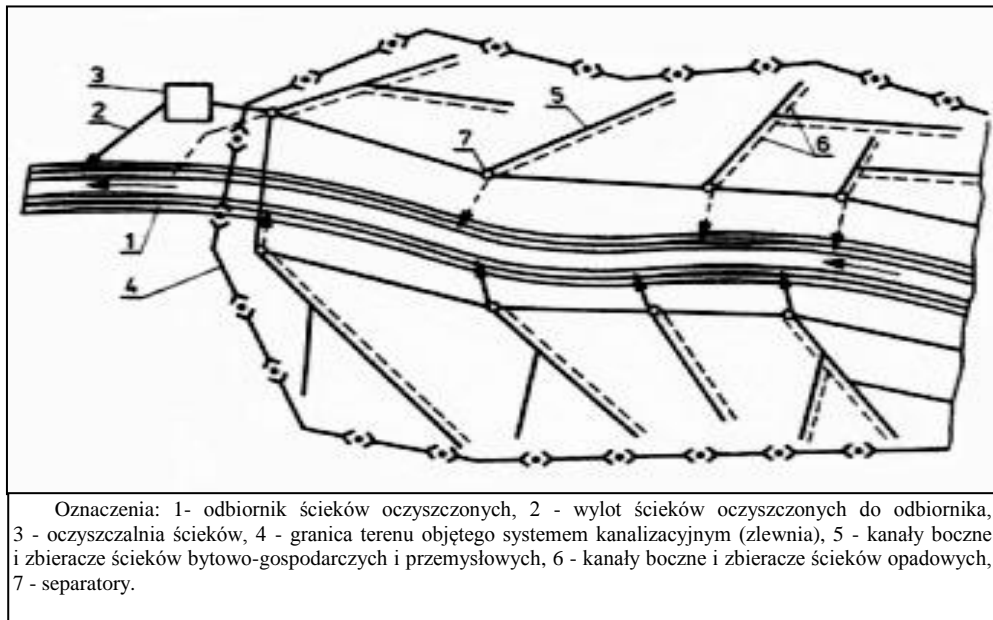
1. UKŁADY SIECI KANALIZACYJNYCH

Kanalizacja jest to system składający się z sieci i obiektów służących do odprowadzania ścieków (tj. wód zużytych i opadowych) [1–4]. W przypadku ścieków bytowo-gospodarczych i przemysłowych (w żargonie „sanitarnych”) taka kanalizacja nazywana jest kanalizacją ściekową, natomiast w przypadku odprowadzania ścieków opadowych (tj. deszczowych i roztopowych) nazywana jest kanalizacją deszczową. W przypadku starszych systemów kanalizacyjnych występuje kanalizacja ogólnospławna do odprowadzania razem ścieków bytowo-gospodarczych i przemysłowych oraz opadowych (komunalnych) [3].

W układach konwencjonalnych (grawitacyjnych) kanalizację można realizować w zależności od rodzaju systemu do odprowadzania ścieków, jako ogólnospławną, rozdzielczą i półrozdzielczą.

* Politechnika Białostocka, Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska, 15-381 Białystok
ul. Wiejska 45A, kamerkawb@wp.pl.

Kanalizacja ogólnospławna jest to rodzaj kanalizacji, do której spływają wszystkie rodzaje ścieków z terenu zlewni ścieków, czyli z obszaru objętego jej zasięgiem. Taka kanalizacja wyposażona jest w przelewy burzowe, odprowadzające w okresie intensywnych opadów mieszaninę ścieków i wód opadowych do odbiornika, na przykład ciek wodnego. Układ kanalizacji ogólnospławnej był głównie stosowny w XIX wieku. Innym rodzajem kanalizacji jest kanalizacja rozdzielcza. Jest to układ, w którym występuje rozdział ścieków bytowo-gospodarczych i przemysłowych od ścieków opadowych. Funkcjonują tutaj dwa niezależne układy sieci do odprowadzania ścieków, tj. kanalizacja ściekowa i kanalizacja deszczowa. Kanalizacja ściekowa przeważnie charakteryzuje się tym, że stanowi jeden złożony układ (dla miejscowości, gminy lub kilku gmin), zakończony oczyszczalnią ścieków. Kanalizacja deszczowa składa się zwykle z kilku do kilkunastu niezależnych układów do odprowadzania ścieków opadowych. Układy te są zakończone separatorami zanieczyszczeń. Wspólną cechą obu rodzajów kanalizacji jest odbiornik, którym może być rzeka, jezioro lub inny ciek wodny. W kanalizacji półrozdzielczej (rys. 1), na kanałach deszczowych występują separatory objętości – do kierowania części strumienia ścieków opadowych do kanałów ściekowych [4]. Dotyczy to tzw. pierwszej fali spływu, zawierającej zanieczyszczenia spłukiwane z powierzchni terenu – kierowane do kanału ściekowego (i do oczyszczalni). Pozostała część ścieków opadowych kierowana jest przez separator do kanału deszczowego (i trafia do odbiornika).



Rys. 1. Schemat ogólny półrozdzielczego systemu kanalizacyjnego

2. AWARIE KANAŁÓW

Awarie sieci i obiektów kanalizacyjnych powodują zaburzenia w prawidłowym działaniu danego systemu [4, 6]. Szybkie przywrócenie poprawnego stanu zależy jest od dokładnego zlokalizowania awarii i ustalenia jej przyczyny oraz zasięgu. Najlepszym urządzeniem do lokalizacji zakłóceń, w szczególności, gdy skutki awarii nie są widoczne na powierzchni terenu, jest kamera inspekcyjna. Dzięki monitoringowi TV możliwe jest określenie dokładnego miejsca awarii, jak również zwizualizowanie pierwszych symptomów (rys. 2), jeszcze przed ujawnieniem się awarii na powierzchni terenu. Dzięki takiej praktyce zapobiega się zakłóceniom pracy sieci kanalizacyjnej. Dużo łatwiej przywraca się sieć do stanu pierwotnego, umożliwiając jej dalsze bezproblemowe użytkowanie. W wymiarze ekonomicznym przekłada się to na mniejsze koszty poniesione na naprawy, w stosunku do kosztów awarii uwidocznionej na powierzchni terenu. Więcej jest czasu na dobranie odpowiedniej metody zlikwidowania powstałego problemu i możliwość przygotowania się usunięcia usterki [5].



Rys. 2. Przesunięcia osiowe kanałów (tzw. klawiszowanie) jako miejsca awarii

W sieciach kanalizacyjnych awarie są niepowtarzalne i chociaż niektóre wyglądają na podobne, ich specyfika, skutki i sposób naprawy są różne. Wynika to z zakresu

napraw, usytuowania, zastosowanej technologii, materiałów i sposobu prowadzenia takich prac.

Najczęstszymi powodami awarii są: korozja materiału kanału (rys. 3), pęknięcie przy połączeniu rur, przesunięcia względem osi, zarastanie kanału poprzez odkładające się tłuszcze, pęknięcia wzdłużne, zarastanie kanału przez korzenie (rys. 4), uszkodzenie kanału przez rozrastające się korzenie, zawalenie się kanału, zapadnięcia się kanału (tzw. składanie się kanału) (rys. 5) lub zatory w przepływie ścieków.



Rys. 3. Korozja ścian kanału betonowego

Poszczególne przypadki awarii wynikają z rodzaju zastosowanych rur, używanych w przeszłości do budowy sieci kanalizacyjnych, takich jak: rury betonowe, rury ceramiczne (kamionkowe), rury vipro (z betonu zagęszczanego wibracyjnie) oraz rury żelbetowe. Wszystkie te materiały były niskiej jakości, a dodatkowym elementem powodującym liczne obecnie awarie był niewłaściwy sposób wykonania kanałów oraz brak właściwego i skutecznego nadzoru nad prowadzonymi pracami budowlanymi [5].

Znikoma liczba awarii powstaje natomiast na odcinkach sieci wykonanej z takich materiałów jak: PVC, PP czy GRP. Są to w większości nowe kanały, a duża część z nich (ok. 90%), przed włączeniem do eksploatacji, była monitorowana kamerą TV. Zastosowanie takiej praktyki wyklucza jakiegokolwiek nieprawidłowości wynikające, z jakości zastosowanych materiałów oraz sposobu wykonania.



Rys. 4. Zarastanie kanału przez korzenie



Rys. 5. Składanie się kanału betonowego

Przed pojawieniem się możliwości wykonywania monitoringu bezpośredniego za pomocą kamer TV ujawnienie awarii kanalizacyjnej było możliwe jedynie w dwóch przypadkach. Prace naprawcze prowadziło się metodą odkrywkową, a o sposobie naprawy można było decydować dopiero po dokonaniu pełnego odsłonięcia miejsca awarii. Było to pracochłonne i długotrwałe. Drugim przypadkiem był monitoring bezpośredni. Dotyczył on tylko kanałów przelazowych. Przeprowadzał go bezpośrednio pracownik służb eksploatacyjnych. Metoda ta była skuteczna, umożliwiała wykrycie odpowiednio wcześniej większości miejsc, które mogłyby być potencjalnym miejscem awarii. Awaryjność kanałów przelazowych jednakże jest i była bardzo mała, więc i zakres wykrywalności awarii w stosunku do liczby awarii w całej sieci kanalizacyjnej był mały.

Wprowadzenie monitoringu bezpośredniego przy pomocy kamer TV umożliwiło kontrolowanie sieci kanalizacyjnej w praktycznie pełnym zakresie średnic, od DN 200 mm do DN 2000 mm. Skala awarii jaka została uwidoczniiona była ogromna. W 99% dotyczyła kanalizacji wykonanej z materiałów tradycyjnych, takich jak beton, kamionka, żelbet, i odnosiła się do sieci starszej niż 15 lat.

Niewielką liczbę awarii wywoływali również sami użytkownicy sieci. Z tego powodu na sieciach występują zatory, powodowane przez przedmioty wrzucone wprost do przewodów - traktowanie kanalizacji jako miejsca składowania odpadów (rys. 6).



Rys. 6. Zatory w kanałach

3. KAMERA TV

Kamera TV (rys. 7) do monitorowania sieci kanalizacyjnych jest urządzeniem specjalistycznym, przystosowanym do pracy w trudnych warunkach, takich jakie panują w kanałach. Monitoring kamerami to zadanie typowe dla służb eksploatacyjnych. Korzyści jakie może dostarczyć kamerowanie zależą w dużej mierze od umiejętności zespołu inspekcyjnego oraz jakości samej kamery lub systemu monitorującego.



Rys. 7. Kamera TV – wózek jezdny L135 z głowicą KS135 i dodatkowym oświetleniem

Podczas inspekcji prowadzone są także prace eksploatacyjne, polegające na usuwaniu zgromadzonego w kanalizacji osadu (rys. 8). Kontrola daje pewność, iż czyszczenie odcinka sieci jest odpowiednio wykonane. Trzeba zaznaczyć, że prowadzenie takich prac w znacznym stopniu wpływa na poprawę pracy danego odcinka sieci.



Rys. 8. Czyszczenie kanału

Przeglądy kontrolne prowadzone są także przed wykonywaniem modernizacji lub remontem sieci, w celu wydania warunków technicznych dotyczących ewentualnej przebudowy kanału. Przykładowo, jeżeli kanalizacja w danej ulicy nie nadaje się do dalszej eksploatacji (rys. 9), to należy zareagować w odpowiednim czasie, czyli przebudować cały kanał lub jego część lub też, jeżeli zachodzi taka potrzeba przed utwardzeniem lub modernizacją pasa drogowego, dokonać miejscowych napraw.



Rys. 9. Zawalenie się kanału kamionkowego

Podobne czynności często wykonuje się przed wydaniem warunków przyłączenia do sieci poszczególnych nieruchomości. Wynika to z funkcjonowania na „starych” kanałach gotowych trójników lub ślepych studni niewykazywanych na mapach geodezyjnych. Podczas budowy nowych odcinków sieci kanalizacyjnej istotnym zadaniem inspekcji TV jest monitoring powykonawczy. Jest on jedną z procedur odbioru nowo wybudowanych odcinków kanałów, przekazywanych do eksploatacji przez wykonawców. Inspekcja TV stwierdza w dużym stopniu poprawność wykonania inwestycji.

Dzięki wskazaniu i wyjaśnianiu popełnianych błędów budowlanych, bezpośrednio na monitorze czy na wydrukach z wykonanej inspekcji, uświadamia się pracowników budujących nową kanalizację o ich błędach, co ma duży wpływ na zwiększanie wiedzy, która przekłada się w późniejszym czasie na dużo lepsze świadczenie usług.

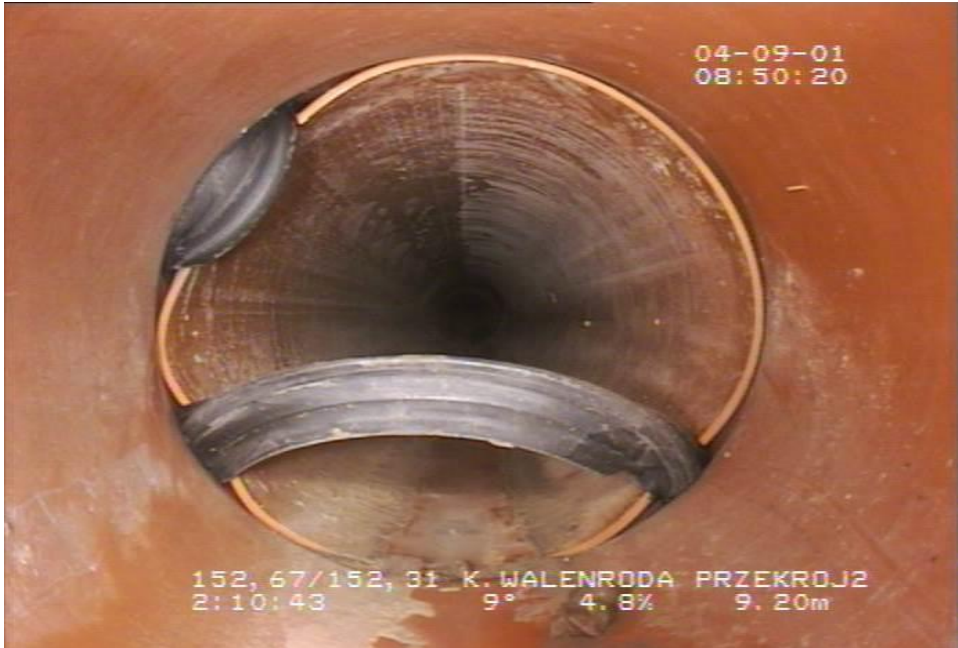
Nieprawidłowościami, które stwierdzone są na nowo wybudowanych odcinkach sieci kanalizacyjnych, wykazywanymi dzięki monitoringowi, są:

- źle wykonane dno studni (tzw. kinety); w nowo budowanych sieciach problem został wyeliminowany poprzez stosowanie kinet prefabrykowanych,
- różnego rodzaju uszkodzenia rur (rys. 10),



Rys. 10. Uszkodzenie rury PVC

- niedostateczne dopchnięcie rury w kielich,
- brak zachowania prawidłowych spadków na odcinkach pomiędzy studniami kanalizacyjnymi,
- niedotrzymywanie wymogów technicznych budowy sieci,
- wypchnięcie uszczelki w połączeniu rury (rys. 11),
- nieprawidłowa podsypka pod rurami kanalizacyjnymi,
- zastosowanie odejścia (trójnika) w nieodpowiednim miejscu, lub jego brak,
- niedostateczne przysypanie kanalizacji przed zagęszczaniem ziemi, powodujące deformację rur,
- pozostawienie “zabrudzonego” odcinka kanalizacji,
- zmniejszanie średnicy kanału (rys. 12),
- nieprawidłowo wykonane przyłączy kanalizacyjnych do sieci,



Rys. 11. Wypchnięta uszczelka w połączeniu odcinków kanałów



Rys. 12. Zmniejszenie średnicy kanału

- brak uszczelki, w wyniku czego występuje infiltracja wód podziemnych, co w konsekwencji może powodować powstawanie nacieku, zmniejszającego czynny przekrój kanału,
- brak korków zaślepiających na trójnikach pozostawionych pod potencjalne przyłącza kanalizacyjne,
- zastosowanie nieodpowiednich rur (np. inna kasa wytrzymałości, brak opisów na wewnętrznej stronie), czy wstawianie zdeformowanych rur.

Obecnie monitoring kamerami jest zadaniem typowym i podstawowym w działalności służb eksploatacyjnych sieci kanalizacyjnych. Prowadzenie kontroli odcinków ustala się na podstawie planów inspekcji, uwzględniając między innymi informacje o liczbie awarii, oraz powtarzających się problemach eksploatacyjnych. Czynnikiem decydującym o kontroli kamerą TV powinna być informacja o wieku oraz materiale, z jakiego została wykonana kanalizacja, jak również „ważności” danego odcinka sieci w całym układzie. Kontrole inspekcyjne pozwalają na zapobieganie awariom, wykrycie potencjalnych miejsc ich występowania, a także na dobranie odpowiedniej technologii naprawy odkrywkowej lub bezwykopowej. Nieodzownym elementem nowoczesnej eksploatacji jest prowadzenie remontów zapobiegawczych z jak najmniejszym i najkrótszym czasem zakłócenia pracy kanalizacji. Renowacje bezwykopowe są remontami przeprowadzanymi w krótkim czasie i w pełni przywracają kanalizację do prawidłowego funkcjonowania. Ważnym elementem jest prawidłowy dobór metody renowacji, który daje pewność, iż fragment sieci będzie ponownie pracował prawidłowo. Odpowiednie dobranie metody renowacji pozwala na optymalne zniwelowanie problemów powstających w odcinkach sieci oraz poprawienie stanu technicznego. Wybór metody do renowacji kanalizacji zależy w głównym stopniu od stanu technicznego danego odcinka sieci określanego za pomocą inspekcji kamerą TV, jak i celu, jaki chcemy osiągnąć w zakresie hydrauliki i wytrzymałości. Stan techniczny w dużym stopniu uwarunkowuje zastosowanie odpowiednich metod renowacji. Innymi czynnikami wpływającym na wybór metody renowacji są: koszt, szybkość wykonania, wielkość redukcji przekroju, średnica i długość odcinka podlegającego renowacji oraz potencjalna możliwość wykonania renowacji własnymi służbami lub zlecenia podmiotom zewnętrznym. Zastosowanie renowacji bezwykopowej, jak sama nazwa wskazuje, ogranicza do minimum ingerencje w nawierzchnie, co jest szczególnie istotne w pasie drogowym czy w terenie wysoko zurbanizowanym.

4. WNIOSKI

Na podstawie przeprowadzonych obserwacji – monitoringu kanałów oraz wstępnej weryfikacji wyników można postawić następujące wnioski:

1. Dla „starych” kanałów (z reguły awaryjnych) należy w miarę możliwości prowadzić częste prace „eksploracyjne” w celu wykrywania potencjalnych miejsc

- awarii i ich usuwania.
2. Wprowadzenie monitoringu TV, jako elementu procedury przekazania nowobudowanego odcinka kanalizacji do eksploatacji daje wymierne efekty w późniejszej eksploatacji sieci. Wykorzystanie kamer TV do monitorowania sieci kanalizacyjnych w znaczący sposób przyczynia się do eliminowania zakłóceń i awarii w sieciach.
 3. Monitoring TV zmienił podejście do zagadnień i problemów eksploataowanych systemów kanalizacyjnych. Rozwiązywanie problemów z tym związanych odbywa się z wykorzystaniem nowoczesnej technologii przy udziale kamer TV. Jest to szczególnie istotne w przypadku, gdy żadna inna metoda nie jest w stanie dokonać dokładnej oceny stanu technicznego kanału. Rozstrzyganie różnego rodzaju sporów związanych z wykonawstwem i eksploatacją sieci następuje przy użyciu specjalistycznego sprzętu. Inspekcja kamerą TV staje się obecnie głównym elementem monitoringu eksploataowanych sieci kanalizacyjnych.

LITERATURA

- [1] BŁASZCZYK W., ROMAN M., STAMATELLO H., *Kanalizacja*, Tom I, Arkady, Warszawa 1974.
- [2] DENCZEW S., KRÓLIKOWSKI A., *Podstawy nowoczesnej eksploatacji układów wodociągowych i kanalizacyjnych*, Arkady, Warszawa 2002.
- [3] KOTOWSKI A., *Podstawy bezpiecznego wymiarowania odwodnień terenów*. Tom I – *Sieci kanalizacyjne*, Tom II – *Obiekty specjalne* (Wydanie II), Wydawnictwo Seidel-Przywecki, Warszawa 2015.
- [4] KULICZKOWSKI A., KULICZKOWSKA E., *Ekspertyzy konstrukcyjne kanałów ściekowych*, Inżynieria Bezwykopowa, Kraków 2003.
- [5] KULICZKOWSKI A., KULICZKOWSKA E., *Analiza porównawcza metod oceny niezawodności systemów usuwania i unieszkodliwiania ścieków*, Materiały Ogólnopolskiej Konferencji Naukowo-Technicznej z cyklu „*Funkcjonowanie, eksploatacja i bezpieczeństwo systemów gazowych, wodociągowo-kanalizacyjnych oraz grzewczych*”, Wydawnictwo PZiTS Instal, Kraków 2008.
- [6] KWIETNIEWSKI M., *Awaryjność infrastruktury wodociągowej i kanalizacyjnej w Polsce w świetle badań eksploatacyjnych*, XXV Konferencja Naukowo-Techniczna, 2011.

PROBLEMS IN OPERATION SEWAGE AND MONITORING TV

The paper presents the findings of the monitoring in Białystok using camera inspection. It shows the failures of channels present on sewage systems, which have been disclosed in the conduct of inspections using TV cameras. Signaled anomalies at the newly-built channels, disclosed by the introduction of TV monitoring, as a permanent procedure for the receiving newly built sections of the sewage system to use. A large number of types and causes of the accident shows how important it is to conduct maintenance activities using television cameras to monitor the operation of sewerage systems. This enables to react to anomalies in a timely manner helps prevent accidents and interference functioning sewerage systems.

Mariusz TARNOWSKI*

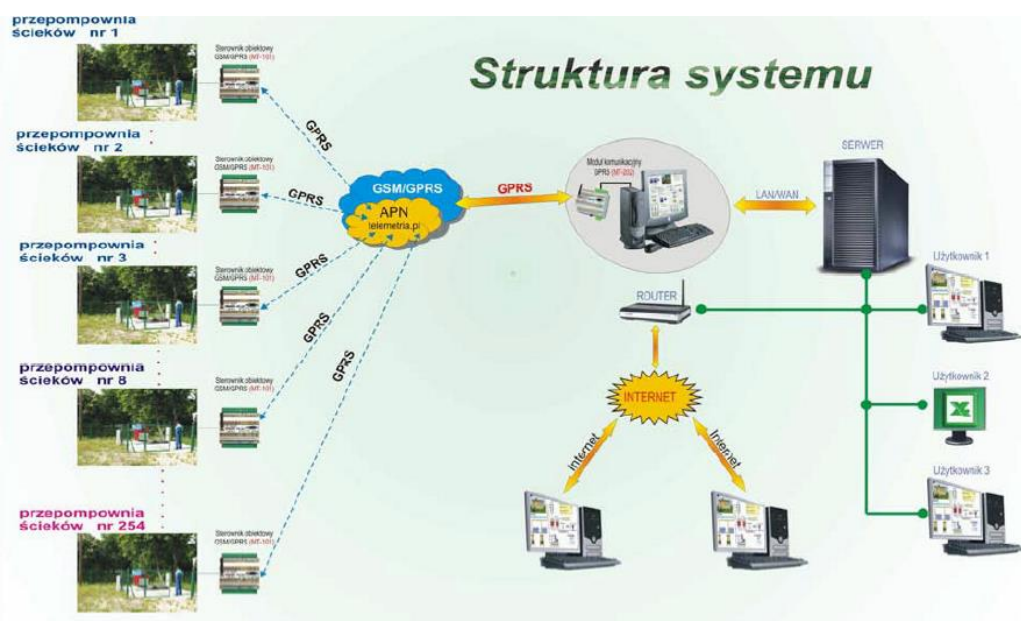
ZDALNE MONITOROWANIE I STEROWANIE PRACĄ PRZEPOMPOWNI I TŁOCZNI ŚCIEKÓW

Wpływ dynamicznego rozwoju urządzeń i usług telekomunikacyjnych na rozwiązania „od monitorowania do zdalnej, bezprzewodowej automatyki włącznie” jest faktem oczywistym. Łączność poprzez sieć telefonii komórkowej GSM, bazująca na wykorzystaniu infrastruktury operatora, jest stosowana w tego rodzaju aplikacjach od połowy lat 90-tych i historycznie bazowała głównie na komunikatach „SMS”. Przełomem było pojawienie się w ofercie operatorów telefonii komórkowej GSM możliwości wykorzystania z tzw. pakietowej transmisji danych, zwanej skrótowo „GPRS”. Pojawienie przed dekadą szeroko dostępnej usługi GPRS stworzyło przesłanki do znaczącej redukcji kosztów przesyłania dużych ilości danych i jest podstawą prezentowanego, kompleksowego rozwiązania, dedykowanego nie tylko monitorowaniu, ale także sterowaniu, z możliwością wykorzystania Internetu włącznie. Jako sprzętową podstawę rozwoju oprogramowania dla „aplikacji dedykowanej” wybrano nowoczesną i nieustannie rozwijaną rodzinę modułów telemetrycznych. Urządzenia najbardziej predysponowane do zastosowania w opisywanym segmencie aplikacyjnym, to telemetryczne moduły, które łączą w sobie cechy klasycznego sterownika PLC zintegrowanego z modemem GSM/GPRS. Urządzenia te, uzupełnione o nowoczesne oprogramowanie pełnią funkcję terenowych sterowników obiektowych. Jedną z wyróżniających cech nowoczesności jest możliwość zdalnej modyfikacji oprogramowania, co znacznie ułatwia zdalne usuwanie potencjalnych awarii, pozwala na zdalną aktualizację oprogramowania wewnętrznego, jak i aplikacyjnego modułów telemetrycznych. Dzięki możliwości zdalnego wsparcia użytkownika poprzez wykorzystanie narzędzi do zdalnego dostępu do komputerów na stacjach dyspozytorskich, szybkość reakcji serwisowej jest liczona w pojedynczych godzinach. Wykorzystanie technologii GPRS oraz Internetu gwarantuje użytkownikowi bezpieczne i bezstresowe użytkowanie oferowanego, inteligentnego systemu monitoringu obiektów rozproszonych. Wdrożenie systemu istotnie redukuje koszty eksploatacji przepompowni ścieków lub innych obiektów rozproszonych. Wbudowane w strukturę systemu dodatkowe narzędzia analizujące „w tle” ponad 100 parametrów z każdej przepompowni informują na bieżąco operatora nie tylko o standardowych awariach, ale również o innych nieprawidłowościach w pracy przepompowni, które pozornie nie są klasyfikowane, jako stany awaryjne, pomimo że w rzeczywistości wymagają interwencji serwisowej.

* Politechnika Białostocka, Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska, ul. Wiejska 45A, 15–381 Białystok, kamerkawb@wp.pl.

1. STRUKTURA SYSTEMU MONITORINGU I JEGO GŁÓWNE SKŁADNIKI

Wyróżniające cechy użytkowe przedstawianych systemów ujawniają się zwłaszcza w czasie awarii jednej z kaskadowo pracujących przepompowni ścieków, w sytuacji konieczności wyłączenia jej z ruchu, w obliczu zagrożenia podtopieniem otoczenia tej pompowni. Oferowane rozwiązanie umożliwia zdalne „przejęcie” sterowania przepompowniami w trybie online, co może pomóc wygospodarować dodatkowy czas na usunięcie awarii. Wymienione atuty ekonomiczne potwierdzają i podkreślają, że oferowany system spełnia współczesne oczekiwania użytkowników.



Rys. 1. System sterowania i monitorowania przepompowni i tłoczni ścieków

Analizując przedstawioną powyżej strukturę systemu należy wyróżnić 2 typy obiektów:

- rozproszone w terenie obiekty typu przepompownie i tłocznie ścieków, podlegające pełnemu monitoringowi w trybie *online*. Nadzorowi podlega proces realizowany na tych obiektach. Szafki sterownicze w przepompowniach i tłoczniach ścieków są wyposażone w zaprogramowane moduły telemetryczne. W każdym z modułów telemetrycznych zainstalowana jest karta SIM posiadająca statyczny numer IP, wybranego operatora sieci komórkowej (T-Mobile, ORANGE lub POLKOMTEL).

- stację dyspozytorską wyposażoną w komputer stacjonarny z monitorem panoramicznym LCD oraz zasilaczem UPS, do którego podłączona jest bramka GPRS, z zainstalowaną kartą SIM, przekazująca dane z monitorowanych obiektów do dedy-

kowanego systemu pracującego pod kontrolą systemu operacyjnego WINDOWS XP/7/8. Na komputerze zainstalowany jest inteligentny system do monitorowania i zdalnego sterowania pracą obiektów rozproszonych w trybie *online* z wykorzystaniem technologii GPRS do transmisji danych. Należy podkreślić, że opisywany system został specjalnie przystosowany do obsługi technologii GPRS [1].

Nie posiada on ograniczeń dotyczących maksymalnej liczby obiektów, które można włączyć do jego struktury. Co więcej, dynamiczny rozwój infrastruktury oraz usług oferowanych przez operatorów sieci komórkowych gwarantuje stabilny rozwój systemu opartego na opisywanej technologii. Wykorzystana w systemie metoda odbioru i przekazywania danych nie powoduje konfliktów z innymi urządzeniami wymagającymi dostępu do Internetu.

2. STRUKTURA SYSTEMU MONITORINGU I JEGO GŁÓWNE SKŁADNIKI

Wykorzystanie technologii GPRS do transmisji danych gwarantuje użytkownikowi bezpieczny i niezawodny kanał komunikacyjny dostępny przez 24 h, którym, za pośrednictwem infrastruktury wybranego operatora telefonii komórkowej, przesyłane są dane pomiędzy monitorowanymi przepompowniami i tłoczniami, a stacją operatorską. Podstawowa zaletą tej technologii jest niezawodność i bezpieczeństwo przesyłanych danych, brak bezpośrednich kosztów tworzenia i utrzymania własnej infrastruktury sieci, gwarancja dynamicznego rozwoju technologii bezprzewodowej transmisji danych oraz bardzo niskie koszty eksploatacji [2].

Specjalnie dedykowany dla technologii GPRS serwer komunikacyjny gwarantuje przekazywanie do systemu wizualizacji danych obiektowych wraz z pełnym „stemplem czasowym” zaistnienia zdarzenia w monitorowanej przepompowni. Oznacza to, że jakiegokolwiek większe niż standardowe dla technologii GPRS opóźnienie w przesyłaniu danych pomiędzy obiektem a stacją operatorską, nie powoduje przekłamań w systemie, gdyż każda ramka z danymi jest znakowana czasem wystąpienia zdarzenia na obiekcie, a nie czasem odebrania jej przez system [2].

Warunkiem koniecznym wykorzystania transmisji GPRS do zastosowań telemetrycznych jest posiadanie karty SIM operatora GSM mogącej logować się do APN udostępniającego statyczną adresację IP. Wymóg ten podyktowany jest koniecznością zapewnienia jednoznaczności adresowania i identyfikowania użytkowników sieci transmisji danych.

3. OPROGRAMOWANIE APLIKACYJNE MODUŁÓW TELEMETRYCZNYCH W PRZEPOMPOWANIACH ŚCIEKÓW

Oprogramowanie aplikacyjne modułów telemetrycznych, zainstalowanych w monitorowanych przepompowniach ścieków, realizuje złożony algorytm sterowania pracą przepompowni ścieków oraz przekazywania danych w trybie zdarzeniowym do stacji dyspozytorskiej [3].

Dodatkowo, dzięki dwukierunkowej wymianie danych, użytkownik uzyskuje możliwość zdalnego oddziaływania na obiekt, tj. uruchamiania pompy lub pomp, testowania i załączania agregatu (jeżeli przepompownia jest w takowy wyposażona), dezaktywacji pomp lub czujników pływakowych, włączania sygnalizacji alarmowej lub jej dezaktywacji, itp. Wystąpienie w obiekcie dowolnego ze zdefiniowanych w rejestrach sterownika zdarzenia powoduje przesłanie informacji o aktualnym statusie całego obiektu (przepompowni i tłoczni) do stacji operatorskiej [3].

Oprogramowanie modułów telemetrycznych w pełni realizuje tryb zdarzeniowy zarówno dla wartości binarnych (dwustanowych), jak i analogowych. Zaimplementowane w oprogramowaniu modułu procedury gwarantują wierne odtworzenie w systemie krzywej zmian poziomu ścieków w zbiorniku lub prądu pobieranego przez pompy. Całość realizowana jest zgodnie z zasadami teorii sygnałów, co gwarantuje już wspomniane wierne odtworzenie kształtu krzywych, a zatem rzetelną analizę w systemie danych bieżących i archiwalnych. Wszystkie dane zapamiętane są w pamięci sterownika w sposób nieulotny, tzn. zanik zasilania nie powoduje ich utraty [1].

W przypadku chwilowego braku usługi GPRS oprogramowanie wewnętrzne modułu telemetrycznego buforuje w rejestrach zdarzenia, które zaistniały w monitorowanym urządzeniu. Pojemność rejestratora pozwala zbuforować zdarzenia do 2 godzin przy średniej dynamice obiektu. Przywrócenie przez operatora usługi GPRS powoduje automatyczne wysłanie do stacji operatorskiej wszystkich zbuforowanych i niewysłanych ramek zdarzeniowych oraz przejście modułu do pracy w trybie *online*. Takie rozwiązanie gwarantuje użytkownikowi zachowanie ciągłości danych.

Każda szafa sterownicza wyposażona jest w dedykowany moduł UPS zapewniający, w przypadku zaniku zasilania podstawowego, podtrzymanie zasilania modułu przez okres ok. 5 h. Możliwe jest wydłużenie czasu podtrzymania przez zastosowanie akumulatora o większej pojemności, co gwarantuje podtrzymanie zasilania przez okres do 24 h. Kolejną korzyścią wynikającą z zastosowania specjalizowanego modułu UPS jest ochrona akumulatora przed całkowitym rozładowaniem oraz zapewnienie napięcia zasilającego na odpowiednim poziomie przez cały czas pracy z akumulatora. Taki poziom napięcia gwarantuje prawidłowy odczyt wartości poziomu ścieków oraz prądu pomp podczas braku zasilania podstawowego. Zatem zanik zasilania podstawowego nie przerywa procesu monitorowania. Do systemu monitorowania na bieżąco

są przekazywane informacje o poziomie ścieków oraz wszelkich włamaniach, przekroczeniach poziomów, itd.

Poniżej przedstawiono podstawowe funkcje realizowane przez oprogramowanie sterujące pracą przepompowni zapisane w pamięci FLASH modułu telemetrycznego:

- naprzemienna praca pomp,
- pomiar poziomu ścieków w komorze na podstawie sygnału z sondy hydrostatycznej lub ultradźwiękowej,
- pomiar natężenia prądu pobieranego przez pompy,
- pełna transmisja zdarzeniowa zarówno dla sygnałów binarnych na wejściach sterownika, jak i analogowych,
- częstotliwość generowania zdarzeń od zmian sygnałów poziomu lub prądu, zależna od dynamiki zmian wielkości mierzonych, gwarantująca wierne odtworzenie przebiegu mierzonych wielkości przy zmiennej dynamice procesu,
- załączanie pomp na podstawie analizy wartości poziomu odczytanego z sondy hydrostatycznej,
- prawidłowa realizacja algorytmu sterowania pracą pomp po długim zaniku zasilania podstawowego,
- w przypadku pracy 2 pomp jednocześnie, załączanie i wyłączenie drugiej pompy następuje z przesunięciem 5 lub 10 sekund,
- automatyczne załączanie drugiej pompy jako wspomagającej (gdy jedna już pracuje) w przypadku dopływu ścieków > wydajności jednej pompy. 2 warunki załączenia drugiej pompy, tj. przekroczenie poziomu ALARM lub brak obniżenia się poziomu ścieków poniżej wartości MIN po upływie zadanego czasu, liczonego o momentu załączenia pierwszej pompy,
- automatyczne przełączenie na drugą pompę w przypadku wystąpienia awarii pompy aktualnie załączonej,
- informowanie o awarii sondy hydrostatycznej z automatycznym przełączeniem na pracę w oparciu o sygnał z czujników pływakowych,
- w przypadku awarii czujników pływakowych, możliwość zdalnego (z poziomu stacji dyspozytorskiej) ich odłączenia od wejść sterownika,
- możliwość zoptymalizowania zużycia energii poprzez zdefiniowanie dwóch poziomów MIN oraz MAX dla różnych taryf energetycznych i wykorzystania retencji zbiornika,
- przełączenie na drugą pompę po upływie zadanego czasu (np. 20 minut), w przypadku gdy dopływ równoważy wydajność pompy - wyrównywanie czasu pracy pomp,
- automatyczne załączenie pompy pomimo nieosiągnięcia poziomu MAX po zadanym okresie czasu (typowo ok. 3 h), w celu uniknięcia zjawiska zagniwania ścieków w komorze,
- cykliczne (np. co 9 cykli) załączanie 2 pomp jednocześnie (z zachowaniem 5 lub 10 sekundowego przesunięcia) w celu zwiększenia ciśnienia w rurociągu tłocznym i usunięcia z jego ścianek osadów,

- możliwość odpompowania ścieków do tzw. sucho biegu roboczego, jak zadana ilość cykli pracy pomp,
- możliwość blokowania jednoczesnej pracy 2 pomp, np. gdy przydzielona przez zakład energetyczny moc jest zbyt mała,
- programowany czas działania sygnalizacji akustyczno-wizualnej (typowo 3 minuty),
- możliwość wyboru trybu działania sygnalizacji akustyczno-wizualnej w zależności od rodzaju urządzenia, tj. sygnał ciągły lub przerywany w stosunku 2/3,
- możliwość zdalnego (GPRS) lub lokalnego programowania poziomów SUCH, MIN, MAX, ALARM,
- możliwość programowego wyboru, które stany awaryjne wymagają potwierdzenia zwrotnego do sterownika przez operatora systemu wizualizacji,
- możliwość programowego negowania stanów logicznych na wejściach sterownika,
- możliwość programowego definiowania rodzaju zbocza dla sygnałów binarnych na wejściach sterownika,
- możliwość programowego określania, które sygnały wejściowe mają generować zdarzenia do systemu wizualizacji,
 - generowanie danych do systemu wizualizacji w trybie zdarzeniowym (zarówno od wejść binarnych, jak i analogowych), a w przypadku barku zdarzeń (np. brak dopływu ścieków) w trybie cyklicznym czasowym,
 - możliwość łączenia z wprowadzonymi do pamięci sterownika numerami telefonów komórkowych, w przypadku braku reakcji ze strony operatora systemu na zaistniały na obiekcie stan alarmowy
 - możliwość programowego definiowania, które stany logiczne mają przyznany status awarii krytycznej,
 - możliwość aktywowania funkcji łączenia ze wskazanymi numerami telefonów komórkowych w przypadku braku potwierdzenia przez operatora systemu (w ciągu np. 10 minut) przychodzącej z obiektu informacji o zaistnieniu krytycznej sytuacji alarmowej,
 - możliwość generowania (w przypadku krytycznym braku usługi GPRS) komunikatu SMS informującego operatora o sytuacji awaryjnej w monitorowanych przepompowniach,
 - funkcja trybu burzowego ograniczającego maksymalny czas pracy pomp z możliwością ustalenia przerwy pomiędzy kolejnymi cyklami załączeń [1].

4. SYNCHORNIZACJA CZASU W MODUŁACH TELEMETRYCZNYCH W PRZEPOMPOWNIACH ŚCIEKÓW

Każdy moduł telemetryczny posiada własny zegar czasu rzeczywistego (RTC). W celu zapewnienia dokładnej synchronizacji czasu w modułach systemu, serwer komunikacyjny systemu codziennie synchronizuje czas we wszystkich modułach we włączonych do systemu przepompowniach ścieków. Zapobiega to problemom z przedstawieniem czasu podczas zmiany z czasu letniego na zimowy i odwrotnie. Jako wzorzec czasu traktowany jest czas systemowy komputera tworzącego stację operatorską.

Podłączenie komputera do Internetu zapewnia utrzymanie dokładnego wskazania czasu z uwagi na proces synchronizacji z wzorcem zewnętrznym realizowany cyklicznie przez system operacyjny WINDOWS XP/7/8.

5. ARCHIWIZACJA DANYCH W SYSTEMIE MONITORINGU

Funkcjonalność modułów telemetrycznych pozwala na czasowe buforowanie danych w rejestrach modułu, w przypadku chwilowego zaniku usługi GPRS. Średni czas buforowania wynosi 2 h.

Dane przekazywane do systemu monitorowania przez moduły telemetryczne są, po przetworzeniu przez serwer komunikacyjny, zapisywane w kontenerze baz danych, w bazie danych SQL, na dysku twardym komputera tworzącego stację operatorską. Program do wizualizacji pracy przepompowni na bieżąco śledzi zmiany w bazie danych i odpowiednio interpretuje je wizualnie w aplikacji do wizualizacji.

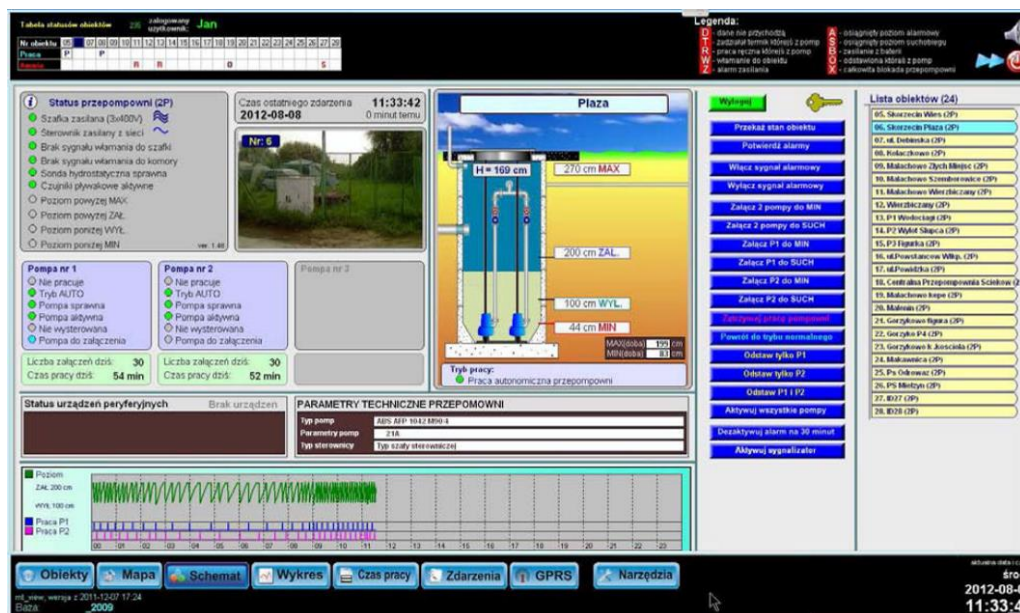
Generalnie do bazy danych na stacji operatorskiej zapisywane są wszystkie informacje przekazywane przez moduły telemetryczne oraz wszystkie operacje wykonane w systemie przez operatora. Oprogramowanie aplikacyjne modułów telemetrycznych przekazuje z każdej przepompowni do systemu prawie 30 informacji. Są to zarówno informacje podstawowe o załączeniu oraz awarii pomp, zaniku zasilania, włamaniu do obiektu, położeniu przełącznika trybu pracy, pracy z UPS-a, jak i zaawansowane informujące o specjalnych trybach pracy, np. pompownia do sucha biegu roboczego, zdalne zatrzymanie pracy pomp, itp. Oprogramowanie modułu sprawdza także sprawność sondy, bezpieczniki w obwodach sterowania stycznikami, uszkodzenia styków stycznika oraz wiele innych.

Każdego dnia uruchamiany jest automatycznie program do archiwizacji, na nośniku zewnętrznym, np. pamięci FLASH, danych zapisanych w bazie MySQL, itp.

6. SYSTEM WIZUALIZACJI PRACY PRZEPOMPOWNI ŚCIEKÓW

Funkcjonalność modułów telemetrycznych pozwala na czasowe buforowanie danych w rejestrach modułu, w przypadku chwilowego zaniku usługi GPRS. Średni czas buforowania wynosi 2 h.

W systemie wizualizacji zdefiniowanych jest ponad 40 parametrów, które podlegają procesowi wizualizacji. Wspomniano już wcześniej, iż oprogramowanie do wizualizacji na bieżąco „śledzi” zmiany zachodzące w bazie danych i przedstawia aktualny status obiektu.



Rys. 2. Wizualizacja pracy przepompowni ścieków

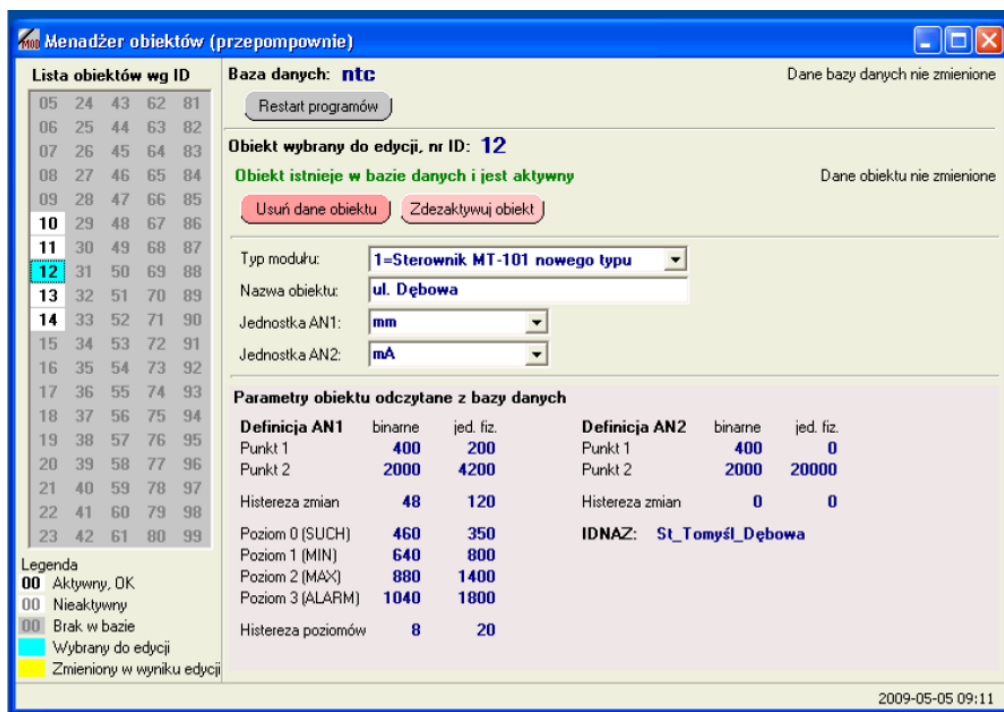
Nad zdjęciem obiektu w specjalnej ramce widoczna jest rzeczywista data i czas ostatniego zdarzenia zarejestrowanego dla aktualnie wyświetlanej przepompowni. Należy podkreślić, że prezentowany czas jest rzeczywistym czasem zaistnienia zdarzenia w przepompowni, a nie zapisu w bazie danych.

Zatem informacje zebrane w bazie i podlegające analizie w systemie oferują użytkownikowi funkcjonalność tzw. „czarnej skrzynki”, a więc pozwalają na pełną analizę procesu w obiekcie oraz działań podjętych przez operatora (przyjęcia informacji o zdarzeniu alarmowym, podjętych decyzjach, wykonanych rozkazach, itd.).

7. PROGRAMY NARZĘDZIOWE DLA ADMINISTRATORÓW DO ZARZĄDZANIA SYSTEMEM

Dla administratorów systemu dostępne jest ponad 10 programów narzędziowych, ułatwiających zarządzanie systemem, dokonywanie w nim zmian, zdalne zmiany parametrów na przepompowniach, rozbudowę systemu o kolejne obiekty, itp.

Do definiowania kolejnego obiektu w strukturze służy program MT_Admin.



Rys. 3. Definiowanie nowego obiektu w systemie

Struktura systemu pozwala na bezproblemowe włączanie do jego struktury kolejnych obiektów (np. przepompowni, tłoczni).

8. WNIOSKI

Wprowadzenie systemów umożliwiających monitorowanie i zdalne sterowanie przepompowniami i tłoczniami ścieków w dużym stopniu niweluje konieczność ingerencji bezpośredniej pracowników w urządzenia, skraca czas reakcji na awarie, umożli-

liwia stwierdzenie rodzaju awarii i nieprawidłowości występujących w danym obiekcie. Umożliwia lokalizację wystąpienia zakłóceń pracy w terenie. Możliwości wynikające z dwukierunkowej komunikacji z obiektami umożliwia zoptymalizowanie pracy samych urządzeń oraz poprawia pracę układu sieci kanalizacyjnego. Pełna archiwizacja prac pompowni i tłoczni ścieków umożliwia pełną analizę wyników, zoptymalizowania pracy układów kanalizacji ciśnieniowej i grawitacyjnej. Wprowadzenie takich rozwiązań jest dużym krokiem ułatwiającym pracę i zarządzanie obiektami kanalizacyjnymi.

LITERATURA

- [1] GORZELANIA A., *Tłocznie ścieków efektywny i bezpieczny transport ścieków*, Wydawnictwo Seidel-Przywecki Sp. z o.o., 2014.
- [2] ŁOMOTOWSKI J., *Kanalizacja ciśnieniowa – kierunki zmian w stosowanych rozwiązaniach*, Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu, Politechnika Świętokrzyska w Kielcach PWN, Poznań 2014.
- [3] WEISMANN D., *Komunalne przepompownie ścieków*, Wydawnictwo Seidel-Przywecki Sp. z o.o., 2001.

REMOTE MONITORING AND CONTROL PUMPING STATIONS AND COMPRESSOR STATION TREATMENT

The influence of the dynamic development of telecommunications equipment and services solutions "from monitoring remote-Vanya, including wireless automation" is an obvious fact. Connectivity through GSM mobile telephone network, based on the use of the infrastructure operator is used in such applications since the mid-90s and historically was based mainly on messages "SMS". The breakthrough was the emergence of mobile operators offer GSM capabilities using the so-called, packet data, briefly called the "GPRS". The appearance an decade ago widely available GPRS service has created conditions for a significant reduction in the cost of transferring large amounts of data and is the basis of the presented comprehensive solutions, dedicated not only to monitor but also control, with the ability to use the Internet, inclusive. As a hardware basis for the development of software for "a dedicated application" is a modern and continuously developed a family of telemetry modules. Devices best suited for use in the described application segment, the telemetry modules, which combine the qualities of a classic PLC with integrated GSM / GPRS modem. These devices, complemented by modern software serve as off-road driver object. One of the distinguishing features of modernity is the ability to remotely modify OPRO-programming, which greatly facilitates remote removal of potential failure, allows you to remotely update firmware, and application of telemetry modules. With the ability to support remote user by using tools such as remote access to computers at the stations dispatching service response speed is calculated in a single hour. The use of GPRS technology and the Internet provides the user with a safe and stress-free operation offered, intelligent monitoring system of distributed objects. Implementation of the system significantly reduces the operating costs of sewage pumping stations and other facilities scattered. Built in the structure of the system, additional analysis tools in the "background" of more than 100 parameters of each pumping show current operator is not only the standard failures, but also other irregularities in the work of the pumping station, which apparently are not classified as states of emergency, although in reality require the intervention of service.

Ewa WOŹNIAK*

WYSTĘPOWANIE ELEKTROWNI BIOGAZOWYCH W POLSCE I CZYNNIKI ICH LOKALIZACJI

Celem niniejszej pracy jest przedstawienie występowania elektrowni biogazowych w Polsce oraz czynników ich lokalizacji. W pracy wzięto pod uwagę biogazownie wytwarzające energię z biogazu z oczyszczalni ścieków, składowisk, biogazu rolniczego i mieszanego. Zakres czasowy obejmuje dane na dzień 30.09.2015 r., które pozyskano głównie ze strony internetowej Urzędu Regulacji Energetyki. Zakres przestrzenny dotyczy obszaru Polski w podziale na jednostki NUTS 2. Efektem przeprowadzonej analizy danych jest kartodiagram przedstawiający występowanie biogazowni w układzie województw zawierający informacje o mocy, liczbie i rodzajach biogazowni.

1. WPROWADZENIE

W ostatnim czasie w Polsce, w wyniku działań dążących do spełnienia wymagań polityki energetycznej UE zaznaczył się wzrost zainteresowania inwestycjami wykorzystującymi odnawialne źródła energii. Jednym z nich jest rozwój biogazowni, wykorzystujących biogaz z różnych źródeł. Inwestycje w odnawialne źródła energii przynoszą korzyści nie tylko środowiskowe, ale również gospodarcze. Jednakże obecny rynek biogazowy w Polsce, w porównaniu z państwami europejskimi, rozwija się powoli. Według stanu na 30.09.2015 r. w Polsce występowało 267 instalacji biogazowych, których łączna moc stanowiła około 200 MW. Według Raportu EBA Biogas (2014) wśród krajów europejskich najwięcej biogazowni wystąpiło w takich państwach, jak Niemcy (9035), Włochy (1391), Szwajcaria (620) czy Szwecja (264). Polska znajdowała się na 10 miejscu pod względem liczby funkcjonujących elektrowni biogazowych. Na końco-

* Wydział Nauk Geograficznych i Geologicznych UAM, Instytut Geografii Społeczno-Ekonomicznej i Gospodarki Przestrzennej, Zakład Ekonometrii Przestrzennej, ul. Dziegielowa 27, 61-680 Poznań, ewa.wozniak@amu.edu.pl.

wym miejscu w rankingu była Rumunia, w której występowało 8 instalacji biogazowych oraz Estonia i Chorwacja (po 11 biogazowni) [4]. Rozmieszczenie biogazowni w Polsce jest zróżnicowane w układzie poszczególnych województw. Wpływ na lokalizację biogazowni mają czynniki środowiskowe, przestrzenne, ekonomiczne, społeczne, polityczne, prawne i techniczno-technologiczne.

Główny Urząd Statystyczny (GUS) definiuje biogaz jako gaz składający się głównie z metanu i dwutlenku węgla, który uzyskuje się w procesie beztlenowej fermentacji biomasy [5]. Z kolei w ustawie z dnia 20 lutego 2015 r. o odnawialnych źródłach energii, biogaz definiowany jest jako „ gaz uzyskany z biomasy, w szczególności z instalacji przeróbki odpadów zwierzęcych lub roślinnych, oczyszczalni ścieków oraz składowisk odpadów” [17].

W ustawie z dn. 20 lutego 2015 r. o odnawialnych źródłach energii określono definicję instalacji OZE [17]. Jest to zespół urządzeń, które służą do wytwarzania energii i wyprowadzania mocy. W urządzeniach tych energia elektryczna lub ciepło jest wytwarzane z jednego źródła OZE, które posiada magazyn przechowujący energię połączony z tym zespołem urządzeń. Instalacja OZE może stanowić także „zespół obiektów budowlanych i urządzeń stanowiących całość techniczno-użytkową służący do wytwarzania biogazu rolniczego, a także połączony z nimi magazyn biogazu rolniczego” [17]. Instalacja OZE może wytwarzać energię elektryczną wyłącznie z jednego rodzaju źródła energii.

Podstawowymi rodzajami odnawialnych źródeł energii są [9]:

- elektrownie wodne,
- źródła wiatrowe, często zgrupowane tworzą tzw. farmy wiatrowe,
- źródła, w których energia elektryczna wytwarzana jest w wyniku spalania biomasy, czyli najczęściej drewna lub roślin uprawianych specjalnie dla tego celu,
- źródła, w których energia elektryczna wytwarzana jest w procesie spalania biogazu,
- źródła fotowoltaiczne.

2. CEL I METODY PRACY

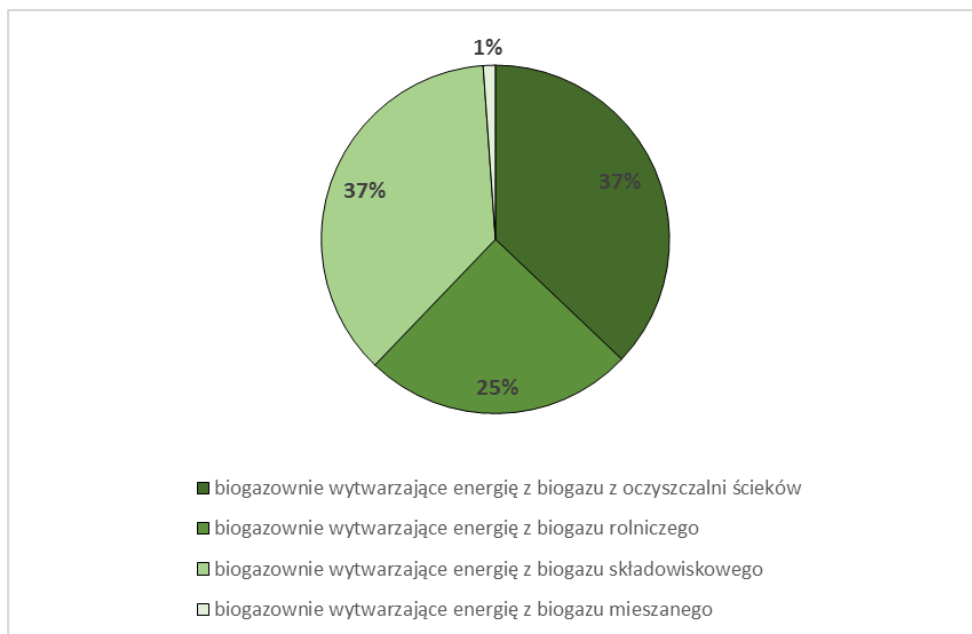
Celem pracy jest przedstawienie występowania elektrowni biogazowych w Polsce oraz określenie czynników ich lokalizacji. Zakres czasowy obejmuje dane na dzień 30.09.2015 r. Zakres przestrzenny dotyczy poziomów NUTS 2, czyli województw występujących w Polsce. Główną metodą zastosowaną w pracy jest metoda kartograficzna, mająca na celu przedstawienie liczby i występowania elektrowni biogazowych na obszarze Polski. Efektem końcowym jest kartodiagram, zawierający informacje dotyczące liczby instalacji oraz ich mocy według województw. Przedstawiony został także procentowy udział czterech typów elektrowni biogazowych:

- wytwarzających energię z biogazu z oczyszczalni ścieków,
- wytwarzających energię z biogazu rolniczego,
- wytwarzających energię z biogazu składowiskowego,
- wytwarzających energię z biogazu mieszanego.

Głównym źródłem informacji jest strona internetowa Urzędu Regulacji Energetyki <http://www.ure.gov.pl/>. Dane te wykorzystano dla określenia liczby instalacji biogazowni, ich mocy oraz rodzajów elektrowni w układzie województw Polski. Wykorzystano również dane z Głównego Urzędu Statystycznego (GUS), głównie liczbę składowisk odpadów w Polsce i liczbę oczyszczalni ścieków.

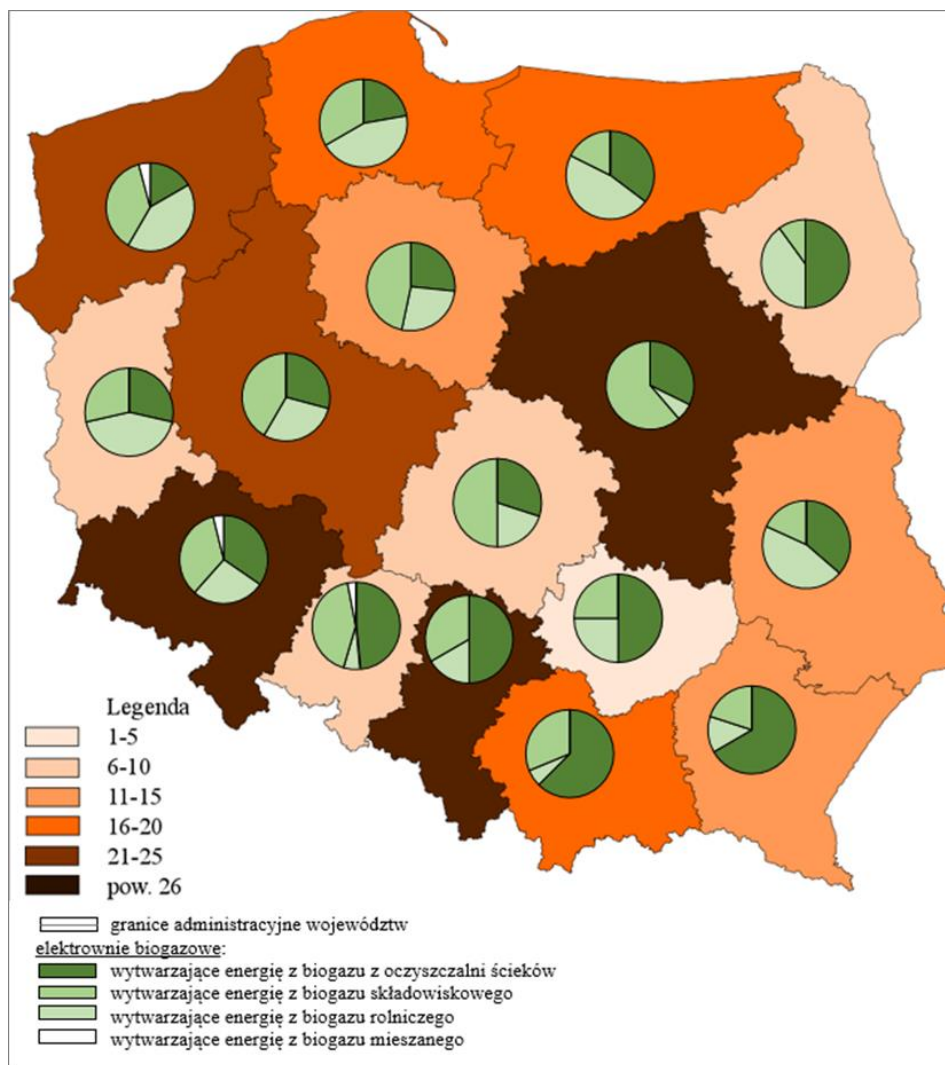
3. LICZBA I MOC ELEKTROWNI BIOGAZOWYCH W POLSCE

Instalacją OZE, będącą przedmiotem badań w niniejszym artykule jest biogazownia, która dzieli się na cztery typy w zależności od pochodzenia biogazu. Udział biogazowni w Polsce przedstawiony został na rys. 1. Największy udział w wytwarzaniu energii posiadają biogazownie, które wykorzystują biogaz z oczyszczalni ścieków oraz składowisk odpadów. Stanowią łącznie 74% wszystkich biogazowni.



Rys. 1. Udział poszczególnych rodzajów biogazowni w Polsce. Źródło: opracowanie własne na podstawie danych URE

W Polsce według stanu na 30.09.2015 r. występowało 267 instalacji biogazowych, których łączna moc stanowiła około 200 MW [16]. Największa liczba biogazowni występowała w województwach: śląskim (33 instalacje), mazowieckim (31 instalacji) oraz dolnośląskim (26 instalacji). Najmniejsza liczba biogazowni wystąpiła w województwie świętokrzyskim w liczbie 4 obiektów oraz w województwie opolskim – 6 (rys. 2).



Rys. 2. Liczba biogazowni i udział ich poszczególnych rodzajów w Polsce według województw (stan na 30.09.2015 r.) Źródło: opracowanie własne na podstawie danych URE

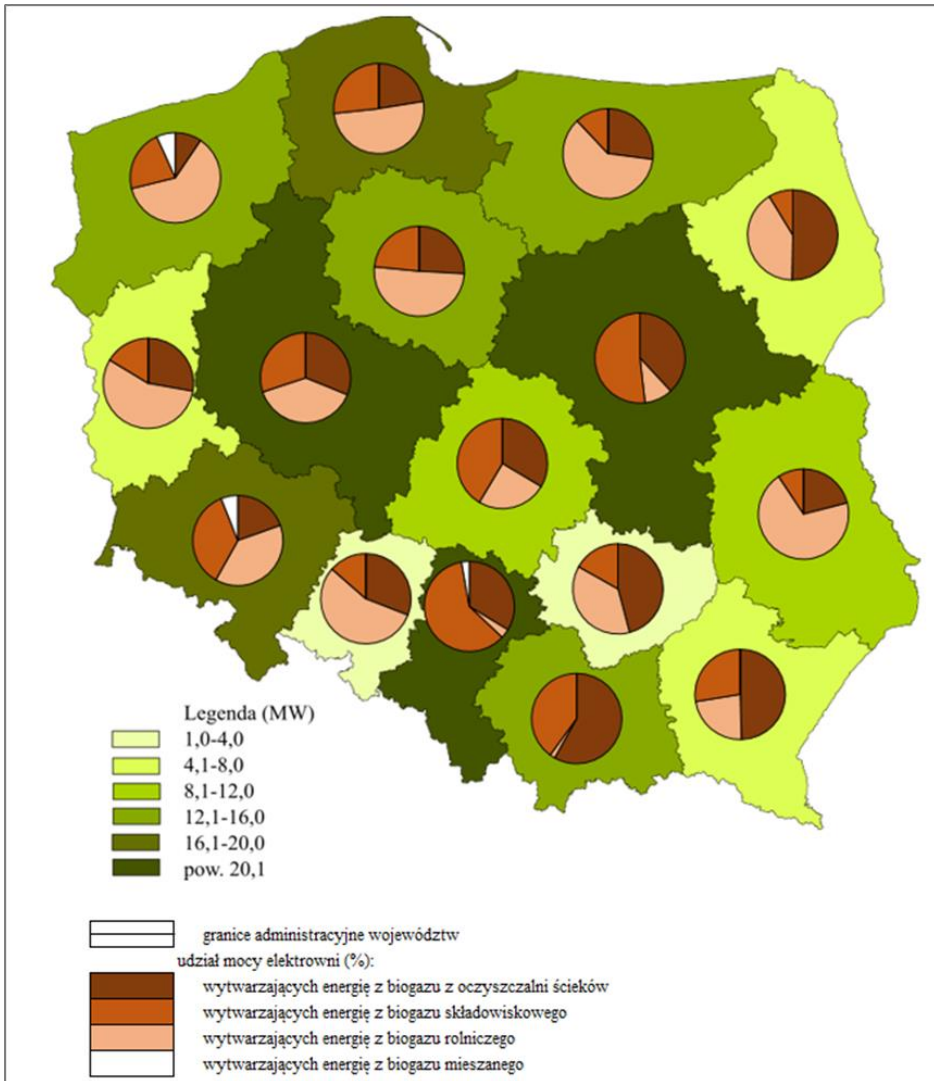
We wszystkich województwach, posiadających największą liczbę biogazowni w Polsce, przeważają te, które wykorzystują biogaz ze składowisk odpadów. W województwie mazowieckim stanowią one 61% wszystkich występujących tu biogazowni natomiast w województwie śląskim – 50%. Z kolei w województwie dolnośląskim dominują dwa typy elektrowni: wykorzystujące biogaz z oczyszczalni ścieków (35%) i składowisk odpadów (35%).

Analizując udział poszczególnych typów biogazowni w Polsce, możemy wyróżnić województwa, w których występuje największy udział elektrowni wytwarzających energię z biogazu z oczyszczalni ścieków, wynoszący ponad 63%. Są to województwa: podkarpackie i małopolskie. Z kolei duży udział biogazowni wykorzystujących biogaz rolniczy występuje w pasie województw zlokalizowanych w północnej części Polski, a także w województwie podlaskim i lubelskim. Bardzo małym udziałem cechują się elektrownie korzystające z biogazu mieszanego. Istnieją 3 tego typu biogazownie, które stanowią zaledwie 1% wszystkich instalacji biogazowych w Polsce. Głównie zlokalizowane są w województwie zachodnio-pomorskim, dolnośląskim i opolskim.

Wpływ na strukturę przestrzenną elektrowni biogazowych w Polsce ma m.in. występowanie gospodarstw posiadających wysoki wskaźnik pogłowia bydła i trzody chlewnej, których odchody wykorzystuje się do produkcji biogazu w biogazowniach rolniczych. W województwie pomorskim na 100 ha użytków rolnych przypada 99 sztuk trzody chlewnej. W województwie warmińsko-mazurskim liczba ta wynosi 50 sztuk, a w województwie lubelskim 42 [5].

W województwie mazowieckim w 2014 r. występowały 53 czynne składowiska odpadów [5]. Na 19 z nich działały biogazownie wykorzystujące biogaz pochodzący z tego źródła. W Wielkopolsce według danych GUS istniało 39 składowisk, wśród których 10 tworzyło elektrownie biogazowe.

Moc biogazowni w Polsce jest zróżnicowana (rys. 3). Największa moc instalacji wystąpiła w biogazowniach zlokalizowanych w województwie mazowieckim, śląskim i wielkopolskim. Pod względem mocy instalacji biogazowych przeważają, te które wytwarzają energię z biogazu rolniczego, głównie w zachodniej Polsce oraz w województwie podlaskim i lubelskim. Województwo pomorskie wyróżnia się pod względem mocy instalacji. 18 biogazowni wyprodukowało około 20,0 MW energii, podczas gdy w województwie śląskim prawie dwa razy tyle instalacji (33), wytworzyło około 21,0 MW.



Rys. 3. Moc instalacji biogazowych w megawatach (MW) w Polsce według województw (stan na 30.09.2015 r.). Źródło: opracowanie własne na podstawie danych URE

4. CHARAKTERYSTYKA PRZYKŁADOWYCH INSTALACJI BIOGAZOWYCH

Zgodnie z ustawą z dnia 20 lutego o odnawialnych źródłach energii organem odpowiedzialnym za prowadzenie rejestru wytwórców biogazu rolniczego jest Prezes Agencji Rynku Rolnego [1]. Zgodnie z rejestrem wytwórców biogazu rolniczego

w Polsce według danych na dzień 25.01.2016 istniały 72 biogazownie rolnicze. Według danych URE liczba biogazowni rolniczych (BGR) wynosiła na dzień 30.09.2015 r. 67 instalacji (tab. 1) [16]. Biogazownie rolnicze zlokalizowane były głównie w północnej Polsce w województwie zachodniopomorskim (10), pomorskim (8) i warmińsko-mazurskim (8). Występują przy fermach trzony chlewnej, jak biogazownia Poldanor [14] czy biogazownia w Brzeźnie [10]. Z kolei substratem dla elektrowni biogazowej w Grzmiącej w województwie zachodniopomorskim są nawozy naturalne, kiszonka kukurydzy i trawy oraz wysłodziny browarniane i wywar ziemniaczany [11]. Odpady produkcyjne pochodzące z fabryki frytek w Lęborku, w województwie pomorskim, wykorzystuje się do produkcji biogazu. Trafiają one do biogazowni rolniczej w Darżynie [12]. Ośrodek Hodowli Zarodowej „Gajewo” uruchomił biogazownię w 2013 r. Produkcja biogazu oparta jest na kiszonce z kukurydzy i odchodach bydłowych. Odpadem z biogazowni jest poferment, stanowiący ciecz pozbawioną odoru, wykorzystywaną jako ekologiczny nawóz [13].

Elektrownie biogazowe wytwarzające biogaz z oczyszczalni ścieków (BGO) stanowią w Polsce około 100 instalacji. Ich największa liczba znajduje się w województwie śląskim (16), mazowieckim, małopolskim i podkarpackim (po 10 biogazowni). Ścieki komunalne i przemysłowe stanowią doskonały surowiec do produkcji biogazu. W 2014 r. w Polsce istniało 4 255 przemysłowych i komunalnych oczyszczalni ścieków. Ich największa liczba występowała w województwie wielkopolskim (441), mazowieckim (430) i śląskim (368) [5].

W Polsce istnieje 98 elektrowni biogazowych wytwarzających energię z biogazu pochodzącego ze składowisk odpadów (BGS). Największa liczba tego typu biogazowni występowała w województwie mazowieckim (19), śląskim (14) i wielkopolskim (10). Proces odgazowania składowiska zmniejsza emisję metanu do atmosfery, pozwala na energetyczne wykorzystanie odprowadzanego biogazu i redukuje uciążliwości zapachowe wokół składowiska. Według danych GUS w 2014 r. w Polsce funkcjonowały 394 składowiska odpadów (to o 37 składowisk mniej niż w roku 2013) [5]. Przykładem składowiska, które uruchomiło elektrownię zasilaną gazem wysypiskowym jest Składowisko RADKOM w Radomiu (woj. mazowieckie). Biogazownia na składowisku odpadów w Suchym Lesie, koło Poznania, posiada moc instalacji 1,2 MW. Wytworzona energia służy głównie na potrzeby własne składowiska, natomiast jej nadmiar jest sprzedawany Energetyce Poznańskiej [15].

W Polsce istnieją 3 instalacje biogazowni mieszanej (BGM), zlokalizowane w województwie śląskim, dolnośląskim i zachodniopomorskim.

Tabela 1. Liczba instalacji biogazowych w województwach Polski według ich rodzajów.
Źródło: opracowanie własne na podstawie danych URE

Województwo	Liczba poszczególnych rodzajów instalacji biogazowni				Razem według województw
	BGO	BGR	BGS	BGM	
mazowieckie	10	2	19	-	31
śląskie	16	2	14	1	33
wielkopolskie	7	7	10	-	24
dolnośląskie	9	7	9	1	26
pomorskie	4	8	6	-	18
zachodniopomorskie	4	10	9	1	24
małopolskie	10	1	5	-	16
kujawsko-pomorskie	4	4	7	-	15
warmińsko-mazurskie	6	8	3	-	17
łódzkie	3	2	5	-	10
lubelskie	4	5	2	-	11
podlaskie	5	4	1	-	10
podkarpackie	10	2	3	-	15
lubuskie	2	3	2	-	7
opolskie	3	1	2	-	6
świętokrzyskie	2	1	1	-	4
Razem według typu	99	67	98	3	267

5. CZYNNIKI LOKALIZACJI ELEKTROWNI BIGAZOWYCH W POLSCE

Do czynników lokalizacji, odgrywających istotną rolę dla inwestorów należą m.in.: bliskość rynków zbytu, dostępność surowców, dogodne położenie inwestycji, dostępność siły roboczej i odpowiednio wykwalifikowanych pracowników oraz łatwość sprzedaży wyprodukowanych towarów lub usług.

Można wyróżnić czynniki lokalizacyjne, takie jak: środowiskowe, przestrzenne, ekonomiczne, społeczno-kulturowe, polityczne, prawno-administracyjne, czy techniczno-technologiczne [2].

Czynnikami mających wpływ na lokalizację elektrowni biogazowych jest przede wszystkim dostęp do surowców wtórnych. Przy oczyszczalniach ścieków i składowiskach odpadów pojawiają się biogazownie, które wykorzystują ścieki i odpady do produkcji biogazu. Dla biogazowni rolniczych niezwykle ważne kryterium stanowi dostępność do surowców pierwotnych, w grupie trzech podstawowych źródeł ich pozyskiwania [9]:

- zakłady przemysłu rolno-spożywczego – odpady poprodukcyjne,
- duże gospodarstwa o przeważającej produkcji zwierzęcej,
- grunty orne z możliwością wykorzystania ich dla upraw roślin energetycznych.

Biogazownie rolnicze wykorzystują przy produkcji biogazu surowce roślinne, takie jak: kiszonki kukurydzy oraz odchody zwierzęce. Ze względu na koszty transportowe, przyjmuje się, iż opłacalność dowozu biomasy występuje w promieniu 10–30 km od biogazowni. Ważnym czynnikiem lokalizacji dla biogazowni rolniczych jest także bliskość ośrodków rolno-spożywczych. Odpady poprzemysłowe i produkty uboczne są wykorzystywane do zwiększenia produktywności biogazu [6].

Lokalizacja biogazowni musi być zgodna z uwarunkowaniami środowiska przyrodniczego. Ograniczeniem dla lokalizacji tego typu inwestycji są obszary parków narodowych, krajobrazowych, obszarów chronionego krajobrazu i innych podlegających ochronie terenów.

Przyczyną zahamowania rozwoju instalacji OZE mogą być czynniki prawno-administracyjne, dotyczące braku spójności przepisów. Czynniki techniczne związane są z istnieniem odpowiedniej infrastruktury umożliwiającej rozpoczęcie inwestycji.

Czynnikiem mającym wpływ na lokalizację biogazowni jest także czynnik społeczny. Protesty ludności mogą ograniczyć plany budowy biogazowni. Wynika to głównie z braku wiedzy społeczności lokalnych na temat działania instalacji biogazowych [7].

6. WNIOSKI

Budowa biogazowni przynosi korzyści ogólnokrajowe, w zakresie oszczędzania zasobów paliw kopalnych, realizacji zobowiązań międzynarodowych czy budowania bezpieczeństwa energetycznego kraju. Produkcja energii elektrycznej i ciepłej przy pomocy biogazu ogranicza potrzebę pozyskiwania energii ze spalania paliw kopalnych, które niekorzystnie wpływają na środowisko przyrodnicze.

Dogodna lokalizacja biogazowni jest ważnym kryterium świadczącym o opłacalności inwestycji. Lokalizacja zależy od warunków środowiskowych, społecznych a także ekonomicznych, z których wynika, że biogazownia powinna być zlokalizowana

jak najbliżej surowca i jak najdalej od obszarów chronionych i zabudowań. Dla biogazowni rolniczych istotnym surowcem są odpady z produkcji rolnej i przemysłu rolno-spożywczego oraz rośliny energetyczne. Lokalizacji biogazowni rolniczych sprzyjają duże fermy i gospodarstwa rolne, zakłady przetwórstwa spożywczego oraz arealy ziemi uprawnej, które można przeznaczyć pod uprawę roślin energetycznych. Dla biogazowni wytwarzających biogaz z oczyszczalni ścieków substratem są ścieki komunalne i przemysłowe. Biogazownie wykorzystują także odpady składowiskowe w produkcji biogazu.

Innym czynnikiem mającym wpływ na lokalizację biogazowni jest dostępność i możliwości dostaw surowców niezbędnych do produkcji biogazu. Ważne jest rozpoznanie obszaru potencjalnej lokalizacji pod względem liczby zakładów spożywczych, czy też gospodarstw rolnych. Ważnym kryterium jest dostępność transportowa, od której zależy opłacalność inwestycji np. opłacalność dowozu biomasy mieści się w granicach 30 km.

W Polsce największa liczba biogazowni zlokalizowana jest w województwie mazowieckim, śląskim oraz dolnośląskim. Biogazownie, znajdujące się w tych województwach cechują się również największą mocą w stosunku do pozostałych regionów. Dominującym typem elektrowni biogazowych w tych regionach są instalacje wykorzystujące biogaz pochodzący ze składowisk odpadów. Ciekawym przykładem jest Wielkopolska, w której występujące 24 biogazownie wytwarzają energię o mocy 20,1 MW. Z kolei najmniejsza liczba biogazowni cechuje województwo świętokrzyskie oraz polskie.

LITERATURA

- [1] Agencja Rynku Rolnego, <http://arr.gov.pl/> [dostęp: 01.01.2015].
- [2] BUDNER W., *Lokalizacja przedsiębiorstw: aspekty ekonomiczno-przestrzenne i środowiskowe*. Wydawnictwo Akademii Ekonomicznej, Poznań 2003.
- [3] CZUREJNO M., *Biogaz składowiskowy jako źródło alternatywnej energii*, http://elektroenergetyka.pl/upload/file/2006/10/elektroenergetyka_nr_06_10_e1.pdf [dostęp: 12.01.2016].
- [4] European Biogas Association, Report 2014, <http://european-biogas.eu/2014/12/16/4331/> [dostęp: 01.01.2016].
- [5] Główny Urząd Statystyczny, www.stat.gov.pl [dostęp: 01.01.2016].
- [6] KOWALCZYK-JUŚKO A., MAJ G., PIEKARSKI W., 2014. *Gospodarka surowcowa wybranej biogazowni rolniczej*. Logistyka, No. 6, 156–160.
- [7] PILARSKA A., PILARSKI K., MYSZURA M., BONIECKI P., *Perspektywy i problemy rozwoju biogazowni rolniczych w Polsce*. Technika Rolnicza Ogrodnicza Leśna, 2013, http://www.pimr.poznan.pl/trol4_2013/AP4_2013.pdf [dostęp: 01.02.2016].
- [8] PIWOWAR A., *Biogazownie rolnicze w Polsce – lokalizacja i parametry techniczne instalacji*. Technika Rolnicza Ogrodnicza Leśna, 2014, No. 6, 7–9.
- [9] SOBOLEWSKI M., *Perspektywy wykorzystania odnawialnych źródeł energii w Polsce*, Studia BAS, 2010, 267–290.

- [10] Strona internetowa biogazowni Brzeźno, <http://www.oze.pl/biogaz/nowa-biogazownia-rolnicza-w-zachodniopomorskiem,1820.html> [dostęp: 01.01.2016].
- [11] Strona internetowa biogazowni Eko-energia Grzmiąca, http://www.wit.wzp.pl/sites/default/files/files/20451/03898400_1412985735_Biogazownie_-Eko_Energia_Grzmiaca.pdf [dostęp: 01.01.2016].
- [12] Strona internetowa Farm Frites Poland, <http://www.chronmyklimat.pl/projekty/biogazownia-przemyslany-wybor/dobre-praktyki/frytkowa-biogazownia> [dostęp: 15.01.2016].
- [13] Strona internetowa Ośrodka Hodowli Zarodowej „Gajewo”, <http://ohzgajewo.pl/index.php/dzialalnosc/biogazownia-rolnicza> [dostęp: 10.01.2016].
- [14] Strona internetowa biogazowni Poldanor, <http://www.poldanor.com.pl/pl/produkcja/#produkcja-energii-z-biogazu> [dostęp: 01.01.2016].
- [15] SZYMAŃSKI, B., *Biogazownie – korzyści czy zagrożenie. Fundacja Wspierania Inicjatyw Ekologicznych*
<https://docs.google.com/file/d/0B6rQUMXHpwk9WVRQUWxzMFZ2NDQ/edit?pref=2&pli=1>
[dostęp: 15.01.2016].
- [16] Urząd Regulacji Energetyki, <http://www.ure.gov.pl/> [dostęp: 12.01.2016].
- [17] Ustawa o odnawialnych źródłach energii Ustawa z dn. 20 lutego 2015 r. o odnawialnych źródłach energii. Dz.U 2015 poz. 478, <http://isap.sejm.gov.pl/DetailsServlet?id=WDU20150000478> [dostęp: 11.12.2015].
- [18] ZARĘBSKI P., *Uwarunkowania przestrzenne lokalizacji biogazowni w Polsce*. Stowarzyszenie Ekonomistów Rolnictwa i Agrobiznesu, 2014, Vol. XVI, No. 3, 331–336.
- [19] ZAWIEJA I., WOLSKI P., WOLNY L., 2010. *Pozyskiwanie biogazu z odpadów deponowanych na składowiskach*, http://tchie.uni.opole.pl/ecoproc10b/ZawiejaWolski_PECO10_2.pdf [dostęp: 10.01.2015].

BIOGAS PLANT IN POLAND AND ITS LOCATION FACTORS

The aim of this study is to present the occurrence of biogas plants as well as its location factors. The study took into account the biogas plants that produce energy from biogas, which was came from wastewater treatment plants, waste stockpiles, agricultural biogas and mixed. The time range includes data of 30.09.2015, which came from the website of Energy Regulatory Office. The spatial range refers to the area of Poland, divided into units NUTS 2. The result of the analysis are maps containing information about the power, the numer and types of biogas plants in Ponal'd's provinces.



Wydawnictwa Politechniki Wrocławskiej są do nabycia w księgarni,
plac Grunwaldzki 13, 50-377 Wrocław, budynek D-1 PWr., tel. 71 320 29 35
Prowadzimy sprzedaż wysyłkową: zamawianie.ksiazek@pwr.edu.pl

ISBN 978-83-7493-944-7