

JCEE A

Czasopismo
Inżynierii Lądowej,
Środowiska
i Architektury

Journal of Civil
Engineering,
Environment
and Architecture

Kwartalnik
tom XXXII
zeszyt 62 (nr 1/2015)
styczeń-marzec

(e-ISSN 2300-8903)

Czasopismo Inżynierii Lądowej, Środowiska i Architektury jest kontynuacją
Zeszytów Naukowych Politechniki Rzeszowskiej - Budownictwo i Inżynieria Środowiska.

Wydano za zgodą Rektora

R e d a k t o r n a c z e l n y
Wydawnictw Politechniki Rzeszowskiej
prof. dr hab. inż. Leonard ZIEMIAŃSKI

R a d a N a u k o w a
prof. Mohamed Eid (Francja), prof. David Valis (Czechy)
prof. Nadežda Številová (Słowacja)
prof. Antonio João Carvalho de Albuquerque (Portugalia)
prof. Volodymyr V. Cherniuk (Ukraina)
prof. João Antonio Saraiva Pires da Fonseca (Portugalia)
prof. Dušan Katunsky (Słowacja), prof. Vincent Kvočák (Słowacja)
prof. Zinoviy Blikharsky (Ukraina), prof. Tomasz Winnicki (Polska)
prof. Czesława Rosik-Dulewska (Polska), prof. Krzysztof Knapik (Polska)
prof. Janusz A. Tomaszek (Polska), prof. Jerzy Ziółko (Polska)
prof. Ryszard L. Kowalczyk (Polska), prof. Stanisław Kuś (Polska)

K o m i t e t R e d a k c y j n y
(afiliacja: Polska)

redaktor naczelny

dr hab. inż. Piotr KOSZELNIK, prof. PRz

redaktorzy tematyczni (naukowi)

prof. dr hab. inż. Aleksander KOZŁOWSKI, prof. dr hab. inż. Janusz RAK

redaktor statystyczny

dr hab. inż. Szczepan WOLIŃSKI, prof. PRz

sekretarz redakcji

dr inż. Katarzyna PIETRUCHA-URBANIK

członkowie

dr inż. Renata GRUCA-ROKOSZ, dr inż. arch. Anna SIKORA
dr inż. Zdzisław PISAREK, dr hab. inż. Lucjan ŚLĘCZKA, prof. PRz

R e d a k t o r

Marta JAGIEŁOWICZ

P r z y g o t o w a n i e m a t r y c

Joanna MIKUŁA

p-ISSN 2300-5130

e-ISSN 2300-8903

Wersja drukowana Kwartalnika jest wersją pierwotną.

Redakcja czasopisma: Politechnika Rzeszowska, Wydział Budownictwa, Inżynierii Środowiska i Architektury, al. Powstańców Warszawy 6, 35-959 Rzeszów, www.oficyna.portal.edu.pl//pl/zeszyty-naukowe/czasopismo-inzynierii-ladowej-s/ (e-mail: kpier@prz.edu.pl)

Wydawca: Oficyna Wydawnicza Politechniki Rzeszowskiej, al. Powstańców Warszawy 12, 35-959 Rzeszów, www.oficyna.portal.prz.edu.pl (e-mail: oficyna1@prz.edu.pl)

Informacje dodatkowe i stopka – str. 433

SPIS TREŚCI

Daniel BANCER, Aneta CZECHOWSKA-KOSACKA, Robert KOSACKI: Biogazownie źródłem paliw alternatywnych	5
Andrzej CZAPCZUK, Jacek DAWIDOWICZ: Analiza przepływów w przewodach sieci wodociągowej za pomocą systemu ekspertowego	13
Jacek CZERWIŃSKI, Anna KŁONICA, Janusz OZONEK: Pozostałości farmaceutyków w środowisku wodnym i metody ich usuwania	27
Jacek DAWIDOWICZ: Ocena średnic przewodów wodociągowych za pomocą sieci neuronowych Kohonena	43
Bożena GIL, Robert WRONA, Artur KAWCZYŃSKI: Analiza uszkodzalności sieci kanalizacyjnej dla jednego z miast na terenie Górnego Śląska ..	65
Ewa HOŁOTA, Beata KOWALSKA: Przegląd metod wyznaczania lokalizacji punktów monitoringu jakości wody w sieci wodociągowej	81
Ryszarda IWANEJKO: Kolejne spojrzenie na wartość oczekiwaną niedoboru wody	99
Ryszarda IWANEJKO, Jarosław BAJER: Rozważania o wybranych metodach wyznaczania niezawodności systemu kanalizacji grawitacyjnej	109
Ryszarda IWANEJKO, Jarosław BAJER: Rozważania o wybranych metodach wyznaczania niezawodności systemu kanalizacji podciśnieniowej	125
Ryszarda IWANEJKO, Agnieszka GENEROWICZ: Klasyfikacja przyczyn pożarów i ocena ryzyka ich występowania w obiektach gospodarki odpadami komunalnymi w aspekcie strat ekonomicznych, ekologicznych i społecznych	137
Ryszarda IWANEJKO, Tomasz LEŃ: Analiza uszkodzalności sieci wodociągowej eksploatowanej przez SPGK w Sanoku	153
Małgorzata IWANEK, Beata KOWALSKA, Dariusz KOWALSKI, Marian KWIETNIEWSKI, Katarzyna MISZTA-KRUK, Paulina MIKOŁAJUK: Wpływ różnych czynników na awaryjność sieci wodociągowej w układzie przestrzennym – studium przypadku	167
Małgorzata IWANEK, Beata KOWALSKA, Dariusz KOWALSKI, Marian KWIETNIEWSKI, Katarzyna MISZTA-KRUK, Anna RZEPKA, Kornelia SZOTOWICZ: Wpływ różnych czynników na awaryjność sieci kanalizacyjnych w układzie przestrzennym – studium przypadku	185
Galina KALDA, Wioleta BABIARZ: Problematyka zagospodarowania odpadów komunalnych na terenie Podkarpacia	201

Galina KALDA, Natalia KOLEK: Rozwój energetyki odnawialnej na Podkarpaciu	219
Galina KALDA, Krzysztof SZAREK: Ocena efektywności wykorzystania alternatywnych źródeł energii w porównaniu z energią atomową	235
Galina KALDA, Dorota WOJCIECHOWSKA: Analiza zastosowania innowacyjnych technologii do oświetlenia, ogrzewania i klimatyzacji w krajach Europy	249
Tomasz KAMIZELA, Mariusz KOWALCZYK, Małgorzata WORWAĞ: Conditions for effective ultrasonic disintegration of activated sludge suspension	265
Małgorzata KIDA, Piotr KOSZELNIK: Występowanie ftalanów i substancji powierzchniowo czynnych w środowisku	279
Katarzyna MAJ, Adam MASŁOŃ: Wieloparametryczna ocena efektywności oczyszczalni ścieków w Rzeszowie przed modernizacją	299
Marcin MIRONOWICZ: Pompa ciepła solanka – woda z akumulatorem wodnym	317
Anna NOWACKA, Maria WŁODARCZYK-MAKUŁA, Damian PANASIUK: Analiza ilościowo-jakościowa wody pobieranej do uzdatniania ze zbiornika Goczałkowice w latach 1990-2013	323
Janusz Ryszard RAK: Propozycja oceny dywersyfikacji objętości wody w sieciowych zbiornikach wodociągowych	339
Henryk RÓŻAŃSKI, Krzysztof JABŁOŃSKI: Możliwości pozyskiwania biomasy leśnej na cele energetyczne w Polsce	351
Artur RUSOWICZ, Andrzej GRZEBIELEC: Aspekty prawne i techniczne zamiany czynników chłodniczych w instalacjach chłodniczych i klimatyzacyjnych	359
Michał SMOGARZEWSKI, Piotr MARCINOWSKI, Jan BOGACKI, Jeremi NAUMCZYK: Zastosowanie procesów koagulacji i flotacji ciśnieniowej do oczyszczania ścieków z produkcji kosmetyków	369
Barbara TCHÓRZEWSKA-CIEŚLAK, Dawid SZPAK: Niepewność w analizie ryzyka związanego z funkcjonowaniem systemu zbiorowego zaopatrzenia w wodę	383
Barbara TCHÓRZEWSKA-CIEŚLAK, Krzysztof BORYCZKO, Izabela PIEGDOŃ: Niekonwencjonalne metody analizy ryzyka awarii w systemach zbiorowego zaopatrzenia w wodę	393
Marek URBANIK, Barbara TCHÓRZEWSKA-CIEŚLAK: Ecological aspects of the natural gas use	409
Marek URBANIK, Barbara TCHÓRZEWSKA-CIEŚLAK: Podstawy analizy niezawodności funkcjonowania instalacji wykorzystujących gaz ziemny	419

Daniel BANCER¹

Aneta CZECHOWSKA-KOSACKA²

Robert KOSACKI³

BIOGAZOWNIE ŹRÓDŁEM PALIW ALTERNATYWNYCH

Ograniczone zasoby surowców energetycznych, takich jak węgiel kamienny, ropa naftowa czy gaz ziemny, w sytuacji zwiększającego się zapotrzebowania na energię zmuszają do intensywnego poszukiwania innych przyjaznych środowisku nośników energii odnawialnej. Jednym z nich są biogazownie wykorzystujące biomasę pochodzenia rolniczego, nośnika energetycznego łatwego w pozyskiwaniu i transporcie. W Polsce jest to stosunkowo nowa technologia pozyskiwania energii, ale o bardzo dużym potencjale rozwoju. Obecnie w Polsce jest uruchomionych 45 biogazowni o łącznej zainstalowanej mocy elektrycznej 52 MWe. Jednocześnie na rynku istnieje 400 projektów biogazowni rolniczych. W niniejszej pracy omówiono produkty wykorzystywane do produkcji biogazu, który jest najmniej kapitałochłonnym odnawialnym źródłem energii opartym na uprawach energetycznych oraz przetwarzaniu odpadów. Przewaga rolnictwa w gospodarce powoduje, że kierunek rozwoju odnawialnych źródeł energii kieruje się w stronę pozyskiwania i wykorzystania biogazu. Dotychczasowe źródła biogazu (składowiska odpadów, oczyszczalnie ścieków, biogazownie rolnicze) stanowią jedynie niewielką część jego możliwości produkcyjnych. Obecnie biogaz można produkować w biogazowniach energetycznych wyłącznie z biomasy, np. kiszonki, kukurydzy czy zbóż. Produkcja biogazu na dużą skalę może oznaczać zwiększenie bezpieczeństwa energetycznego kraju, zmniejszenie deficytu gazowego państwa, uniezależnienie się od importu gazu oraz wypełnienie zobowiązań unijnych dotyczących produkcji biopaliw i energii z OZE.

Słowa kluczowe: energia odnawialna, biomasa, energetyczne wykorzystanie, biopaliwa, termiczne przetwarzanie

¹ Daniel Bancer, Politechnika Lubelska

² Autor do korespondencji/corresponding author: Aneta Czechowska-Kosacka, Politechnika Lubelska, Instytut Inżynierii Ochrony Środowiska, ul. Nadbystrzycka 40B, 20-618 Lublin, tel. 81 5384303, A.Czechowska-Kosacka@pollub.pl

³ Robert Kosacki, Politechnika Lubelska

1. Wprowadzenie

Zmiany zachodzące na rynku energetycznym prowokują do intensyfikowania działań mających na celu znalezienie alternatywnych źródeł energii. Nowe rozwiązania nie powinny pominąć biogazu – nośnika energetycznego łatwego do pozyskania i w transporcie. Należy mieć również na względzie jak największą niezależność od innych krajów, by na wypadek różnych sytuacji międzynarodowych zabezpieczyć się przed paraliżem, ponieważ ani ludzie, ani gospodarka nie potrafią efektywnie pracować bez energii.

Według klasyfikacji Zaręby [7] do energetyki odnawialnej można zaliczyć: energetykę słoneczną, wiatrową, wód płynących i morskich, spalanie biopaliw na cele energetyczne i ciepłownicze, produkcję biopaliw na cele transportowe, a także biogazownie oparte na uprawach energetycznych oraz przetwarzaniu odpadów.

Ponadto po długoletnich dyskusjach prowadzonych przez specjalistów z ramienia Komisji Europejskiej Minister Środowiska Rozporządzeniem z dnia 2 czerwca 2010 r. zakwalifikował 42% energii pochodzącej ze spalania odpadów komunalnych do OZE [5]. Ten fakt jest nie do przecenienia ze względu na Dyrektywę Parlamentu Europejskiego i Rady 199/31/EC z dnia 26 kwietnia 1999 r. obligującą właściwe podmioty do zmniejszenia do 2020 r. do 35% składowanych odpadów komunalnych w stosunku do 1995 r. Obecnie przetwórstwo odpadów komunalnych na energię jest w Polsce znikome – w latach 2006-2009 wyprodukowano 0,6 TWh, podczas gdy zużyto 147,7 TWh. Prognozy oparte na obecnie prowadzonej polityce energetycznej zakładają wzrost do 0,7 TWh energii do 2030 r. Niestety rozwinię się poziom zapotrzebowania na energię elektryczną, toteż procent energii pochodzącej z przetwórstwa odpadów komunalnych znacznie się nie powiększy. Dane te wskazują, że wykorzystanie odpadów zgromadzonych na składowiskach odpadów jest nie tylko niezbędne, ale i konieczne do spełnienia unijnych wymagań.

2. Biogaz źródłem energii odnawialnej

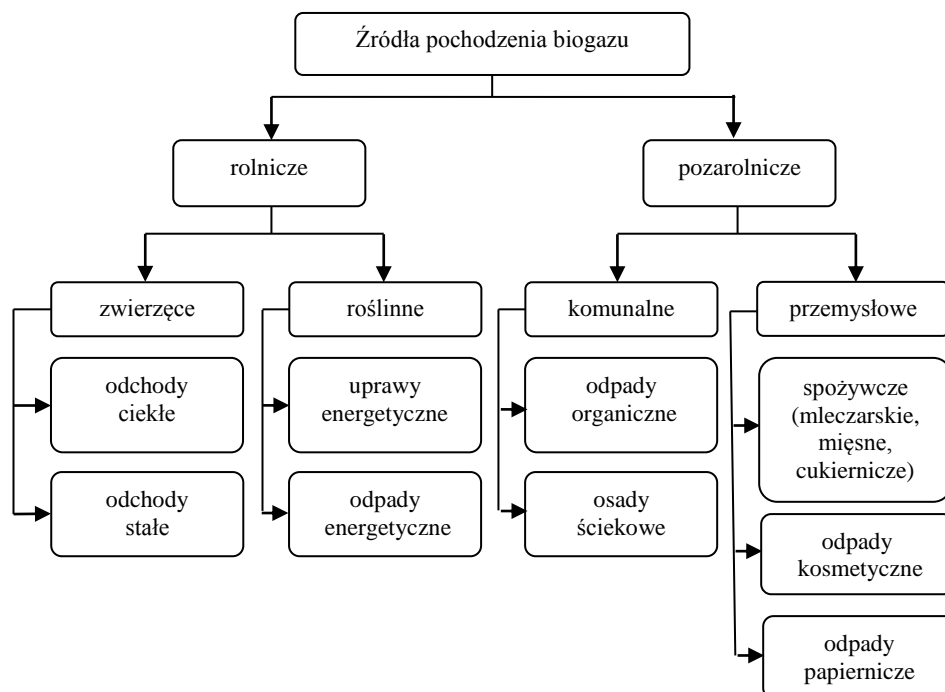
Biogaz jest produktem fermentacji beztlenowej fermentacji związków pochodzenia organicznego zawierających celulozę, skrobię oraz inne węglowodory i białka. W prawidłowo prowadzonym procesie fermentacji głównym składnikiem jest metan (CH_4), który stanowi do 60% mieszaniny oraz ditlenek węgla (CO_2).

W 2012 roku zużycie gazu w Polsce wyniosło ok. 15,8 mld m^3 , z czego 11 mld m^3 pochodzi z importu, reszta jest uzyskiwana z polskich złóż. W 2010 roku na cele gospodarcze i przemysłowe wykorzystano 14,4 mld m^3 gazu, z czego 10 mld m^3 pochodziło spoza granic państwa. Można zauważyć, że w ciągu dwóch lat import gazu zmalał o 6%, jednak nadal istnieje pewien niewykorzystany potencjał tkwiący w narodowych źródłach. Jednym z nich jest gaz

łupkowy. Ponieważ jest on zaliczany do konwencjonalnych źródeł energii, nie jest przedmiotem tego opracowania. Drugim źródłem jest biomasa. Klimiuk i in. [3] wskazują, że formuła Unii Europejskiej (Dyrektywa 2001/77/WE) brzmi analogicznie do znajdującej się w polskiej ustawie o biokomponentach, według której biomasa to stałe lub ciekłe substancje pochodzenia roślinnego lub zwierzęcego ulegające biodegradacji, pochodzące z produktów, odpadów i pozostałości z produkcji rolnej i leśnej, przemysłu przetwarzającego ich produkty, ponadto części pozostałych odpadów, które są podatne na biodegradację, w szczególności surowce rolnicze. Część z nich po użytkowaniu przez człowieka trafia na składowiska komunalne, natomiast część stanowiąca owoce lub odpady produkcji rolnej jest wykorzystywana w rolnictwie do nawożenia. Aby spożytkować biomasę do produkcji biogazu, musi się w niej zawierać przynajmniej 30% substancji biodegradowalnej. Zarówno biomasa roślinna, jak i zwierzęca składa się z masy i wody. Stosunek owych składników w substracie warunkuje ilość i jakość uzyskanego biogazu. W zależności od używanego w biogazowni substratu, czy to z odpadów komunalnych czy biokomponentów rolniczych, są stosowane różne technologie i procesy.

Zgodnie z Dz.U. Nr 62, poz. 628 z późn. zm. odpady komunalne są odpadami powstającymi w gospodarstwach domowych, dodatkowo odpady niezawierające odpadów niebezpiecznych pochodzące od innych wytwórców odpadów, które są podobne do odpadów powstających w gospodarstwach domowych ze względu na charakter lub skład. Klimiuk i in. [3], mówiąc o efektywnym wykorzystaniu odpadów komunalnych w biogazownictwie, podają, że należy uwzględnić rodzaj i stężenie związków biodegradowalnych, które występują we frakcji organicznej. Zaliczane są do niej: odpady komunalne segregowane i zbierane u źródła, odpady zielone pochodzące z targowisk, ogródków i parków, niesegregowane odpady ulegające biodegradacji. Najbardziej efektywnymi substratami do przetwarzania na biogaz są odpady organiczne z gospodarstw domowych. Ponadto po obróbce są wykorzystywane odpady zmieszane (rys. 1.). Aby mogły być użyte do produkcji energii, należy zastosować przetwarzanie mechaniczno-biologiczne (MBP) obejmujące procesy rozdrabniania, przesiewania, sortowania, klasyfikacji i separacji. Dzięki nim odpady są podzielone na frakcje, które można w części wykorzystać materiałowo lub energetycznie, a fragment z nich podlega biodegradacji. Ten biodegradowalny element może w warunkach tlenowych prowadzić do otrzymania kompostu, natomiast w warunkach beztlenowych do produkcji biogazu oraz odpadów pofermentacyjnych. Aby skorzystać z energii znajdującej się w odpadach zmieszanych, należy uprzednio dokonać ich sortowania, które ma na celu zwiększenie podatności na rozkład biologiczny.

Przetworzone odpady są poddawane fermentacji, której produktami są biogaz i pofermentat. Podstawę ich podziału stanowią: przyjęta technologia, zawartość wody w doprowadzonym surowcu, temperatura fermentacji oraz sposób zasilania fermentatora. Rozróżnia się systemy mokre oraz suche.



Rys. 1. Źródła pochodzenia biogazu, na podstawie [1]

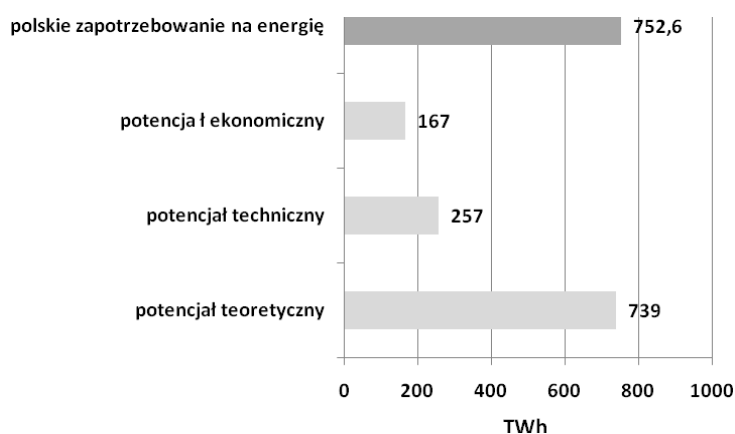
Fig. 1. Biomass resources potential in Poland, based on [1]

W technologiach opartych na fermentacji mokrej 3-15 m³ wody jest mieszane z 1 Mg odpadów, co powoduje uzyskanie suchej masy na poziomie 3-19%. W praktyce zawartość suchej masy wynosi do 12% ze względu na problemy z przepompowywaniem wynikające z konsystencji substratów. Zamiast wody są używane osady ściekowe, wywar gorzelniany, dzięki czemu zmniejsza się zużycie świeżej wody. W celu przyspieszenia procesu fermentacji odpady poddaje się rozwłóknianiu, do czego używa się pulperów. Z powstałej pulpy oddziela się piasek, żwir, odłamki szkła. W komorach nieustannie odbywa się proces mieszania, który zapobiega obniżeniu wydajności biogazu przez uniknięcie przebiecia hydraulicznego, kiedy to wsad surowcowy opuszcza bioreaktor w czasie mniejszym od czasu hydraulicznego zatrzymania. Klimiuk i in. [3] podają, że fermentację można prowadzić w układzie jedno- lub dwustopniowym, przy czym w tym drugim jest możliwy rozkład faz na kwaśną i metanową. W pierwszym stopniu stosuje się komory z całkowitym wymieszaniem, natomiast w drugim reaktory z błoną biologiczną lub osadem granulowanym. W drugiej fazie układu dwustopniowego, w której wzrost metanogenów jest wolniejszy, stosuje się złoża biologiczne w celu zwiększenia średniego czasu zatrzymania mikroorganizmów. W pierwszej fazie optymalizacja warunków dla wzrostu mikroorganizmów odbywa się poprzez zwiększenie temperatury lub

wprowadzenie powietrza. Jego obecność sprzyja powstaniu warunków mikroaerofilnych powodujących, że fermentuje nie tylko celuloza, ale również lignina.

Systemy suche są przeznaczone dla odpadów, w których ilość suchej masy wynosi od 20 do 40%. Wymagają one zużycia mniejszej ilości cieczy i ciepła. Objętość odpadów poddawanych obróbce jest mniejsza niż w systemach mokrych. Pojawiają się natomiast problemy z transportem i mieszaniem substratów. Do przesyłania są stosowane taśmociągi bądź pompy, jednak generuje to koszty ze względu na konieczność podniesienia wytrzymałości tych urządzeń. Zauważa się mniejsze straty składników biodegradowalnych wskutek większej tolerancji na obecność szkła, drewna, tudzież innych zanieczyszczeń. Cząstki nieprzekraczające 40-60 mm muszą być uprzednio rozdrobnione. Systemy suche są bezpieczniejsze, gdyż nie występują przebicia hydrauliczne, ponieważ przepływ substratów jest tłokowy.

W lipcu 2010 roku Rada Ministrów uchwaliła dokument „Kierunki rozwoju biogazowni rolniczych w Polsce w latach 2010-2020”. Zakłada on m.in. poprawę bezpieczeństwa energetycznego, aktywizację gospodarczą wsi, oparcie części dostaw energii cieplnej, elektrycznej i gazu na lokalnych biogazowniach, poprawę infrastruktury energetycznej, wzrost konkurencyjności polskiego rolnictwa, energetyczne wykorzystanie pozostałości organicznych emitujących gazy cieplarniane. Paliwami wykorzystywanymi na potrzeby funkcjonowania biogazowni są odpady pochodzące z rolnictwa, a także rośliny energetyczne (rys. 2.). Wzrost arealów przeznaczonych na produkcję roślin nadających się do produkcji biogazu spowoduje poprawę właściwości fizycznych, chemicznych i biologicznych gleby, ale w sposób szczególnie ograniczy efekt cieplarniany, gdyż ilość gazów pobieranych w procesie fotosyntezy równoważy ilość ditlenku węgla produkowaną podczas spalania.



Rys. 2. Potencjał zasobów biomasy w Polsce, na podstawie [6]

Fig. 2. Biogas sources, based on [6]

W Polsce znajduje się co najmniej 700 tys. ha nieużytków, które mogą być spożytkowane na produkcję roślin energetycznych. Gostomczyk [2] podaje, że bez szkody na produkcję rolniczą pod uprawę roślin potrzebnych do produkcji biomasy można przeznaczyć 1 mln ha ziemi uprawnej. Natomiast Popczyk [4] pisze, że w 2009 r. 1,2-1,7 mln ha gruntów było wykorzystywanych do nadprodukcji żywności. Z arealu wynoszącego 1 mln ha można uzyskać 8 mld m³ biometanu – wielkość ta odpowiada 80 TWh energii pierwotnej. By uzyskać taką ilość energii, należy zużyć 13,7 mln ton węgla energetycznego.

W doborze rośliny energetycznej, która ma być uprawiana na określonym danym areale w celu uzyskania z niej biomasy, bardzo ważnymi elementami są: ilość plonów, która może być zebrana z jednego hektara, procentowa ilość suchej masy znajdującej się w konkretnej roślinie, wartość opałowia pozyskiwana z 1 kg, procentowa zawartość metanu znajdująca się w biogazie. Dodatkowo należy uwzględnić ilość białek, tłuszczów i węglowodanów, ponieważ bakterie metanowe, dzięki którym zachodzi proces fermentacji, są bardzo czułe na zmiany substratów. Okres adaptacji bakterii to około 2 tygodnie. Skuteczne przygotowanie biomasy do fermentacji wymaga rozdrobnienia substratów. W zależności od źródeł i prowadzonych badań stwierdza się lub nie wpływ rozdrobnienia na wydajność. W celu uzyskania dobrych efektów słomę pszeniczną, kiszonkę z kukurydzy należy uprzednio zmiażdżyć, w przeciwieństwie do sorgo czy owsa.

Dotychczasowe źródła biogazu, takie jak oczyszczalnie ścieków, składowiska odpadów, biogazownie rolnicze, to tylko część jego możliwości produkcyjnych. Obecnie można go produkować w odpowiednich instalacjach – biogazowniach energetycznych – wyłącznie z biomasy, np. kiszonki słonecznika, kukurydzy czy zbóż.

W świetle przytoczonych rozważań należy podkreślić szczególną rolę biomasy powszechnie dostępnej i należącej do najtańszych źródeł energii. Praktycznie w całej Polsce występują korzystne warunki do uprawy roślin energetycznych, które mogą być uniwersalnym nośnikiem energii. Należy zauważyć, że próba oszacowania możliwości wytwórczych pochodzących z OZE jest oparta na obecnych rozwiązaniach technicznych i wydajnościowych z hektara. Wykorzystanie nowych roślin i sposobów ich przetwarzania pozwoli na wytworzenie dwu- lub trzykrotnie większej ilości energii pochodzącej z OZE z tego samego arealu.

3. Wnioski

W Polsce istnieje duży potencjał wykorzystania odnawialnych źródeł energii. Bardzo dobre nasłonecznienie oraz przewaga rolnictwa w gospodarce sprzyja otrzymywaniu energii z biogazu. W perspektywie spełnienia unijnych wymogów należy zmniejszać składowiska odpadów poprzez powtórne wykorzystanie

surowców na cele energetyczne. Racjonalne wykorzystanie arealów pod produkcję roślin energetycznych przyczyni się do rozwoju obszarów wiejskich oraz zmniejszy zużycie węgla. Koszenie łąk w konkretnych terminach oraz przetwarzanie uzyskanych zasobów może przyczynić się do wzrostu produkcji biomasy.

Literatura

- [1] Głaszczka A., Wardal W.J., Romaniuk W., Domasiewicz T.: Biogazownie rolnicze. MULTICO Oficyna Wydawnicza, Warszawa 2010.
- [2] Gosomczyk W.: Rola i znaczenie biomasy energetycznej w rozwoju zrównoważonym, [w:] Wykorzystanie biomasy w energetyce, M. Jasiulewicz (red.). Polskie Towarzystwo Ekonomiczne, Politechnika Koszalińska, Koszalin 2011, s. 83-105.
- [3] Klimiuk E., Pawłowska M., Pokój T.: Biopaliwa. Technologie dla zrównoważonego rozwoju. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa 2012.
- [4] Popczyk J.: Energetyka rozproszona. Od dominacji energetyki w gospodarce do zrównoważonego rozwoju, od paliw kopalnych do energii odnawialnej i efektywności energetycznej. Polski Klub Ekologiczny Okręg Mazowiecki, Warszawa 2011.
- [5] Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 2 czerwca 2010 r. w sprawie szczegółowych warunków technicznych kwalifikowania części energii odzyskanej z termicznego, Dz.U. 10.117.788.
- [6] www.zielonaenergia.eco.pl (z dnia 10.04.2014 r.).
- [7] Zaręba K.: Energia niekonwencjonalna – niewykorzystane możliwości rozwoju, [w:] Energia niekonwencjonalna i zagospodarowanie odpadów, Wiatr I., Marczak H. (red.). Polskie Towarzystwo Inżynierii Ekologicznej, Lublin 2010, s. 17-30.

BIOGAS PLANTS AS A SOURCE OF ALTERNATIVE FUELS

Summary

In the situation of a constantly growing demand for energy, limited resources of energy raw materials, such as hard coal, crude oil or natural gas, force us to search for other, environmentally friendly and renewable energy carriers. One of them includes the biogas plants, utilizing the biomass generated in agriculture – an energy carrier which is easy not only to generate but also to transport. In Poland, it is a relatively new method of energy production which is characterized with an extremely high development potential. At present, there are 45 biogas plants operating in Poland, with combined output of 52 MWe. The study contains an analysis of some renewable energy sources, solar- and wind-power engineering industry, hydro-energy and seawater power, as well as biomass being the least costly source of renewable energy, as it is obtained from energy crops and waste treatment. The supremacy of agriculture in the Polish economy makes the direction of the development in the field of renewable energy sources turn to the biogas production and management. The current biogas sources, such as waste landfill sites, wastewater treatment plants and agricultural biogas power plants constitute only a marginal fraction of the biogas production capacity. Nowadays, we are able to produce biogas in agricultural biogas power plants, for example from maize silage or from other grains. A large scale production of biogas may contribute to an increase of the state energy security, as well as to the decrease of the gas deficit and the gas

import dependency, in addition to meeting the EU regulations concerning the renewable energy and fuel production.

Keywords: renewable energy, biomass, energy use, biofuels, thermal processing

Przesłano do redakcji: 11.12.2014 r.

Przyjęto do druku: 28 marca 2015 r.

DOI: 10.7862/rb.2015.1

Andrzej CZAPCZUK¹
Jacek DAWIDOWICZ²

ANALIZA PRZEPIŹYWÓW W PRZEWODACH SIECI WODOCIĄGOWEJ ZA POMOCĄ SYSTEMU EKSPERTOWEGO

Projektowanie systemów dystrybucji wymaga przeprowadzenia wielu obliczeń i analiz mających na celu uzyskanie najlepszego rozwiązania. Podstawowym celem obliczeń jest wyznaczenie natężenia przepływu przez przewody oraz określenie strat ciśnienia, wysokości zbiorników, wymaganego ciśnienia na zasilaniu i ciśnienia w poszczególnych węzłach sieci. Systemy dystrybucji wody są zbudowane ze złożonych, skomplikowanych układów przewodów, w których zachodzą różnorodne przepływy. Niezwykle ważna jest analiza przepływów z punktu widzenia dobranej średnicy, prędkości przepływu, ale również położenia w strukturze układu przewodów. W przypadku gdy pojemność wewnętrzna przewodu ze względu na jego średnicę i długość jest znacznie większa niż wydatek z węzła końcowego oraz przepływ tranzytowy do dalszych przewodów, może wystąpić zjawisko przestoju wody. Zjawisko to może się pojawić w sieciach pierścieniowych oraz w końcówkach sieci. Problemem może być również wzrastający przepływ przez przewody wraz z rozbudową systemu dystrybucji wody, gdy podłączane tereny nie były wcześniej uwzględnione w planie ogólnym wodociągu. Problem rozwiązano jako klasyfikację za pomocą reguł drzewa decyzyjnego. Zdefiniowano jedną klasę QK1 odpowiadającą zakresowi odpowiednich wartości przepływu oraz sześć klas QK2-QK7 opisujących przyczyny niepoprawnego przepływu. Zaprezentowano proces indukcji drzewa decyzyjnego metodą C4.5 przeznaczonego do oceny przepływów w przewodach wodociągowych. Reguły decyzyjne z uzyskanego drzewa pozwalają dokonać oceny przepływu poprzez wybór jednej z klas. System ekspertowy korzystający z reguł sporządzonych za pomocą indukcji drzewa decyzyjnego może być zastosowany jako dodatkowy moduł programu komputerowego.

Słowa kluczowe: system dystrybucji wody, indukcja drzew decyzyjnych, metoda C4.5, weryfikacja wyników obliczeń

¹ Andrzej Czapczuk, Politechnika Warszawska

² Autor do korespondencji/corresponding author: Jacek Dawidowicz, Politechnika Białostocka, Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska, 15-351 Białystok, ul. Wiejska 45A, tel. 85 7469649, j.dawidowicz@pb.edu.pl

1. Wprowadzenie

Systemy zaopatrzenia w wodę są skomplikowanymi układami obiektów inżynierskich, które pełnią różnorodną rolę w funkcjonowaniu całości. Najważniejszym elementem jest z pewnością system dystrybucji wody. Podyktowane jest to zarówno wysokimi kosztami budowy, jak i złożonym procesem eksploatacji i renowacji, gdyż niemożliwe jest przebudowanie całego systemu jednocześnie. W związku z tym projektowanie systemów dystrybucji wymaga przeprowadzenia wielu analiz i podjęcia decyzji mających doprowadzić do najlepszego rozwiązania.

Wymaga to wykonania złożonych obliczeń, które mogą być zrealizowane dla określonych warunków poborów wody, najczęściej maksymalnych. Może być także wspomagane poprzez budowę modeli komputerowych realizujących obliczenia mające na celu symulację pracy systemu w dłuższym czasie przy zmieniających się parametrach poboru i zasilania. Podstawowym celem obliczeń jest wyznaczenie natężenia przepływów przez przewody, określenie strat ciśnienia, wysokości zbiorników, wymaganego ciśnienia na zasilaniu oraz ciśnienia w poszczególnych węzłach sieci. Właściwe zaprojektowanie poszczególnych elementów systemu dystrybucji wody ma decydujący wpływ na koszty inwestycyjne oraz eksploatacyjne, a ostatecznie na ilość i jakość dostarczanej odbiorcom wody [16, 18, 23, 27].

W pracy opisano proces budowy drzewa decyzyjnego, które jest podstawą do sporządzenia zestawu reguł do systemu ekspertowego. System, analizując wyniki obliczeń, identyfikuje miejsca, w których pojawiają się utrudnienia z zakresu przepływów przez przewody systemu dystrybucji wody. Zastosowanie omawianego systemu ekspertowego pozwoli podnieść niezawodność funkcjonowania systemu dystrybucji wody, zapobiegając przestojom wody w przewodach.

2. Systemy ekspertowe w zagadnieniach zaopatrzenia w wodę

Metody sztucznej inteligencji, w tym systemy ekspertowe, znajdują coraz szersze zastosowanie w zagadnieniach zaopatrzenia w wodę. Przegląd metod w monitoringu, sterowaniu i eksploatacji systemów zaopatrzenia w wodę i ochrony wód zamieszczono w pracy [37]. Zastosowanie systemów ekspertowych i sztucznych sieci neuronowych w projektowaniu i eksploatacji systemów zaopatrzenia w wodę omówiono również w pracy [14]. Badania nad systemem ekspertowym WAMAN (ang. *WAter MANagement*) mającym za zadanie wspomaganie zarządzania systemem zaopatrzenia w wodę opisano w publikacji [20]. W pracach [29-31, 33] zaprezentowano inteligentny system wspomaganie decyzji przeznaczony do sterowania i zarządzania systemem dystrybucji wody. Dane do systemu są zbierane przez monitoring w czasie rzeczywistym, stąd zapewniony jest krótki czas reakcji na zaistniałe problemy. System umożliwia opraco-

wanie scenariuszy sterowania systemem dystrybucji wody. W pracy [1] przedstawiono projekt rozwoju dwóch systemów ekspertowych do projektowania i sterowania złożonych sieci wodociągowych. Skoncentrowano się na kwestiach pozyskiwania wiedzy do systemów ekspertowych oraz ustalenia rodzaju oprogramowania i sprzętu komputerowego. System ekspertowy EXPLORE [21] został zaprojektowany do zarządzania siecią wodociągową w mieście Sewilli. System redukuje koszty związane z pompowaniem wody, prognozując zapotrzebowanie na wodę, a następnie ustalając optymalny, dzienny harmonogram pracy pomp. System umożliwił 25% redukcję kosztów pompowania. W Nowej Zelandii w New Plymouth system ekspertowy do optymalizacji dostawy wody ze stacji uzdatniania wdrożono do pięciu zbiorników sieciowych [5]. Pobiera on bieżące dane z systemu nadzorującego SCADA (ang. *Supervisory Control And Data Acquisition*) i na tej podstawie reguluje wydajność stacji uzdatniania oraz napełnienie zbiorników. W pracy [9] przedstawiono aktualną metodykę sterowania ciśnieniem w systemie dystrybucji wody Zelenograd w Moskwie poprzez zastosowanie systemu ekspertowego, wykorzystującego informacje z hydraulicznych symulacji dynamicznych oraz bieżących danych i wymagań dotyczących ciśnienia w sieci. W artykule [35] zaproponowano system ekspertowy NeMO (ang. *Network Measurement Optimisation*) pozwalający wykrywać w systemie wodomierze charakteryzujące się niewłaściwym pomiarem oraz proponujący odpowiedni harmonogram wymiany wodomierzy. System dystrybucji wody jest obiektem rozproszonym, rozmieszczonym na dużym obszarze. W związku z tym jest uważany za bardzo podatny na różnego rodzaju zagrożenia, polegającymi m.in. na możliwości skażenia wody. Prowadzone są prace mające na celu podniesienie bezpieczeństwa związanego z dostarczaniem wody, szczególnie w aspekcie optymalizacji rozmieszczenia czujników monitorujących jakość wody w sieci wodociągowej. Budowa skutecznego systemu wczesnego ostrzegania o zanieczyszczeniach wody wymaga dokładnej analizy lokalizacji czujników. W pracy [7] zaproponowano system ekspertowy współpracujący z programem EPANET w zakresie symulacji hydraulicznej i rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń w sieci wodociągowej, którego celem jest ustalenie lokalizacji stacji monitorujących jakość wody.

W niektórych publikacjach do generowania reguł systemów ekspertowych zastosowano metodę indukcji drzewa decyzyjnego. W opracowaniu [10] opisano metodę indukcji drzewa decyzyjnego przeznaczonego do oceny przebiegu linii ciśnienia w systemie dystrybucji wody. W pracy [11] zaprezentowano system ekspertowy i sztuczną sieć neuronową przeznaczone do oceny wysokości ciśnienia w sieci wodociągowej. W publikacji [13] zaprezentowano metodę indukcji do generowania reguł systemu ekspertowego przeznaczonego do oceny układu systemu dystrybucji wody. W referacie [12] zamieszczono przykłady obliczeniowe z wykorzystaniem systemu ekspertowego, polegające na ocenie układu systemu dystrybucji wody.

W literaturze są dostępne również propozycje systemów ekspertowych mających na celu wspomaganie eksploatacji urządzeń stacji uzdatniania wody [43, 44] oraz przeznaczonych do realizacji komputerowego systemu uczenia i trenowania operatorów stacji uzdatniania wody i oczyszczalni ścieków (OPTRAIN), który pozwala indywidualnie sterować procesem nauki operatora bez nadzoru osoby uczącej [36].

Z przeglądu literatury z zakresu zastosowań systemów ekspertowych w zagadnieniach zaopatrzenia w wodę wynika, że są one powszechnie wykorzystywane w różnych dziedzinach. W niniejszej pracy opisano propozycję systemu ekspertowego uzyskanego metodą indukcji drzewa decyzyjnego do oceny przepływów przez przewody na etapie obliczeń hydraulicznych systemu dystrybucji wody.

3. Sztuczna inteligencja i systemy ekspertowe

Pojęcie inteligencji pojawiło się już w starożytności i miało oznaczać zdolności umysłowe człowieka [39]. Obecnie termin ten posiada wiele definicji akcentujących różne elementy ludzkiej aktywności. Można przyjąć, że jest to ogół wiedzy i doświadczenia, zdolność do skutecznego zachowania się wobec nowych sytuacji i zadań, umiejętność rozumowania w celu efektywnego rozwiązywania problemów. W filozofii mówi się o zdolności umysłu do efektywnego ujmowania zagadnień praktycznych i teoretycznych. Inteligencja jest związana z wieloma elementarnymi zdolnościami, takimi jak rozumienie, wnioskowanie, myślenie abstrakcyjne, kojarzenie, wykrywanie i odkrywanie. Pozwala to interpretować inteligencję jako zespół powiązanych ze sobą procesów. Informacje o otaczającym świecie są przez człowieka przedstawiane za pomocą symboli, najczęściej reprezentowanymi przez słowa [24]. Podlegają one przetwarzaniu w umyśle człowieka, stąd inteligencja często jest określana jako działanie polegające na manipulowaniu symbolami [15]. Pomimo że inteligencja jest przypisywana wyłącznie człowiekowi, od czasu powstania pierwszego komputera dokonywano wiele prób zbudowania maszyny, która charakteryzowałaby się tymi cechami. W latach 50. XX w. pojawiły się pierwsze prace na temat możliwości symulowania ludzkiej inteligencji. Szczególną rolę odegrały prace teoretyczne Johna von Neumanna [42] oraz Alana M. Turinga [40]. Dzisiaj wiadomo, że komputery mogą wiele problemów rozwiązać szybciej i sprawniej niż człowiek, lecz dotyczy to przede wszystkim zadań o znanych algorytmach, w których występuje znaczna powtarzalność obliczeń. Coraz częściej jednak znajdują zastosowanie również wtedy, gdy wymagane jest działanie twórcze. Komputer z pewnością nie może zastąpić człowieka, lecz w zastosowaniach, w których wiedza zawiera wiele faktów i złożonych zależności, systemy inteligentne z pewnością mogą się przyczynić do usprawnienia realizacji różnorodnych zadań. Doprowadziło to do powstania dziedziny nauki określanej jako sztuczna inteligencja (ang. *artificial intelligence*, AI) [25, 34], uważanej obecnie za część

informatyki, lecz czerpiącej wiele z innych dziedzin, jak np. matematyka, psychologia, neurofizjologia, językoznawstwo. Sztuczna inteligencja zajmuje się badaniami nad programami komputerowymi zdolnymi do rozwiązywania zadań wymagających pewnej pracy twórczej, nazywanymi systemami inteligentnymi, nad ich konstruowaniem oraz wykorzystaniem w różnych dziedzinach techniki, jak również nad programami zdolnymi do głębszego zrozumienia ludzkiego sposobu rozumowania. System inteligentny (ang. *intelligent system*) charakteryzuje się zdolnością do samodzielnego pozyskiwania danych z jego otoczenia, generowania wiedzy z pozyskanych danych oraz wykorzystania wygenerowanej wiedzy do rozwiązania postawionego mu zadania [2]. Systemy tego rodzaju są stosowane do rozwiązywania zagadnień niealgorytmizowalnych, wymagających dysponowania znaczną wiedzą i analizowania wielu faktów.

Na podstawie badań z zakresu sztucznej inteligencji wykształciło się wiele dziedzin szczegółowych, które próbują rozwiązać problemy reprezentacji wiedzy, wnioskowania i obliczeń inteligentnych w bardzo różnorodny sposób. Można tutaj wskazać sieci neuronowe, algorytmy genetyczne, algorytmy mrówkowe oraz wykorzystywane w niniejszej pracy systemy ekspertowe.

W literaturze występuje wiele definicji systemów ekspertowych, które akcentują różnorodne cechy tego typu programów [3]:

1. System ekspertowy jest złożonym programem komputerowym (systemem programowym) tak zaprojektowanym i skonstruowanym, aby mógł naśladować (symulować) zachowanie się człowieka-eksperta w stosunkowo wąskiej dziedzinie wiedzy przy rozwiązywaniu problemów z danej dziedziny.
2. System ekspertowy jest programem komputerowym, który pomaga rozwiązywać problemy rozwiązywalne przez ludzi-ekspertów posiadających wiedzę specjalistyczną nabytą w wyniku długotrwałego doświadczenia i studiów w dziedzinach słabo sformalizowanych (bez teorii formalnej dającej możliwość utworzenia algorytmów).
3. System ekspertowy jest „inteligentnym” programem komputerowym stosującym wiedzę i procedury rozumowania (wnioskowania) dla rozwiązywania problemów, które wymagają doświadczenia ludzkiego (człowieka-eksperta), nabytego przez wieloletnią działalność w danej dziedzinie.

Systemy ekspertowe, posiadając zapisaną wiedzę z wybranej dziedziny, mogą jej używać wielokrotnie. Jednocześnie pozwala to ekspertowi (człowiekowi) uwolnić się od powtarzania analogicznych analiz i zająć się bardziej twórczymi zadaniami. Panuje pogląd, że systemy ekspertowe są szczególnie predysponowane do rozwiązywania problemów o charakterze klasyfikacyjnym, diagnostycznym oraz związanych z interpretacją danych. Rozwijaniem metodologii i narzędzi realizacji systemów ekspertowych, ich projektowaniem, a szczególnie budową baz wiedzy zajmuje się inżynieria wiedzy (ang. *knowledge engineering*) [4,17].

Jedną z najważniejszych, którymi zajmuje się inżynieria wiedzy, jest problematyka reprezentacji wiedzy (ang. *knowledge representation*) [41]. Wiedza

uzyskiwana różnymi metodami musi być odpowiednio zorganizowana. Osoby rozwiązujące określone problemy nie zastanawiają się nad strukturą wiedzy, którą wykorzystują. W przypadku zastosowań numerycznych istotny jest zapis, który umożliwi wykorzystanie jej za pomocą komputera. Wśród różnych sposobów reprezentacji wiedzy najważniejszą rolę pełni metoda oparta na regułach [8, 26]. Systemy wykorzystujące reguły są nazywane regułowymi (ang. *rule-based programming*). Niniejszy sposób formalizmu wiedzy charakteryzuje się wieloma zaletami. Najważniejszymi z nich są prostota i ogólność. Właściwości te sprawiają, że ta metoda reprezentacji wiedzy jest zrozumiała nawet dla osób niebędących specjalistami w zakresie systemów ekspertowych. Pomimo to metoda oparta na regułach posiada duże walory użytkowe. Istotną zaletą tej metody jest możliwość jej zastosowania w wielu różnych dziedzinach.

Reguły stanowią podstawę funkcjonowania systemu i wynikają z wiedzy eksperta – człowieka. Uzyskanie ich stanowi podstawowy problem przy tworzeniu systemu ekspertowego. Istotną cechą systemów regułowych jest również możliwość tzw. przyrostowej rozbudowy bazy wiedzy. Właściwość ta wynika z faktu, że reguły są traktowane jako wyodrębnione fragmenty wiedzy. Pozwala to pozyskiwać wiedzę z wielu źródeł.

W procesie wnioskowania można wyróżnić dwa rodzaje reguł:

- reguły proste – uzyskane za ich pomocą wnioski mają charakter pośredni,
- reguły złożone – uzyskane wnioski mają charakter końcowej konkluzji uzyskiwanej przez system.

Głównym problemem występującym podczas budowy systemów ekspertowych jest pozyskiwanie wiedzy (ang. *knowledge acquisition*). Od jakości utworzonej bazy wiedzy zależy poprawność i efektywność systemu ekspertowego. Przez wiele lat podstawowym źródłem wiedzy były konsultacje ze specjalistami, literatura fachowa, ankiety. Tego typu akwizycja wiedzy jest jednak zadaniem trudnym, czasochłonnym i kosztownym. Ogólnie można wymienić dwie podstawowe metody pozyskiwania wiedzy: manualne i automatyczne z zastosowaniem metod uczenia maszynowego. Wśród metod uczenia maszynowego najczęściej stosowaną metodą akwizycji wiedzy opartą na strategii uczenia pod nadzorem jest tzw. wnioskowanie indukcyjne, które jest określane jako przejście „od szczegółu do ogółu”. Podstawą tej metody jest tzw. zasada indukcji, która mówi, że możliwe jest przejście od przykładów będących jednostkowymi obserwacjami danego obiektu (procesu) do praw ogólnych obejmujących również przykłady spoza zbioru uczącego. Przykłady zebrane w zbiorze uczącym powinny reprezentować charakterystyczne cechy danego zagadnienia w całym analizowanym zakresie. Mogą być one uzyskiwane różnymi metodami, m.in. poprzez generowanie za pomocą programów symulacyjnych, w wyniku odczytów urządzeń pomiarowych, opisanie faktów zdefiniowanych przez eksperta. Zdolność uogólniania informacji zebranych w przykładach uczących na wszystkie możliwe przykłady danego zagadnienia określa się zdolnością do generalizacji. Umożli-

wia to stosowanie ogólnych praw do podejmowania decyzji na podstawie nowych obserwacji [19, 38].

W przypadku uczenia indukcyjnego najczęściej stosuje się algorytm indukcji drzew decyzyjnych. Metoda ta została opracowana przez R. Quinlana. W kolejnych wersjach nosi następujące nazwy: ID3, C4, C4.5 oraz See5 [28, 32]. W niniejszej pracy wykorzystano moduł indukcyjnego pozyskiwania wiedzy DeTreex [22] wchodzący w skład pakietu sztucznej inteligencji Sphinx 4.0.

4. Ocena przepływów przez przewody wodociągowe

Projektowanie i eksploatacja systemów dystrybucji wymaga przeprowadzenia wielu obliczeń. Sieci wodociągowe są zbudowane ze złożonych, skomplikowanych układów przewodów, w których zachodzą różnorodne przepływy. Niezwykle ważnym zadaniem jest przeanalizowanie przepływów z punktu widzenia dobranej średnicy, prędkości przepływu, ale również położenia w strukturze układu przewodów w celu zapobieżenia przestojom wody. Gdy pojemność wewnętrzna przewodu ze względu na jego średnicę i długość jest znacznie większa niż wydatek z węzła końcowego i przepływ tranzytowy do dalszych przewodów, może wystąpić zjawisko przestojów wody w sieci, które ma negatywny wpływ na jakość wody. Problem ten może się pojawić w sieciach pierścieniowych oraz w końcówkach sieci, gdzie występują relatywnie małe przepływy w stosunku do wymaganej średnicy z punktu widzenia ochrony przeciwpożarowej. Zdarza się również, że rozbudowując sieć wodociągową, wprowadza się dodatkowe przewody łączące układy przewodów w pierścienie, nie analizując mogących pojawić się przestojów wody. Problemem może być również wzrastający przepływ przez przewody wraz z rozbudową systemu dystrybucji wody, gdy podłączane tereny nie były wcześniej uwzględnione w planie ogólnym wodociągu.

W niniejszej pracy jest rozważana ocena przepływu na poszczególnych odcinkach z punktu widzenia dobranej średnicy, jak i położenia w systemie dystrybucji wody, co ma zapobiec zbyt długim przestojom wody oraz nadmiernym stratom ciśnienia. Oczywiście istnieje możliwość sprawdzenia bezpośrednio natężenia przepływu lub prędkości przepływu w wynikach obliczeń poszczególnych odcinków. Metoda ta nie pozwala jednak wskazać przyczyny takiego stanu. Dopiero analiza struktury sieci wodociągowej, przepływów i prędkości pozwala uzyskać odpowiedź na te pytanie i podjąć odpowiednie kroki zaradcze w przypadku niewłaściwych wartości. Zakładając, że program komputerowy do obliczeń systemów dystrybucji wody ma charakteryzować się możliwością inteligentnej analizy wyników obliczeń, powinien mieć zdolność wskazania przyczyny, dla której należy uznać, że przepływ jest niepoprawny.

Na potrzeby niniejszej pracy zdefiniowano jedną klasę QK1 odpowiadającą zakresowi odpowiednich wartości oraz sześć klas QK2÷QK7 opisujących przyczyny niepoprawnych przepływów przez przewody sieci wodociągowej (rys. 1.) [6]. Za pomocą programu Epanet wykonano obliczenia hydrauliczne wybranych

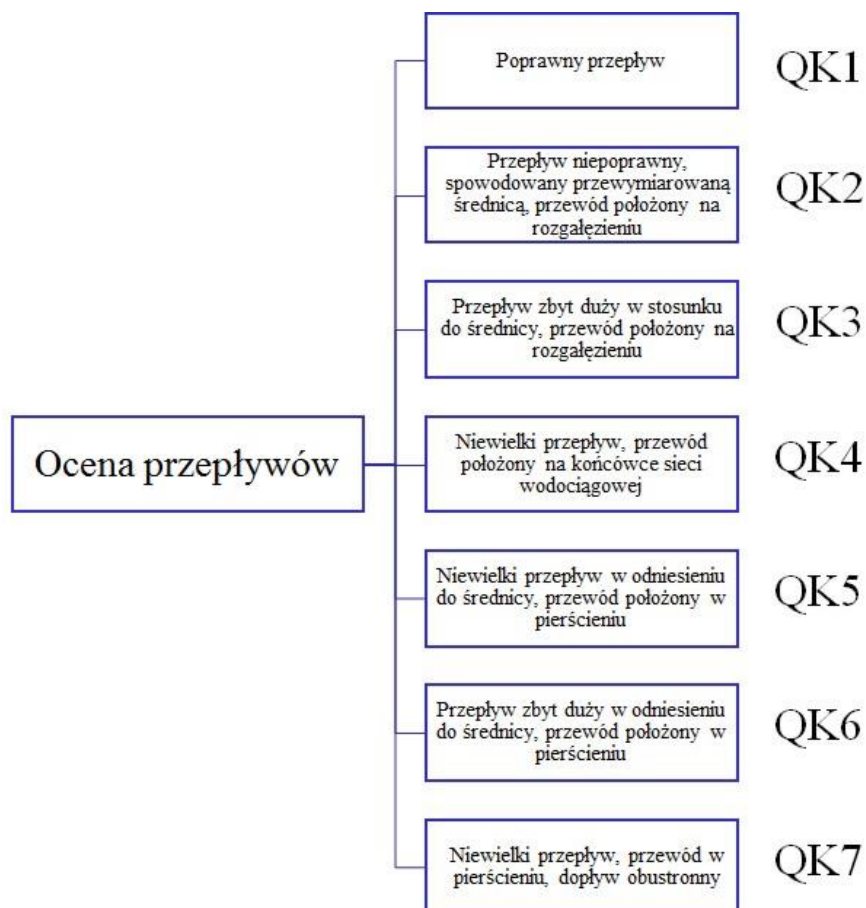
systemów dystrybucji wody i sporządzono przykłady w celu generacji drzewa decyzyjnego do oceny przepływów. Sporządzono 1178 przykładów uczących opisujących poszczególne klasy QK1÷QK7. Każdy przykład jest opisany następującymi argumentami:

- średnica wewnętrzna przewodu D_w ,
- natężenie przepływu przez przewód Q_m ,
- prędkość przepływu V ,
- STR – atrybut informujący, czy przewód jest położony na rozgałęzieniu sieci „R” czy w pierścieniu „P”,
- WK – atrybut informujący, czy w węźle końcowym odcinka obliczeniowego występuje odpływ wody do dalszych odcinków „W”, dopływ z innego przewodu „DO”, ewentualnie jedynie pobór wody z węzła końcowego (koniec sieci) „0”.

Za pomocą programu Statistica zbiór przykładów podzielono na dwa podzbiory: uczący i testowy. Wstępnie przyjęto, że w zbiorze uczącym będzie 70%, a w zbiorze testowym odpowiednio 30% wszystkich przykładów uczących. Wyboru przykładów do poszczególnych podzbiorów dokonano za pomocą próbkowania losowego warstwowego, tak aby w zbiorze uczącym i testowym znalazła się odpowiednia reprezentacja wszystkich klas. W związku z tym uzyskano podzbiór uczący zawierający 859 przykładów oraz podzbiór testowy z 319 przykładami (27,08%).

Za pomocą programu DeTreex na podstawie metody C4.5 wygenerowano drzewo decyzyjne dokonujące klasyfikacji kategorii QK1÷QK7. Schemat drzewa zamieszczono na rys. 2. – prostokątami oznaczono testy na atrybutach według metody C4.5, natomiast elipsy opisują liście, do których są przypisane odpowiednie klasy QK1÷QK7. Na podstawie eksperymentów z różnymi wartościami parametrów uczenia ostatecznie wygenerowano drzewo decyzyjne przy założeniu, że minimalna liczba przykładów tworząca liść jest nie mniejsza niż 5, natomiast zrezygnowano z przycinania drzewa, czyli przycięcie drzewa wynosi 0%. W eksperymencie parametr liczby przykładów uczących tworzących liść przyjmował wartości: 5, 20, 50, natomiast przycięcie drzewa: 80%, 50%, 25%, 15%, 5%, 0%. Przedstawione drzewo decyzyjne zawiera 17 złożonych reguł decyzyjnych.

Oceny jakości drzewa decyzyjnego dokonano, używając przykładów ze zbioru testowego. Przejście drzewa od korzenia do liścia prowadzi do przydzielenia testowego przypadku do jednej z klas QK1÷QK7. Wyniki klasyfikacji dla podzbioru testowego zamieszczono w macierzy pomyłek zamieszczonej w tab. 1. Macierz pomyłek jest macierzą kwadratową. W wierszach macierzy są zamieszczone informacje, do których klas w rzeczywistości należą odpowiednie przykłady, natomiast w kolumnach, do których klas zaliczyło poszczególne przykłady drzewo decyzyjne. Na przekątnej są umieszczone przykłady poprawnie sklasyfikowane.



Rys. 1. Klasy do oceny przepływów w przewodach systemu dystrybucji wody [6]

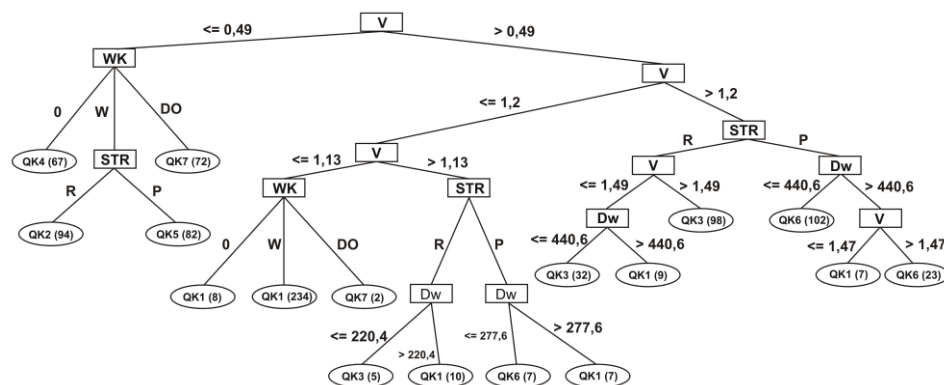
Fig. 1. Classes of flow assessment in water distribution system lines [6]

Dla podzbioru testowego liczącego 319 przykładów uczących liczba błędnie sklasyfikowanych wynosi 8 (2,51%) [6]. Uzyskano niewielki procent błędnych klasyfikacji na zbiorze testowym. Przypadki błędnie sklasyfikowane posiadają wartości atrybutów blisko granic decydujących o przydzieleniu do poszczególnych klas, stąd pojawiają się trudności z ich poprawną klasyfikacją. Większość błędnie sklasyfikowanych przypadków powinna należeć do klasy QK1, stąd wskazanie na inną klasę spowoduje dodatkową ocenę tych przypadków przez osobę realizującą obliczenia i błąd ten powinien być skorygowany. Niewątpliwie problemem jest jeden przypadek należący do klasy QK3, a sklasyfikowany jako poprawny QK1. Na tej podstawie można wnioskować, że pomimo przydziału przypadków do klasy QK1 należy dokładnie przejrzeć wyniki obliczeń i klasyfikacji.

Tabela 1. Macierz pomyłek wyników klasyfikacji dla podzbioru testowego drzewa decyzyjnego do oceny przepływów [6]

Table 1. Confusion matrix for testing subset of decision tree for flow assessment [6]

QK4	QK1	QK3	QK2	QK5	QK6	QK7	
24	-	-	-	-	-	-	QK4
-	95	1	1	1	2	-	QK1
-	1	56	1	-	-	-	QK3
-	-	-	29	-	-	-	QK2
-	-	-	-	33	-	-	QK5
-	-	-	-	1	52	-	QK6
-	-	-	-	-	-	22	QK7



Rys. 2. Schemat drzewa decyzyjnego do oceny przepływów przez przewody wodociągowe [6]

Fig. 2. Decision tree scheme for flow assessment in water-supply lines [6]

5. Podsumowanie i wnioski

Inżynieria wiedzy, w tym metody pozyskiwania wiedzy i systemy ekspertowe, jest bardzo szybko rozwijającą się dziedziną nauki. Wciąż pojawiają się nowe, ulepszone sposoby rozwiązywania różnorodnych problemów z ich zastosowaniem. Sytuacja ta stwarza ciekawą perspektywę dla inżynierów środowiska, którzy chcieliby zająć się wdrażaniem przedstawionych metod w problematyce zaopatrzenia w wodę. W pracy przeprowadzono eksperymenty numeryczne mające na celu wykazanie, że metody inżynierii wiedzy w postaci wnioskowania indukcyjnego oraz systemy ekspertowe mogą być zastosowane do wspomagania obliczeń hydraulicznych systemów dystrybucji wody.

Metoda indukcji może być zastosowana do generacji drzewa i reguł decyzyjnych w zakresie oceny przepływów przez przewody systemu dystrybucji wody. W pracy zdefiniowano klasy oraz opisujące je atrybuty, które pozwalają dokonać oceny przepływów na odcinkach obliczeniowych. Otrzymano 17 złożonych reguł decyzyjnych. System ekspertowy korzystający z reguł sporządzonych

za pomocą indukcji drzewa decyzyjnego może być zastosowany do wspomaganie obliczeń hydraulicznych jako dodatkowy moduł programu komputerowego generujący informacje na temat problemów związanych z przepływami. Należy jednak pamiętać, że system ekspertowy jest narzędziem do wspomaganie obliczeń i nie zwalnia osoby realizującej obliczenia z dokładnej oceny uzyskanych wyników.

Literatura

- [1] Ahmad K., Holmes-Higgin P.R., Hornsby C.P.W., Langdon A.J.: Expert systems for planning and controlling physical networks in the water industry. Knowledge-Based Systems, vol.1, issue 3, 1988, pp.153-165.
- [2] Beardon C. (ed.): Artificial Intelligence Terminology – A reference guide. John Wiley & Sons, New York 1989.
- [3] Białko M.: Sztuczna inteligencja i elementy hybrydowych systemów ekspertowych. Wydawnictwo Uczelniane Politechniki Koszalińskiej, Koszalin 2005.
- [4] Bubnicki Z.: Wstęp do systemów ekspertowych. PWN, Warszawa 1990.
- [5] Bunn S., Helms S.: Application of an expert system to control treated water distribution. Proc. of the 26th Annual Water Resources Planning and Management Conference (WRPMD'99), 1999, pp.1-7.
- [6] Czapeczuk A.: System ekspertowy do oceny przepływów i strat ciśnienia w układzie dystrybucji wody, dysertacja. Wydaw. Politechniki Warszawskiej, Warszawa 2013.
- [7] Changa Ni-Bin, Pongsanonea N.P., Ernestb A.: Comparisons between a rule-based expert system and optimization models for sensor deployment in a small drinking water network. Expert Systems with Applications, vol. 38, issue 8, 2011, pp.10685-10695.
- [8] Cholewa W., Czogała E.: Podstawy systemów ekspertowych. Prace IBIB PAN, nr 28, Warszawa 1989.
- [9] Coulbeck B., Ulanicki B., Rance J.P., Deviatkov V.V., Kosov S., Glukhovskiy I.: Pressure control of a Moscow water supply system using expert system technology. Proc. of the 35th IEEE Conference on Decision and Control, vol. 4, 1996, pp. 4498-4499.
- [10] Dawidowicz J.: Indukcja drzewa decyzyjnego przeznaczonego do oceny przebiegu linii ciśnienia w sieci wodociągowej. Zeszyty Naukowe Politechniki Białostockiej, Inżynieria Środowiska, z.17, 2006, s. 91-102.
- [11] Dawidowicz J.: Metody sztucznej inteligencji w diagnostyce wysokości ciśnienia w węzłach oraz układów sieci wodociągowych w procesie obliczeń hydraulicznych, [w:] Inteligentne systemy w inżynierii i ochronie środowiska. PZiTS, Poznań 2007, s. 85-94.
- [12] Dawidowicz J.: Przykłady oceny układu sieci wodociągowej przy użyciu drzewa decyzyjnego. Mat. XIV Krajowej Konferencji „Komputerowe wspomaganie badań naukowych” (KOWBAN'2007). Wrocławskie Towarzystwo Naukowe, Wrocław 2007, s. 99-104.
- [13] Dawidowicz J.: System ekspertowy do oceny układu systemu dystrybucji wody sporządzony za pomocą wnioskowania indukcyjnego. Rocznik Ochrona Środowiska, t. 14, Koszalin 2012, s. 650-659.

- [14] Dawidowicz J.: Zastosowanie systemów ekspertowych i sztucznych sieci neuronowych w projektowaniu i eksploatacji systemów wodociągowych. XV Międzynarodowa Konferencja Naukowo-Techniczna „Inżynieria środowiska w eksploatacji kompleksów wojskowych”. Wojskowa Akademia Techniczna, Warszawa-Zakopane 2001, s.111-124.
- [15] Flakiewicz W.: Systemy informacyjne w zarządzaniu. Uwarunkowania, technologie, rodzaje. Wydaw. C.H. Beck, Warszawa 2002.
- [16] Gabryszewski T.: Wodociągi. Arkady, Warszawa 1983.
- [17] Kendal S., Creen M.: An introduction to knowledge engineering. Springer-Verlag, London 2007.
- [18] Knapik K., Bajer J.: Wodociągi. Podręcznik dla studentów wyższych szkół technicznych. Wydaw. Politechniki Krakowskiej, Kraków 2010.
- [19] Kubat M., Bratko I., Michalski R.S.: Review of machine learning methods, learning and data mining. John Wiley & Sons, 1998, pp. 3-70.
- [20] Kulshrestha S.: Expert system for management of water distribution network (WDN). International Journal of Engineering Science and Technology, vol. 2, no.12, 2010, pp.7401-7412.
- [21] Leon C., Martin S., Luque J., Vazques M.: EXPLORE: Expert system for water networks management. Proc. IEEE of 9th Mediterranean Electrotechnical Conference (MELECON '98), vol.1, 1998, pp.197-201.
- [22] Michalik K.: DeTreeX 4.0 dla Windows 9x/NT/2000. Indukcyjny system pozyskiwania wiedzy. Podręcznik użytkownika. AITECH, Katowice 2003.
- [23] Mielcarzewicz W.: Obliczanie systemów zaopatrzenia w wodę, wyd. II. Arkady, Warszawa 2000.
- [24] Mulawka J.J.: Systemy ekspertowe. Wydawnictwa Naukowo-Techniczne, Warszawa 1996.
- [25] Negnevitsky M.: Artificial intelligence: A guide to intelligent systems. Addison-Wesley, 2004.
- [26] Niederliński A.: Regułowe systemy ekspertowe. Wydaw. Pracowni Komputerowej Jacka Skalmierskiego, Gliwice 2000.
- [27] Petrozolin W.: Projektowanie sieci wodociągowych. Arkady, Warszawa 1974.
- [28] Quinlan J.R.: C 4.5 Program for Machine Learning. Morgan Kaufmann, San Mateo, CA 1993.
- [29] Quinlan J.R.: Improved use of continuous attributes in C4.5. Journal of Artificial Intelligence Research, vol. 4, 1996, pp.77-90.
- [30] Rojek I.: A concept of a decision support system with a knowledge acquisition module for the water supply and sewage system of a city, [in:] Studies & Proceedings Polish Association for Knowledge Management, J. Kacprzyk (eds.), vol. 9, Bydgoszcz 2007, pp. 98-104.
- [31] Rojek I.: Classifier models in intelligent support system for water network management. Polish Journal of Environmental Studies, vol. 17, no. 4C, 2008, pp. 62-66.
- [32] Rojek I.: Inteligentny system wspomaganie decyzji dla sterowania siecią wodociągową. II Krajowa Konferencja Naukowa „Technologie przetwarzania danych”. Wydaw. Politechniki Poznańskiej, Poznań 2007, s. 186-194.
- [33] Rojek I.: Projektowanie systemu informatycznego zarządzania miejską siecią wodociągową. Instytut Badań Systemowych, Polska Akademia Nauk, seria Badania Systemowe – Inżynieria Środowiska, t. 57, Warszawa 2007.

- [34] Shapiro S.C.: Encyclopedia of artificial intelligence, vol. 1. Wiley, New York 1990.
- [35] Spyridakos Th., Pierakos G., Metaxas V., Logotheti S.: Supporting the management of measurement network with an expert system. The NeMO System, Operational Research, vol. 5, no. 2, 2005, pp. 273-288.
- [36] Sroczan E.M., Urbaniak A.: Komputerowy system trenowania operatorów stacji uzdatniania wody i oczyszczania ścieków bazujący na sztucznej inteligencji. Mat. V Międzynarodowej Konferencji Zaopatrzenie w Wodę Miast i Wsi. PZiTS, Poznań-Gdańsk 2002, s.1003-1014.
- [37] Sroczan E.M., Urbaniak A.: Wykorzystanie metod sztucznej inteligencji w monitorowaniu, sterowaniu i eksploatacji systemów zaopatrzenia w wodę i ochrony wód. Mat. VI Międzynarodowej Konferencji Zaopatrzenie w Wodę Miast i Wsi, PZiTS, Poznań 2004, s. 695-704.
- [38] Stefanowski J.: Algorytmy indukcji reguł decyzyjnych w odkrywaniu wiedzy. Wydaw. Politechniki Poznańskiej, Poznań 2001.
- [39] Strelau J.: O inteligencji człowieka. Wiedza Powszechna, Warszawa 1987.
- [40] Turing A.M.: Computing machinery and intelligence, Mind 59, 1950, pp. 433-460.
- [41] Van Harmelen F., Lifschitz V., Porter B.: Handbook of knowledge representation. Elsevier Science, 2008.
- [42] Von Neumann J.: The computer and the brain. Yale Univ. Press, New Haven 1958.
- [43] Zhang H., Luo D.: Application of an expert system using neural network to control the coagulant dosing in water treatment plant. Journal of Control Theory and Applications, vol. 2, 2004, pp. 89-92.
- [44] Zhu X., Simpson A.R.: An expert system for turbidity control advice in water treatment plant operations. Department of Civil Engineering, The University of Adelaide, 1991.

THE ANALYSIS OF WATER FLOW IN THE WATER SUPPLY NETWORK PIPES USING THE EXPERT SYSTEM

S u m m a r y

Designing water distribution systems requires lots of calculations and analyses aimed at finding the best possible solution. The primary purpose of the calculations is to determine the pipe flow rate, pressure loss, height of water tanks, required supply pressure and the pressure in respective nodes. Water distribution systems comprise complex pipe designs where various water flows occur. It is extremely important to analyze water flows from the standpoint a selected diameter and flow rate, but also the pipe position with respect to the structure, in order to prevent water outage. When the conductor's internal capacitance – due to its diameter and length – exceeds the output from the end node and the transit flow for subsequent pipes, water outage may occur. This can take place in ring networks and network terminals, where water flows are relatively small in relation to the required diameter in terms of fire protection. Also the increasing pipe flow, along with the expansion of the water distribution system, may turn out to be problematic when connected areas have not been previously included in the general plan of the water supply system. The issue has been resolved by means of classification based on decision tree principles. The QK1 class was introduced with respect to the range of the respective values corresponding to water flow, and six other classes, QK2-QK7, were also defined to describe the cause of improper flow through the water supply network pipes. Induction process of the decision tree was presented with the use of

the C4.5 method designed to evaluate water flow in the pipes. The principles from the resulting decision tree allow to evaluate water flow by selecting one of the classes. The expert system, using the principles developed on the basis of the decision tree induction, can be used as an additional computer program module.

Keywords: water distribution system, the induction of decision tree method C4.5, verification of calculation results

Przesłano do redakcji: 12.12.2014 r.

Przyjęto do druku: 28.03.2015 r.

DOI: 10.7862/rb.2015.2

Jacek CZERWIŃSKI¹

Anna KLONICA²

Janusz OZONEK³

POZOSTAŁOŚCI FARMACEUTYKÓW W ŚRODOWISKU WODNYM I METODY ICH USUWANIA

W pracy przedstawiono zagadnienie pozostałości związków farmaceutycznych w środowisku wodnym oraz metody ich usuwania. Obecność farmaceutyków w środowisku wodnym jest problemem globalnym. Świadczą o tym liczne badania, które są prowadzone w ośrodkach naukowych na całym świecie, również w Polsce. Źródłem związków farmaceutycznych w środowisku są szpitale, zakłady przemysłowe, gospodarstwa domowe oraz leki pochodzące z hodowli zwierząt, które nie są całkowicie usuwane podczas oczyszczania ścieków. Część leków w niezmienionej formie lub w postaci aktywnych metabolitów jest wprowadzana do środowiska. W efekcie dochodzi do zanieczyszczenia wód powierzchniowych i gruntowych. Pomimo że obecność farmaceutyków w środowisku jest badana, nieznanym jest ich całkowity wpływ na organizmy żywe. Stałe wprowadzanie antybiotyków do środowiska zarówno przez ludzi, jak i zwierzęta przyczynia się do izolowania opornych szczepów bakterii, co w konsekwencji prowadzi do lekooporności. Ponieważ udział konwencjonalnych oczyszczalni ścieków w usuwaniu farmaceutyków z fazy wodnej nie jest wystarczający, naukowcy szukają nowych, bardziej efektywnych metod. Zaawansowane techniki utleniania skutecznie zmniejszające stężenie leków w próbkach wodnych i ściekach stały się alternatywą dla konwencjonalnych metod. W pracy przedstawiono wyniki badań stężenia oraz stopnia eliminacji farmaceutyków uzyskanych na podstawie analizy próbek pobranych na trzech etapach oczyszczania ścieków w oczyszczalniach (na wejściu, w osadniku wstępnym i na wyjściu z oczyszczalni: Hajdów Lublin, Gdańsk Wschód oraz Szczecin Pomorzany). Z badań wynika, że najlepiej usuwanym farmaceutykiem w trzech oczyszczalniach jest diklofenak. Jego stężenie w ściekach surowych jest najwyższe, natomiast w ściekach oczyszczonych znajduje się poniżej granicy oznaczalności.

Słowa kluczowe: związki endokrynnie czynne (EDC), proces zaawansowanego utleniania (AOPs), 5-FU (5-fluorouracil), związki farmaceutyczne

¹ Jacek Czerwiński, Politechnika Lubelska

² Autor do korespondencji/corresponding author: Anna Kłonica, Politechnika Lubelska, ul. Nadbystrzycka 38D, 20-618 Lublin, tel. 692 645 737, a.klonica121@gmail.com

³ Janusz Ozonek, Politechnika Lubelska

1. Wprowadzenie

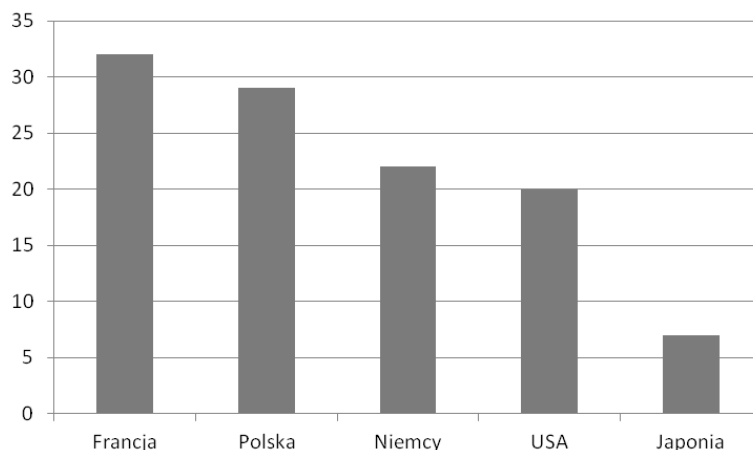
Rozwój cywilizacyjny spowodował, że znacząco pogorszyła się jakość wody pitnej i ekosystemu wodnego. Naukowcy zaczęli zwracać szczególną uwagę na obecność niebadanych dotychczas związków chemicznych w środowisku wodnym. Określono je terminem związków endokrynnie czynnych (ang. *endocrine disruptors*, EDCs). W dużej mierze stanowią je farmaceutyki, hormony, pestycydy, steroidy oraz chemikalia przemysłowe, które w sposób ciągły są dostarczane do środowiska naturalnego.

Pierwsze badania nad obecnością związków chemicznych w systemie wodnym przeprowadzono w 1981 r. w USA. Wykryto i oznaczono ilościowo (0,8-2 µg/l) kwas kłofibrowy [31]. W Europie pierwsze próby analizy leków w środowisku przeprowadził Thomas Ternes w 1998 r. W publikacji [32] przedstawił wyniki badań dotyczące stanu wód na terenie Niemiec, strumieni oraz ścieków. Związki farmaceutyczne wykryte w trakcie prowadzonego monitoringu stanowiły głównie parafarmaceutyki (leki przeciwbólowe, psychotropowe, przeciwzapalne) oraz hormony, regulatory tłuszczów oraz ich metabolity. Rok później w ściekach z oczyszczalni oraz w wodach powierzchniowych zlokalizowano antybiotyki. Informacje odnośnie związków endokrynnie czynnych w ekosystemie wodnym doprowadziły do rozpoczęcia badań w innych krajach na całym świecie. Obecnie są one prowadzone m.in. w Indiach, Chinach, Hiszpanii, Włoszech, Szwajcarii czy Holandii. W Polsce istnieją również ośrodki naukowe prowadzące badania nad obecnością związków farmaceutycznych w środowisku wodnym. Badania są prowadzone m.in. na Politechnice Gdańskiej, Politechnice Śląskiej oraz Politechnice Poznańskiej. Analiza próbek z miejskiej oczyszczalni ścieków „Zabrze-Śródmieście” przeprowadzona przez naukowców z Politechniki Śląskiej wykazała obecność 20 farmaceutyków w stężeniach powyżej ich limitu wykrywalności [12]. Świadczy to m.in. o niecałkowitym usuwaniu związków farmaceutycznych ze ścieków na etapie biologicznego oczyszczania ścieków.

2. Związki farmaceutyczne w środowisku

Związki farmaceutyczne są zaliczane do substancji aktywnych biologicznie, stosowanych m.in. w medycynie w celach leczniczych oraz profilaktycznych. Po zaaplikowaniu farmaceutyku do ustroju dochodzi do jego uwolnienia, w wyniku czego część wykazuje działanie lecznicze i ulega biotransformacji, natomiast pozostała część zostaje usunięta w niezmienionej formie z organizmu. Usuwane są również produkty I i II fazy metabolizmu, które po przedostaniu się do ekosystemu mogą ulec ponownemu przekształceniu w formę aktywną. Może się również zdarzyć, że metabolity I fazy będą bardziej reaktywne, a nawet bardziej toksyczne niż związek wyjściowy (macierzysty) [13-15]. Na rysunku 1. przed-

stawiono średnią liczbę opakowań leków kupowanych rocznie przez konsumentów wybranych krajów świata [24].



Rys. 1. Średnia liczba opakowań leków kupowana rocznie przez obywatela wybranych krajów świata

Fig. 1. Average number of drugs bought annually in selected countries per capita

Mimo że obecność związków farmaceutycznych w środowisku wodnym jest intensywnie badana, nieznanym jest ich całkowity wpływ na organizmy żywe. Problem lekooporności w kontekście obecności antybiotyków i ich metabolitów obok bakterii bytujących w ściekach ze szpitali i wodach komunalnych również niesie bardzo duże zagrożenie dla człowieka. Coraz częściej dochodzi do uodporniania się bakterii chorobotwórczych na antybiotyki, które jeszcze niedawno były skuteczne w walce z nimi. Na rynku farmaceutycznym jest dostępnych ponad 150 antybiotyków, jednak problem lekooporności drobnoustrojów sprawia, że koncerny farmaceutyczne muszą szukać leków nowej generacji o zwiększonej aktywności przeciwbakteryjnej.

Dynamicznie rozwijający się sektor gospodarki, jakim jest przemysł farmaceutyczny oraz wzrastająca z roku na rok konsumpcja leków prowadzi do wzrostu liczby farmaceutyków w wodach i ściekach. Według statystyk Polak rocznie kupuje średnio 29 farmaceutyków, co umieszcza nas w czołówce krajów świata pod względem liczby zużytych opakowań leków [24].

Najczęściej stosowane farmaceutyki należą do grupy niesteroidowych leków przeciwpalnych i przeciwbólowych NLPZ, co jest związane z ich dostępnością – są wydawane bez recepty (ang. *over the counter*, OCT). W tabeli 1. zestawiono związki farmaceutyczne wykrywane w ściekach.

Główną przyczyną pojawiania się związków farmaceutycznych w środowisku wodnym jest ich regularne wydalanie w postaci niezmienionej lub w formie

ich metabolitów przez ludzi i zwierzęta. Dużo leków niespożytych przed terminem przydatności jest usuwanych z pominięciem procesu ich utylizacji (np. w gospodarstwach domowych, ośrodkach weterynaryjnych, ośrodkach zdrowia, szpitalach), trafiając do toalet i zlewów lub bezpośrednio na wysypiska komunalne jako odpady. Należy zaznaczyć, że rocznie ponad 5 tysięcy ton leków jest gromadzona na wysypiskach. W tabeli 2. zestawiono zawartości środków farmaceutycznych oznaczonych w próbkach środowiskowych.

Tabela 1. Przykłady związków farmaceutycznych oznaczanych w ściekach, na podstawie [3, 11, 41]

Table 1. Examples of pharmaceutical compounds determined in wastewater, based on [3, 11, 41]

Klasa farmaceutyków	Nazwa farmaceutyku
Niesteroidowe leki przeciwzapalne	naproksen, ibuprofen, diklofenak, paracetamol, ketoprofen
Antybiotyki	erytromycyna, ciprofloksacyna, klarytromycyna
Hormony	estradiol, estron, etinyloestradiol
Beta-blokery	atenolol, metoprolol, propranolol
Leki psychotropowe	Diazepan
Leki przeciwdrgawkowe	primidon, karbamazepina
Leki cytostatyczne	5-FU, vicristin, etoposid, cis platyna

Jeżeli są one prowadzone zgodnie z normami, czyli izolowane od wód podziemnych i gruntowych, to związki chemiczne nie przedostaną się do nich. Jeżeli natomiast są to dzikie wysypiska, to dochodzi do zanieczyszczenia wód.

Przeprowadzone badania wykazują, że farmaceutyki należą do grupy związków, które są wykrywane w śladowych ilościach (<0,1 µg/l) w wodach na całym świecie [39]. W tabeli 3. przedstawiono stężenia oraz stopień eliminacji wybranych farmaceutyków na kolejnych etapach oczyszczania ścieków w oczyszczalni (na wejściu, w osadniku wstępnym i na wyjściu z oczyszczalni).

W oznaczeniach prowadzonych na Politechnice Lubelskiej wykorzystano procedurę badawczą opartą na następujących etapach:

- 1) izolacja analitów z wykorzystaniem krążków ekstrakcyjnych S-DVB (3M Kanada),
- 2) ekstrakcja analitów z wykorzystaniem metanolu (klasy HPLC-MS),
- 3) oczyszczanie ekstraktów z wykorzystaniem kolumnienek wypełnionych silikażelem modyfikowanym grupami C-8 (JT Baker),
- 4) oznaczenie końcowe z wykorzystaniem systemu HPLC-MS/MS (Agilent).

Oznaczenia końcowe prowadzono w trybie monitoringu reakcji następujących – MRM, a monitorowane pary jonów przyjęto zgodnie z zaleceniami Analytical Forum for Water Contaminants (AFWC), w którego spotkaniach autorzy biorą czynny udział.

Tabela 2. Środki farmaceutyczne oznaczone w próbkach środowiskowych

Table 2. Pharmaceuticals determined in environmental samples

Środki farmaceutyczne	Analit	Rodzaj próbki	Stężenie	Lite-ratura
Przeciwbólowe i przeciwzapalne	ibuprofen	ścieki surowe	143 µg/l	[29]
		wody powierzchniowe	0,1-1,0 µg/l	[7]
		ścieki surowe	2,80 µg/l	[12]
		wody rzeczne	0,087 µg/l	[38]
	ketoprofen	ścieki surowe	2,1 µg/l	[29]
		ścieki surowe	2,30 µg/l	[12]
	naproksen	wody powierzchniowe	10 µg/l	[27]
		ścieki surowe	8,40 µg/l	[12]
		ścieki surowe	11,4 µg/l	[29]
		woda pitna	13 ng/l	[40]
	diklofenak	ścieki surowe	2,0 µg/l	[12]
		woda pitna	5 ng/l	[40]
	paracetamol	wody powierzchniowe	0,01-0,072 µg/l	[35]
woda pitna		<0,21 µg/l	[35]	
kwasy salicylowy	wody powierzchniowe	0,007-0,2 µg/l	[22]	
Antybiotyki	sulfametaksazol	wody powierzchniowe	0,026-0,06 µg/l	[17]
		ścieki surowe	2,00 µg/l	[12]
		ścieki surowe	1,464 +/-203 ng/l	[21]
	klarytromycyna	ścieki surowe	1,416 +/-401 ng/l	[21]
	trimetoprym	ścieki surowe	482 +/-116 ng/l	[21]
	roksytromycyna	ścieki surowe	161 +/-0 ng/l	[21]
	erytromycyna-H ₂ O	wody powierzchniowe	0,007-0,022 µg/l	[17]
Cytostatyki	5-fluorouracyl	ścieki surowe z oddziału onkologicznego	35-92 ng/l	[18]
		komunalne ścieki surowe	4,7-14 ng/l	[18]
	ifosfamid	ścieki surowe ze szpitala onkologicznego	0,006-1,9 µg/l	[20]
	cyklofosfamid	ścieki surowe ze szpitala onkologicznego	0,02-4,5 µg/l	[20]
Środki cieniujące	iopromid	ścieki surowe	27,0 µg/l	[12]
	iopamidol	ścieki surowe	2,20 µg/l	[12]
Środki przeciwpadaczkowe	karbamazepina	wody powierzchniowe	0,005 µg/l	[23]
		ścieki surowe	2,1 µg/l	[29]
		ścieki surowe	1,60 µg/l	[12]
Środki przeciwdrgawkowe	primidon	wody powierzchniowe	0,005 µg/l	[23]

Tabela 3. Stężenia oraz stopień eliminacji wybranych leków na poszczególnych etapach oczyszczania ścieków

Table 3. Concentration and degree of elimination of selected drugs at various stages of wastewater treatment

Środki farmaceutyczne	Analit	Stężenie w ściekach [ng/l]			Stopień usunięcia [%]	Miejsce pobrania próbki
		surowych	osadnik wstępny	oczyszczonych		
Przeciwbólowe i przeciwzapalne	ibuprofen	649	592	412	37	Hajdów Lublin
		1664	1213	679	59	Gdańsk Wschód
		894	740	516	42	Szczecin Pomorzany
	diklofenak	988	614	ND	-	Hajdów Lublin
		2351	1743	ND	-	Gdańsk Wschód
		1457	1312	ND	-	Szczecin Pomorzany
	ketoprofen	316	227	87	72	Hajdów Lublin
		643	522	94	85	Gdańsk Wschód
		437	314	62	86	Szczecin Pomorzany
	naproksen	414	382	56	86	Hajdów Lublin
		716	483	82	89	Gdańsk Wschód
		662	541	74	89	Szczecin Pomorzany
Antybiotyki	sulfoxatyna	29	18	16	45	Hajdów Lublin
		563	462	237	58	Gdańsk Wschód
		226	173	53	77	Szczecin Pomorzany
	erytromycyna	51	73	ND	-	Hajdów Lublin
		76	48	ND	-	Gdańsk Wschód
		26	34	ND	-	Szczecin Pomorzany

Tabela 3. cd.

Table 3. contd.

Środki farmaceutyczne	Analit	Stężenie w ściekach [ng/l]			Stopień usunięcia [%]	Miejsce pobrania próbki
		surowych	osadnik wstępny	oczyszczonych		
Hormony i metabolity	estradiol	NA	NA	NA	-	Hajdów Lublin
		914	416	227	75	Gdańsk Wschód
		1114	716	432	61	Szczecin Pomorzany
Hormony i metabolity	estron	NA	NA	NA	-	Hajdów Lublin
		567	287	249	56	Gdańsk Wschód
		732	747	236	68	Szczecin Pomorzany
Psychotropowe	diazepam	96	73	ND	-	Hajdów Lublin
		214	187	114	47	Gdańsk Wschód
		531	468	163	69	Szczecin Pomorzany
β-bloker	atenolol	ND	ND	ND	-	Hajdów Lublin
		97	53	53	45	Gdańsk Wschód
		116	85	62	47	Szczecin Pomorzany
Środek stymulujący	kofeina	970	764	94	90	Hajdów Lublin
		1262	930	216	83	Gdańsk Wschód
		764	632	315	59	Szczecin Pomorzany

ND – nie oznaczono

NA – nie analizowano

Konwencjonalne oczyszczalnie ścieków nie są przystosowane do całkowitej eliminacji związków farmaceutycznych oraz ich metabolitów występujących w ściekach w śladowych ilościach. Związki w oczyszczalniach ścieków mogą:

- ulec biodegradacji do dwutlenku węgla i wody,
- ulec adsorpcji na osadach dennych (związki liofilowe i trudno rozkładalne),
- w postaci niezmienionej lub hydrofilowych metabolitów trafić do środowiska.

Biodegradacja w warunkach oczyszczania zachodzi z wykorzystaniem osadu czynnego oraz podczas procesu beztlenowej fermentacji osadu ściekowego. Procent biodegradacji związków zależy od czasu retencji ścieków oraz wieku osadu czynnego [9].

Adsorpcja związków farmaceutycznych i ich metabolitów na osadach dennych zależy od charakteru fizykochemicznego danego leku oraz od oddziaływań elektrostatycznych występujących na drodze lek–cząsteczka stała (osad denny). Związki farmaceutyczne o właściwościach liofilowych (niepolarnych) są lepiej adsorbowane na osadach ściekowych i mikroorganizmach niż związki hydrofilowe. Za sorpcję leku na osadzie ściekowym odpowiada również jego charakter fizykochemiczny.

Związki o charakterze kwasowym (np. ibuprofen, diklofenak, naproksen, ketoprofen) praktycznie nie są adsorbowane na osadzie dennym i pozostają w fazie wodnej. Antybiotyki ze względu na charakter zasadowy należą do grupy leków dobrze adsorbowanych na osadach ściekowych (np. tetracykliny, sulfonamidy) [31].

3. Metody usuwania związków endokrynnie czynnych z wód i ścieków

Związki farmaceutyczne (w postaci niezmienionej lub jako aktywne metabolity) w sposób ciągły są wprowadzane do środowiska wodnego. Tradycyjne metody są nierzadko zawodne ze względu na mały stopień usuwania nowych, bardziej złożonych zanieczyszczeń. Dlatego naukowcy poszukują coraz lepszych metod umożliwiających eliminację szkodliwych substancji ze środowiska wodnego.

W ostatnich latach dużo uwagi poświęcono procesom pogłębionego utleniania (ang. *Advanced Oxidation Processes*, AOPs). Duża efektywność w usuwaniu związków organicznych z wód i ścieków, obniżenie specyficznej barwy i uciążliwego zapachu ścieków, niszczenie organizmów patogennych umożliwiło konkurowanie im z konwencjonalnymi metodami, takimi jak: neutralizacja, strącenie i koagulacja chemiczna, adsorpcja, desorpcja, flokulacja czy odwrócona osmoza [6]. Metody te stały się alternatywą dla konwencjonalnych metod, które w większości nie eliminują zanieczyszczeń tylko przenoszą je z jednej fazy do drugiej.

W ostatnich latach badano proces ozonowania oraz zaawansowany proces utleniania jako ekonomicznie korzystny sposób poprawy jakości wód powierzchniowych oraz ścieków komunalnych. Badania na ten temat były prowadzone m.in. w Niemczech, Szwajcarii, Szwecji, Turcji, Hiszpanii oraz w Stanach Zjednoczonych. W tabeli 4. przedstawiono wybrane przykłady zastosowania procesu zaawansowanego utleniania (AOPs) do usuwania m.im. farmaceutyków z próbek wodnych.

Tabela 4. Przykłady zastosowania AOPs do degradacji farmaceutyków w próbkach wodnych

Table 4. Examples of application AOPs to the degradation of pharmaceuticals in water samples

Anality	Rodzaj próbki	Warunki prowadzonego procesu	Miejsce pobrania próbek	Literatura
Kwas klofibrowy, ibuprofen, diklofenak	woda destylowana, woda rzeczna	O ₃ /H ₂ O ₂ 1/0,4 mg/L 3,7/1,4 mg/L 5,0/1,8 mg/L (O ₃ /H ₂ O ₂), stosunek molowy 2:1	Niemcy	[42]
Bezafibrat, kwas klofibrowy, karbamazepina, diklofenak, prymidon	woda wodociągowa	O ₃ = 0,5-3 mg/L pH = 7,8	Niemcy	[34]
Farmaceutyki	ścieki z miejskiej oczyszczalni	O ₃ = 5,10,15 mg/L O ₃ /H ₂ O ₂ 10/10 mg/L pH = 7,2	Niemcy	[33]
Antybiotyk (penicylina)	ścieki	O ₃ = 2,5 g/L(h) pH = 2,5-12,0 H ₂ O ₂ = 2-40 mM pH = 10,5	Turcja	[2]
Antybiotyk (penicylina)	ścieki syntetyczne	O ₃ = 1,8 g/L(h) pH = 7,12 H ₂ O ₂ = 10 mM	Turcja	[1]
Bezafibrat	woda destylowana	O ₃ = 1 μmol/L pH = 6-8	Hiszpania	[10]
33 związki organiczne (farmaceutyki, metabolity)	ścieki miejskie, ścieki domowe	O ₃ pH = 8 H ₂ O ₂ = 0,15 mL	Hiszpania	[28]
Farmaceutyki, metabolity, detergenty przemysłowe	ścieki szpitalne	O ₃ = 4,2;5,8;7 mg/L H ₂ O ₂ – 2,5 mg/L (H ₂ O ₂ :O ₃), stosunek molowy 1:2	Szwajcaria	[19]
Ibuprofen, kwas klofibrowy	ścieki syntetyczne	pH = 9 (O ₃ /H ₂ O ₂), stosunek molowy 3:1 C ₀ = 1 mg/L	Hiszpania	[25]
Farmaceutyki	ścieki komunalne	pH = 6,8 O ₃ = 1,4-10,7 mg/L H ₂ O ₂ /O ₃ O ₃ = 10 mg/L	Szwecja	[16]

Mechanizm działania procesu pogłębionego utleniania polega na generowaniu reaktywnych rodników •OH, które utleniają praktycznie każdy związek organiczny. W konsekwencji dochodzi do całkowitej mineralizacji zanieczysz-

czeń, tzn. do utlenienia ich do dwutlenku węgla, wody i związków nieorganicznych [6].

Rodniki hydroksylowe $\bullet\text{OH}$ charakteryzują się wysokim potencjałem oksydoredukcyjnym (2,8 V) oraz bardzo szybkim wchodzeniem w reakcje ze związkami organicznymi (stałe szybkości reakcji drugiego rzędu przyjmują wartość $10^7\text{--}10^{10} \text{ dm}^3 \text{ mol}^{-1} \text{ s}^{-1}$) [30]. Wykazują także silniejsze oddziaływanie utleniające w środowisku kwasowym oraz wrażliwość na obecność w środowisku wodnym akceptorów rodników, tzw. zmiataczy (*scavagers*), którymi są przede wszystkim węglany, wodorowęglany, a także występujące w wodzie substancje humusowe [4, 8, 36].



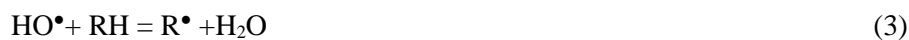
W wyniku reakcji powstają rodniki węglanowe, które są również utleniaczami, ale o niższym potencjale oksydoredukcyjnym od rodników hydroksylowych oraz o bardziej selektywnym działaniu.

Do wygenerowania silnie reaktywnych rodników $\bullet\text{OH}$ stosuje się nadtlenek wodoru, ozon, promieniowanie UV, dodatki katalizatorów (MnO_2 , Fe^{2+} , TiO_2) oraz często ich kombinacje [5]. Podział procesów zaawansowanego utleniania przedstawiono na rys. 2. W każdej z tych metod w wyniku reakcji, np. inicjacji, propagacji i terminacji, powstają rodniki hydroksylowe $\bullet\text{OH}$ w towarzystwie innych, lecz o mniejszym potencjale utleniającym [37].

W obecności substancji organicznej rodniki hydroksylowe wchodzą z substancjami w reakcje, tworząc rodniki organiczne ($\text{R}\bullet$, $\text{ROO}\bullet$), które – będąc substancjami przejściowymi procesu utleniania – inicjują dalsze reakcje łańcuchowe utleniania i degradacji, prowadząc w końcowym etapie do powstania CO_2 , H_2O i związków nieorganicznych.

Mechanizm reakcji łańcuchowych z udziałem rodników hydroksylowych jest następujący:

- reakcja związana z oderwaniem atomu wodoru

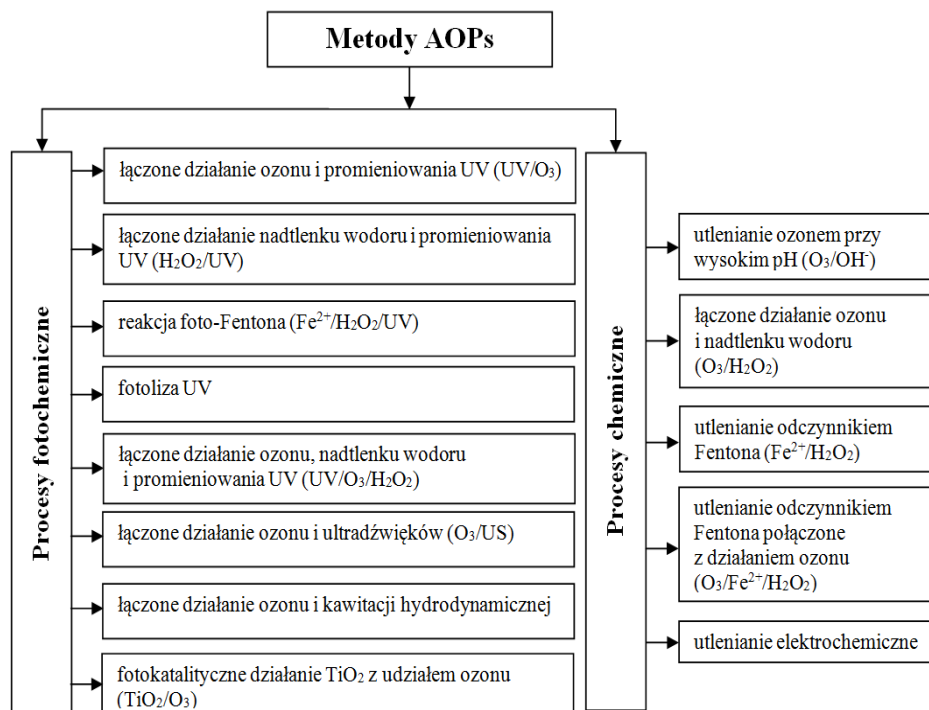


- reakcja związana z przyłączeniem cząsteczki tlenu



- reakcja związana z przejściem elektronu





Rys. 2. Podział procesów zaawansowanego utleniania (AOPs) [26]

Fig. 2. Partition of advanced oxidation processes (AOPs) [26]

W procesie pogłębionego utleniania zmierza się do wytworzenia silnie reaktywnych wolnych rodników [5]. W tabeli 5. przedstawiono potencjały utleniające wybranych cząstek utleniających w środowisku wodnym.

Tabela 5. Potencjały utleniające wybranych cząstek utleniających

Table 5. Oxidation potentials of selected oxidizers

Rodzaj utleniacza	Reakcja redox	Potencjal standardowy [V]
Fluor	$F_2 + 2e^- \leftrightarrow 2F^-$	2,87
Rodnik hydroksylowy	$OH^\bullet + H^+ + e^- \leftrightarrow H_2O$	2,81
Tlen atomowy	$O + 2H^+ \leftrightarrow H_2O$	2,42
Ozon	$O_3 + 2H^+ \leftrightarrow O_2 + H_2O$	2,07
Nadtlenek wodoru	$H_2O_2 + 2H^+ + 2e^- \leftrightarrow 2H_2O$	1,77
Rodnik wodoronatlenowy	$HO_2^\bullet + H^+ + e^- \leftrightarrow H_2O_2$	1,44-1,70
Tlenek chloru (IV)	$ClO_2 + e^- \leftrightarrow ClO_2^-$	1,07-1,57
Chlor	$Cl_2 + 2e^- \leftrightarrow 2Cl^-$	1,36
Tlen	$O_2 + 4H^+ + 4e^- \leftrightarrow 2H_2O$	1,26

W zaawansowanych procesach utleniania stosuje się układy zawierające np. dwa (O_3/UV , O_3/H_2O_2 , H_2O_2/UV) lub trzy ($O_3/H_2OH/UV$) składniki. Zbadano, że działając większą liczbą czynników jednocześnie, otrzymuje się lepsze rezultaty m.in. w usuwaniu zanieczyszczeń w wodach i ściekach oraz redukcji stopnia ich toksyczności. Mamy tu do czynienia z procesem tzw. synergizmu.

4. Podsumowanie

Rozwój cywilizacji oraz wzrost konsumpcji leków doprowadziły do pogłębiania się problemu obecności związków farmaceutycznych w środowisku wodnym. Głównie są to leki przeciwbólowe oraz przeciwzapalne ze względu na ich łatwą dostępność (wydawane bez recepty), m.in. ibuprofen, ketoprofen, naproksen, diklofenak. Konwencjonalne oczyszczalnie ścieków nie są w pełni przystosowane do ich całkowitej eliminacji, dlatego w wodach ściekowych, powierzchniowych, a nawet wodzie pitnej są oznaczane pozostałości leków i ich aktywnych metabolitów (w ilościach ng/l lub $\mu\text{g/l}$). Na podstawie wyników badań zawartości pozostałości farmaceutycznych przeprowadzonych w trzech różnych rejonach Polski można stwierdzić, że stężenie diklofenaku w końcowym etapie oczyszczania ścieków znajduje się poniżej granicy oznaczalności. Dobre wyniki (86%) uzyskano również dla ketoprofenu i naproksenu. Stopień usunięcia pozostałych związków farmaceutycznych oznaczonych w ściekach surowych jest określany poniżej 70%.

Porównując stopień usunięcia danego związku w trzech oczyszczalniach, należy zwrócić uwagę, że najniższy stopień eliminacji pozostałości farmaceutycznych wiąże się z najniższym stężeniem związku w ściekach surowych. Trzy oczyszczalnie ścieków, w których zostały pobrane próbki, mają podobny mechanizm działania.

Na podstawie danych zebranych w tabeli należy stwierdzić, że stężenie pozostałości farmaceutycznych w ściekach surowych z oczyszczalni Hajdów Lublin jest niższe od dwóch pozostałych. Może to świadczyć o mniejszej konsumpcji leków przez mieszkańców Lublina i okolic w porównaniu z mieszkańcami województw zachodniopomorskiego i pomorskiego.

Ponieważ udział tradycyjnych oczyszczalni ścieków w usuwaniu leków z fazy wodnej nie jest wystarczający, naukowcy szukają nowych, efektywnych metod. Zaawansowane techniki utleniania oparte na generowaniu reaktywnych rodników umożliwiają utlenienie niemal każdego związku organicznego oraz jego eliminację ze środowiska wodnego. Dlatego stały się one alternatywą dla konwencjonalnych oczyszczalni.

Literatura

- [1] Arslan Alaton I., Caglayan A.E.: Toxicity and biodegradability assessment of raw and ozonated procaine penicillin G formulation effluent. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, no. 1, 2006, pp. 131-140.

- [2] Arslan Alaton I., Dogruel S., Baykal E., Gerone G.: Combined chemical and biological oxidation of penicillin formulation effluent. *Journal of Environmental Management*, no. 2, 2004, pp. 155-163.
- [3] Barceló D.: Emerging pollutants in water analysis. *Trends in Analytical Chemistry*, no. 22, 2003.
- [4] Behar D., Czapski G., Duchowny I.: Carbonate radical in flash photolysis and pulse radiolysis of aqueous carbonate solutions. *Journal of Physical Chemistry*, no. 74, 1970, pp. 2206-2210.
- [5] Biń A.K.: Zastosowanie procesów pogłębionego utleniania do uzdatniania wody pitnej i oczyszczania ścieków w Polsce. *Ochrona Środowiska*, nr 1, 1999, s. 7-25.
- [6] Biń A.K., Zieliński J.: Chemiczna degradacja zanieczyszczeń w ściekach przemysłowych. *Ochrona Środowiska*, nr 2, 2000, s. 383-405.
- [7] Buser H.R., Poiger T., Müller M.D.: Occurrence and fate of the pharmaceutical drug diclofenac in surface waters: rapid photodegradation in a lake. *Environmental Science and Technology*, no. 32, 1998, pp. 3449-3456.
- [8] Buxton G.V., Greenstock C.L., Helman W.P., Ross A.B.: Critical review of rate constants for reaction of hydrated electrons, hydrogen atoms and hydroxyl radicals in aqueous solution. *Journal of Physical Chemistry*, no. 17, 1988, pp. 513-586.
- [9] Czech B.: Usuwanie farmaceutyków z wód i ścieków z wykorzystaniem metod adsorpcyjnych i fotokatalitycznych. *Adsorbenty i Katalizatory – Wybrane Technologie a Środowisko*, nr 2, 2012, s. 453-466.
- [10] Dantas R.F., Canterino M., Marotta R., Sans C., Esplugas S., Andreozzi R.: Bezafibrate removal by means of ozonation: Primary intermediates, kinetics, and toxicity assessment. *Water Research*, no. 41, 2007, pp. 2525-2532.
- [11] Esplugas S., Bila D.M., Krause L.G.T., Dezotti M.: Ozonation and advanced oxidation technologies to remove endocrine disrupting chemicals (EDCs) and pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in water effluents. *Journal of Hazardous Materials*, no. 149, 2007, pp. 631-642.
- [12] Felis E., Miksch K., Surmacz-Górska J., Ternes T.: Presence of pharmaceuticals in wastewater from waste water treatment plant „Zabrze-Śródmieście” in Poland. *Archiwum Ochrony Środowiska*, nr 3, 2005, s. 49-58.
- [13] Gros M., Petrović M., Barceló D.: Development of multi-residue analytical methodology based on liquid chromatography-tandem mass spectrometry (LC-MS/MS) for screening and trace level determination of pharmaceuticals in surface and wastewaters. *Talanta*, no. 70, 2006, pp. 678-690.
- [14] He C., Long Y., Pan J., Li K., Liu F.: Application of molecularly imprinted polymers to solid-phase extraction of analytes from real samples. *Journal Biochemical of Biophysical Methods*, no. 70, 2007, pp. 133-150.
- [15] Hennion M.C.: Solid-phase extraction: Method development, sorbents and coupling with liquid chromatography. *Journal Chromatography A*, no. 856, 1999, pp. 3-54.
- [16] Hey G., Vega S.R., Fick J., Tysklind M., Ledin A., Cour Jansen J., Andersen H.R.: Removal of pharmaceuticals in WWTP effluents by ozone and hydrogen peroxide. *Water S A*, no. 1, 2014, pp. 165-173.
- [17] Kasprzyk-Hordern B., Dinsdale R.M., Guwy A.J.: Multi-residue method of the determination of basic/neutral pharmaceuticals and illicit drugs in surface water by solid-phase extraction and ultra performance liquid chromatography-positive

- electrospray ionisation tandem mass spectrometry. *Journal of Chromatography A*, no. 1161, 2007, pp. 132-145.
- [18] Kosjek T., Perko S., Žigon D., Heath E.: Fluorouracil in the environment: Analysis, occurrence, degradation and transformation. *Journal of Chromatography A*, no. 1290, 2013, pp. 62-72.
- [19] Kovalova L., Siegrist H., Gunter U., Eugster J., Hagenbuch M., Wittmer A., Moser R., McArdell Ch.S.: Elimination of micropollutants during post-treatment of hospital wastewater with powdered activated carbon, ozone, and UV. *Environmental Science and Technology*, no. 47, 2013, pp. 7899-7908.
- [20] Kümmerer K.: Laboratory scale degradation of pharmaceuticals and emission control (Abbau von Arzneimitteln in Testsystemen und Möglichkeiten zur Emissionsreduktion), [in:] *Chemische Stressfaktoren in aquatischen Systemen*. Weigert B., Steinberg Ch., Brüggemann R. (eds.). *Schriftenreihe Wasserforschung 6*, Wasserforschung e.V., Berlin 2000, pp. 165-177.
- [21] Luczkiewicz A., Felis E., Ziembinska A., Gnida A., Kotlarska E., Olanczuk-Neyman K., Surmacz-Górska J.: Resistance of *Escherichia coli* and *Enterococcus* spp. to selected antimicrobial agents present in municipal wastewater. *Journal of Water and Health*, no. 11(4), 2013, pp. 600-612.
- [22] Marchese S., Perret D., Gentili A., Curini R., Pastori F.: Determination of non-steroidal anti-inflammatory drugs in surface water and wastewater by liquid chromatography-tandem mass spectrometry. *Chromatographi*, no. 58, 2003, pp. 263-269.
- [23] Meisenheimer M., Ternes T.A.: Method for the analysis the antiepileptics carbamazepine and primidone in water using GC/MS after derivatization. *Vom Wasser*, no. 94, 2000, pp. 203-212.
- [24] *Newsweek* 18.11.2001.
- [25] Quero-Pastor M., Valenzuela A., Quiroga J.M., Acevedo A.: Degradation of drugs in water with advanced oxidation processes and ozone. *Journal of Environmental Management*, no. 137, 2014, pp. 197-203.
- [26] Ozonek J.: *Zastosowanie zjawiska kawitacji hydrodynamicznej w inżynierii środowiska*. Lublin 2010.
- [27] Öllers S., Singer H.P., Fässler P., Müller S.R.: Simultaneous quantification of neutral and acidic pharmaceutical and pesticides at the low-ng/l level insurface and wastewater. *Journal of Chromatography A*, no. 911, 2001, pp. 225-234.
- [28] Rosal R., Rodriguez A., Perdigón-Melón J.A., Petre A., Garcia-Calvo E.: Oxidation of dissolved organic matter in the effluent of a sewage treatment plant using ozone combined with hydrogen peroxide (O_3/H_2O_2). *Chemical Engineering Journal*, no. 1-3, 2009, pp. 311-318.
- [29] Santos J.L., Aparicio I., Alonso E., Callejón M.: Simultaneous determination of pharmaceutically active compounds in wastewater samples by solid phase extraction and high-performance liquid chromatography with diode array and fluorescence detectors. *Analytica Chimica Acta*, no. 550, 2005, pp. 116-122.
- [30] Sosnowska K., Styszko-Grochowiak K., Gołaś J.: *Leki w środowisku-źródła, przemiany, zagrożenia*. Konferencja Młodych Uczonych, 2009.
- [31] Szymonik A., Lach J.: Zagrożenie środowiska wodnego obecnością środków farmaceutycznych. *Inżynieria i Ochrona Środowiska*, no. 3, 2012, pp. 249-263.

- [32] Ternes T.: Occurrence of drugs in German sewage treatment plants and rivers. *Water Research*, vol. 32, 1998, pp. 3245-3260.
- [33] Ternes T., Strüber J., Hermann N., McDowell D., Ried A., Kampmann M., Teiser B.: Ozonation: A tool for removal of pharmaceuticals, contrast media and musk fragrances from wastewater? *Water Research*, vol. 8, 2003, pp. 1976-1982.
- [34] Ternes T., Meisenheimer M., McDowell D., Sacher F., Brauch H-J., Haist-Gulde B., Preuss G., Wilme U., Zulei-Seibert N.: Removal of pharmaceuticals during drinking water treatment. *Environmental Science and Technology*, no. 36, 2002, pp. 3855-3863.
- [35] Togola A., Budzinski H.: Multi-residue analysis of pharmaceutical compounds in aqueous samples. *Journal Chromatography A*, no. 1177, 2008, pp. 150-158.
- [36] Tomiyasu H., Fukutomi H., Gordon G.: Kinetics and mechanism of ozone decomposition in basic aqueous solution. *Inorganic Chemistry*, no. 24, 1985, pp. 2962-2966.
- [37] Wąsowski J., Piotrowska A.: Rozkład organicznych zanieczyszczeń wody w procesach pogłębionego utleniania. *Ochrona Środowiska*, nr 2, 2002, s. 27-32.
- [38] Winkler M., Lawrence J.R., Neu T.R.: Selective degradation of ibuprofen and clofibric acid in two model river biofilm systems. *Water Research*, vol. 35, 2001, pp. 3197-3205.
- [39] Yoon Y., Ryu J., Oh J., Choi B., Snyder S.A.: Occurrence of endocrine disrupting compounds, pharmaceuticals, and personal care products in the Han River. *Science of the Total Environment*, no. 408, 2010, pp. 636-643.
- [40] Zgoła-Grześkowiak A.: Application of DLLME to isolation and concentration of non-steroidal anti-inflammatory drugs in environmental water samples. *Chromatographia*, no. 72, 2010, pp. 671-678.
- [41] Zwiener C., Frimmel F.H.: LC-MS analysis in the aquatic environment and in water treatment critical review. Part II: Applications for emerging contaminants and related pollutants, microorganisms and humic acids. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, no. 378, 2004, pp. 862-874.
- [42] Zwiener C., Frimmel F.H.: Oxidative treatment of pharmaceuticals in water. *Water Research*, vol. 6, 2000, pp. 1881-1885.

ENDOCRINE DISRUPTING COMPOUNDS (EDCs) IN THE AQUATIC ENVIRONMENT AND METHODS OF THEIR REMOVAL

S u m m a r y

The paper discusses problem of pharmaceuticals in water environment and methods of their removal. The presence of pharmaceuticals in water environment is considered a global problem. Multiple research taken by research centers around the world, also in Poland prove the problem. The major source of pharmaceuticals in environment are hospitals, industrial plants, household wastewater and pharmaceutical contaminants from agriculture not completely eliminated during treatment processes. Some of these pharmaceuticals in unmodified form or active metabolites are introduced to the environment which causes contamination of surface and underground waters. Although the problem of the pharmaceuticals presence in the environment is widely studied, their overall influence on living organisms is not known. Constant introducing antibiotics to the environment by people and animals leads to isolation of the resistant bacterium strains, what in the consequence causes drug resistance. Eliminating the abovementioned contamination requires

modern wastewater treatment methods. Advanced oxidation processes (AOPs) efficiently reduce the concentration of pharmaceuticals in water and sewage samples. The paper presents results of research on concentrations and level of elimination of pharmaceuticals basing of analysis of samples taken on three stages of waste water treatment plants (on the entry, in preliminary settling tank and on the exit) in sewage-treatment: Hajdów Lublin, Gdańsk Wschód and Szczecin Pomorzany. Results show that the pharmaceutical that is removed the most in all plants is diclofenac. Its concentration in raw sewages is the highest however it is below the limit of determination in processed water.

Keywords: endocrine disrupting compounds (EDCs), advanced oxidation processes (AOPs), 5-FU (5-fluorouracil), pharmaceutical compounds

Przesłano do redakcji: 20.10.2014 r.

Przyjęto do druku: 28.03.2015 r.

DOI: 10.7862/rb.2015.3

Jacek DAWIDOWICZ¹

OCENA ŚREDNIC PRZEWODÓW WODOCIĄGOWYCH ZA POMOCĄ SIECI NEURONOWYCH KOHONENA

Projektowanie systemu dystrybucji wody nieodłącznie wiąże się z wykonaniem obliczeń, których celem jest m.in. wyznaczenie natężenia przepływów przez poszczególne przewody oraz dobór średnic z zachowaniem odpowiednich prędkości przepływu. W obliczeniach systemów dystrybucji wody od wielu lat stosuje się technikę komputerową. Zwiększająca się moc obliczeniowa komputerów samoistnie nie rozwiąże złożonych problemów. Dopiero zastosowanie zaawansowanych metod obliczeniowych pozwoli usprawnić proces obliczeniowy i poprawić jakość rozwiązań. Obecnie dąży się do stworzenia programów obliczeniowych, które będą charakteryzować pewien stopień kreatywności, co powinno ułatwić użytkownikom podejmowanie decyzji na różnych etapach realizacji zadania i poprawić jakość rozwiązań. Wydaje się, że klasyczne algorytmy o sformalizowanym przebiegu można uzupełnić znacznie bardziej zaawansowanymi technikami obliczeniowymi, w tym modelowaniem za pomocą sztucznych sieci neuronowych. W niniejszej pracy rozpatrzono możliwość zastosowania sztucznych sieci neuronowych Kohonena do oceny średnic przewodów wodociągowych. Opisano metodykę budowy zbioru danych do uczenia sieci neuronowych, metodykę procesu uczenia sieci oraz zestawiono przeanalizowane warianty sieci Kohonena. Omówiono dobór danych wejściowych oraz struktury sieci Kohonena. Uzyskane wyniki pozwalają wnioskować, że te sieci neuronowe mogłyby być uzupełnieniem tradycyjnych metod obliczeniowych. Zaletą tego rozwiązania jest mapa topologiczna, która w sposób graficzny pokazuje położenie danej średnicy względem innych średnic w zależności od parametrów opisujących odcinek obliczeniowy. Dodatkowy moduł programu komputerowego wykorzystujący sieć neuronową pozwoli zaakceptować przyjętą do obliczeń lub dokonać korekty średnicy przewodu wodociągowego.

Słowa kluczowe: system dystrybucji wody, obliczenia hydrauliczne, sztuczna inteligencja, sieci neuronowe Kohonena, weryfikacja wyników obliczeń

¹ Jacek Dawidowicz, Politechnika Białostocka, 15-351 Białystok, ul. Wiejska 45A, tel. 85 7469649, j.dawidowicz@pb.edu.pl

1. Wprowadzenie

System zaopatrzenia w wodę jest zbudowany z wielu współpracujących ze sobą elementów. Najważniejszym z nich ze względu na koszty inwestycyjne i eksploatacyjne jest bez wątpienia system dystrybucji wody, którego prawidłowe zaprojektowanie jest niezwykle istotne, gdyż ma wpływ na funkcjonowanie całego układu przez wiele lat. Projektowanie systemu dystrybucji wody nieodłącznie wiąże się z wykonaniem obliczeń, których celem jest m.in. wyznaczenie natężenia przepływów przez poszczególne przewody oraz dobór średnic z zachowaniem odpowiednich prędkości przepływu.

W obliczeniach systemów dystrybucji wody od wielu lat stosuje się technikę komputerową. Pierwsze programy komputerowe pojawiły się w II połowie XX wieku [1, 7, 10, 18]. Od tamtego czasu nastąpił widoczny postęp w możliwościach technicznych i udogodnieniach, jakie posiadają najnowsze programy do obliczeń systemów dystrybucji wody [11, 20, 21, 23], które coraz częściej korzystają z możliwości GIS [16, 26, 32] oraz CAD [34]. Nie zmienia to jednak faktu, że poprawne wykonanie obliczeń wymaga dobrej znajomości zagadnień teoretycznych, będących podstawą algorytmów stosowanych w programach obliczeniowych, wnikliwej oceny uzyskanych wyników oraz poprawności zastosowanych rozwiązań. Nie ma i zapewne nigdy nie będzie programów, które wyręczałyby projektanta z tych zadań. Obecnie dąży się do stworzenia programów obliczeniowych, które będzie charakteryzować pewien stopień kreatywności, co powinno ułatwić użytkownikom podejmowanie decyzji na różnych etapach realizacji zadania i poprawić jakość rozwiązań.

Zwiększająca się moc obliczeniowa komputerów samoistnie nie rozwiąże złożonych problemów. W tym celu należy wprowadzić odpowiednie metody obliczeniowe, które pozwolą uzyskać właściwe efekty. Wydaje się, że klasyczne algorytmy o sformalizowanym przebiegu można obecnie uzupełnić znacznie bardziej zaawansowanymi technikami obliczeniowymi. W ostatnich latach ma się do czynienia z burzliwym rozwojem metod obliczeniowych, które można nazwać metodami inteligencji obliczeniowej (ang. *computational intelligence*, CI) [14, 24]. Termin ten obejmuje takie metody, jak sztuczne sieci neuronowe, algorytmy ewolucyjne, systemy rozmyte, systemy ekspertowe. Metody te znajdują również coraz częstsze zastosowanie w zagadnieniach związanych z zaopatrzeniem w wodę, umożliwiając usprawnienie lub wprowadzenie obliczeń i analiz numerycznych do wielu nowych problemów.

2. Zastosowanie sieci neuronowych w symulacji i obliczeniach hydraulicznych systemów dystrybucji wody

Sztuczne sieci neuronowe coraz częściej znajdują zastosowanie w symulacji i obliczeniach hydraulicznych systemów dystrybucji wody. W literaturze można znaleźć propozycje wykorzystania sztucznych sieci neuronowych do

wspomagania tarowania modeli symulacyjnych. Tarowanie modelu jest złożonym procesem dopasowywania danych wejściowych i jego parametrów, aż do poprawnego odwzorowania warunków działania systemu wodociągowego. W pracy [17] opisano algorytm genetyczny współpracujący ze sztuczną siecią neuronową, mający na celu usprawnienie procesu tarowania modelu systemu dystrybucji wody. Natomiast w publikacji [25] opisano proces tarowania modelu oparty na metodzie prób i błędów w doborze parametrów, uzupełniony o techniki optymalizacyjne i sztucznej inteligencji, w tym sztuczne sieci neuronowe.

Podczas symulacji hydraulicznych systemów dystrybucji wody są obliczane straty ciśnienia w poszczególnych przewodach wodociągowych, m.in. za pomocą wzoru Darcy'ego-Weisbacha. Wymaga on obliczenia, najczęściej metodą iteracyjną, współczynnika oporów liniowych. W pracy [27] zaprezentowano nieiteracyjną metodę obliczania tego współczynnika za pomocą sztucznej sieci neuronowej, która pozwala skrócić czas obliczeń. Inne podejście zakładające zastosowanie sztucznych sieci neuronowych zamieszczono w pracy [4].

Moduły obliczeniowe oparte na sztucznych sieciach neuronowych wprowadzono również do metod symulacyjnych wykorzystywanych w sterowaniu sieciami wodociągowymi w czasie rzeczywistym. Zadaniem obliczeń neuronowych jest w tym przypadku uproszczenie modelu obliczeniowego i przyspieszenie obliczeń [3, 31, 35, 36]. W pracy [2] jako cel obliczeń symulacyjnych przyjęto optymalizację ciśnienia w poszczególnych węzłach sieci z uwzględnieniem prognozowanego zapotrzebowania na wodę. Modyfikacja ciśnienia jest realizowana przez odpowiednie ustawienie zaworów regulacyjnych na sieci. Biorąc pod uwagę wszystkie parametry ustawienia zaworów oraz prawa zachowania masy i energii uzyskuje się bardzo złożone układy równań nieliniowych modelujących sieci wodociągowe, których rozwiązanie wymaga znacznej mocy obliczeniowej komputerów i czasu. Do optymalizacji nastawy zaworów regulacyjnych opracowano sztuczną sieć neuronową. Zagadnienie sterowania siecią przy różnym ustawieniu zaworów regulacyjnych z zastosowaniem sieci neuronowych omówiono również w pracach [8, 9, 33].

W pracach [5, 6] poruszono zagadnienie weryfikacji średnic przewodów wodociągowych za pomocą sztucznych sieci neuronowych typu perceptron wielowarstwowy. Przeprowadzono doświadczenia mające na celu określenie struktury sieci neuronowej, ustalenie wymaganych zmiennych wejściowych oraz ich wpływu na wynik końcowy. W niniejszej pracy do tego zadania zastosowano sieci neuronowe Kohonena.

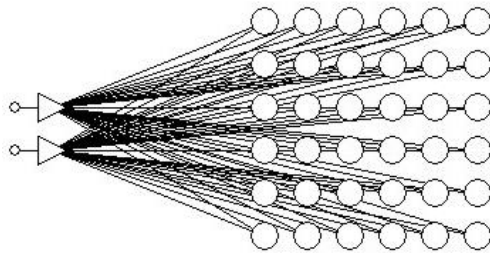
3. Sieci Kohonena

3.1. Struktura sieci Kohonena

W latach 50. XX w. po raz pierwszy przedstawiono ideę systemu samoorganizującego się, tzn. takiego, który zmienia swoją strukturę na podstawie in-

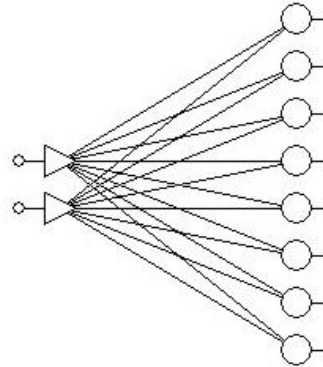
formacji docierającej do niego z otoczenia [28]. Pojęcie samoorganizacji na grunt sztucznych sieci neuronowych przeniósł Kohonen, który zaproponował sieć, nazywając ją samoorganizującym odwzorowaniem (ang. *SOM-Self-Organizing Map*) lub samoorganizującym odwzorowaniem cech (ang. *SOFM-Self-Organizing Feature Map*). Obecnie jest to (z różnymi modyfikacjami) najbardziej rozpowszechniony typ sieci samoorganizującej, nazywanej od swojego wynalazcy siecią Kohonena [12, 13].

Sieci Kohonena są używane do *klasyfikacji bezwzorcowej*, czyli są dostępne wyłącznie dane wejściowe. Na etapie uczenia sieci nie są znane docelowe wartości wyjściowe przykładów uczących. Sieci Kohonena mają na celu wyłonienie z pewnej populacji, opisanej wielowymiarowym wektorem danych $\mathbf{X} = [x_1, x_2, \dots, x_i, \dots, x_N]^T$, możliwie jednorodnych grup (skupień) pod względem rozważanych cech. Sieci tego typu składają się z dwóch warstw: wejściowej i wyjściowej. Na rysunku 1. pokazano sieć dwuwymiarową, natomiast na rys. 2. sieć jednowymiarową. Neurony warstwy wejściowej ($i = 1, \dots, N$) służą wyłącznie do wprowadzania danych do sieci, nie wykonując przy tym żadnego przetwarzania. W warstwie wyjściowej sieci znajdują się neurony radialne, stąd jest ona nazywana *warstwą radialną*. Poszczególne neurony radialne są połączone ze wszystkimi wejściami, a do każdego połączenia jest przypisana waga. Zbiór wszystkich wag połączeń dla każdego neuronu radialnego tworzy wektor wag $\mathbf{W} = [w_1, w_2, \dots, w_i, \dots, w_N]^T$, tzw. *wektor wzorcowy* (ang. *prototype vector, code-book vector*). Liczba neuronów w warstwie wyjściowej jest określana przez projektanta sieci. Neurony w warstwie wyjściowej nie są ze sobą połączone, nie przesyłają między sobą informacji, lecz są związane relacją sąsiedztwa mającą wpływ na sposób uczenia neuronów.



Rys. 1. Schemat przykładowej dwuwymiarowej sieci Kohonena dla $N = 2$

Fig. 1. Diagram of an exemplary two-dimensional Kohonen network for $N = 2$



Rys. 2. Schemat przykładowej jednowymiarowej sieci Kohonena dla $N = 2$

Fig. 2. Diagram of an exemplary one-dimensional Kohonen network for $N = 2$

3.2. Model neuronu radialnego

W warstwie wyjściowej sieci Kohonena znajdują się neurony radialne (rys. 3.). Neuron tego typu realizuje funkcję zmieniającą się radialnie wokół ustalonego „centrum” \mathbf{C} w wielowymiarowej przestrzeni \mathbf{R}^N , gdzie N odpowiada liczbie składowych wektora wejściowego \mathbf{X} . *Funkcja radialna* przyjmuje wartości niezerowe tylko w otoczeniu „centrum”, w odległości opisanej przez wartość progową neuronu b . Wartość progowa neuronu b reprezentuje promień, czyli zadane maksymalne odchylenie, powyżej którego odległość jest uważana za tak dużą, że sygnał wyjściowy przyjmuje wartości bliskie zeru. W związku z tym neuron radialny reprezentuje *hipersferę* (hiperkulę) dokonującą podziału kołowego przestrzeni \mathbf{R}^N wokół punktu \mathbf{C} . Funkcje takie oznaczają się ogólnie wzorem [13, 19]:

$$\varphi\|\mathbf{X}-\mathbf{C}\| \quad (1)$$

Współrzędne „centrum” \mathbf{C} neuronu radialnego przestrzeni \mathbf{R}^N są przechowywane w jego wektorze wag \mathbf{W} :

$$\mathbf{C} = \mathbf{W} = [w_1, w_2, \dots, w_1, \dots, w_N]^T \quad (2)$$

Natomiast wektor \mathbf{X} oznacza kolejne dane wejściowe do neuronu:

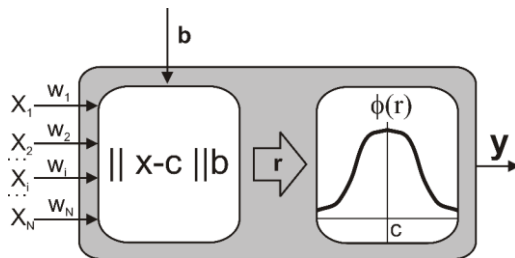
$$\mathbf{X} = [x_1, x_2, \dots, x_1, \dots, x_N]^T \quad (3)$$

Zakładając, że wektory \mathbf{X} i \mathbf{C} opisują dwa punkty leżące w wielowymiarowej przestrzeni \mathbf{R}^N , neuron radialny w pierwszej kolejności oblicza odległość r pomiędzy wektorami \mathbf{X} i \mathbf{C} według przyjętej miary. Do obliczania odległości używa się najczęściej miary euklidesowej:

$$r = \|\mathbf{X} - \mathbf{C}\| = \sqrt{\sum_{i=1}^N (x_i - w_i)^2} \quad (4)$$

Punkt \mathbf{C} jest ustalony, natomiast punkt \mathbf{X} jest zmienny, gdyż oznacza kolejne wektory wejściowe. Wartość wyjściowa y neuronu radialnego jest wyznaczana na podstawie odległości r za pomocą jednej z tzw. *funkcji radialnych*. Jedną z nich jest funkcja Gaussa w kształcie dzwonu, której kształt reguluje parametr σ nazywany szerokością (parametrem gładkości lub spłaszczenia):

$$\phi(r) = \exp\left(-\frac{r^2}{2\sigma^2}\right) \quad (5)$$



Rys. 3. Schemat neuronu radialnego

Fig. 3. Radial neuron diagram

3.3. Uczenie sieci Kohonena

Sieci Kohonena są uczone za pomocą algorytmu pracującego w trybie bez nadzoru (uczenie samoorganizujące, uczenie bez nauczyciela) (ang. *unsupervised learning*), w którym nie są wykorzystywane wartości wyjściowe \mathbf{d} danych uczących. W przypadku sieci Kohonena ma się do czynienia z tak zwanym uczeniem konkurencyjnym (ang. *competitive learning*). Uczenie sieci odbywa się poprzez wielokrotne pokazywanie przykładów danych uczących w postaci wektora \mathbf{X} i modyfikacje wag neuronów wyjściowych \mathbf{W} . W sieci są prezentowane kolejne dane wejściowe, bez informacji, jaki sygnał wyjściowy ma wygenerować sieć dla określonego wektora uczącego. Przyjmuje się, że sygnał wejściowy należy do jednej spośród kilku klas, lecz poszukiwane klasy nie są znane, a sieć samodzielnie dąży do ich wykrycia. Podobne sygnały wejściowe powinny być rozpoznawane jako należące do tej samej klasy. W ten sposób sieć Kohonena próbuje ustalić strukturę danych i występujące w nich skupienia przykładów uczących [13, 19].

Podczas uczenia sieci Kohonena wszystkie neurony warstwy wyjściowej w t -tym kroku uczenia otrzymują ten sam sygnał wejściowy, opisany wektorem $\mathbf{X}^{(t)}$. Po każdej t -tej prezentacji są obliczane odległości według przyjętej

miary pomiędzy bieżącym wektorem $\mathbf{X}^{(t)}$ i centrami $\mathbf{C} = \mathbf{W}_m^{(t)}$ wszystkich neuronów radialnych warstwy wyjściowej. Następnie zostaje wybrany neuron w warstwie wyjściowej, którego „centrum” \mathbf{C} jest najbliższe położone wektora $\mathbf{X}^{(t)}$, nazywany neuronem „zwycięzcą” (ang. *the Best-Matching Unit, BMU*, „winner”). „Zwycięzca” (neuron w -ty) spełnia zatem relację:

$$d(\mathbf{X}^{(t)}, \mathbf{W}_w^{(t)}) = \min_{1 \leq m \leq M} d(\mathbf{X}^{(t)}, \mathbf{W}_m^{(t)}) \quad (6)$$

gdzie: m – indeks neuronu w warstwie wyjściowej, M – liczba neuronów w warstwie wyjściowej sieci ($m = 1, \dots, M$), $d(\mathbf{X}^{(t)}, \mathbf{W}_m^{(t)})$ – odległość w sensie wybranej metryki.

W celu wyboru neuronu „zwycięzcy” należy zdefiniować miarę (metrykę), według której będzie mierzona odległość między wejściowym wektorem $\mathbf{X}^{(t)}$ a wektorami wag $\mathbf{W}_m^{(t)}$ poszczególnych neuronów warstwy wyjściowej. Obecnie w samoorganizujących się mapach Kohonena najczęściej jest stosowana metryka euklidesowa według wzoru (4).

Po ustaleniu neuronu „zwycięzcy” następuje proces modyfikacji wag tego jednego neuronu lub ewentualnie dodatkowo neuronów leżących w jego sąsiedztwie, tak by zbliżyć je do wartości odpowiednich składowych aktualnego wektora wejściowego $\mathbf{X}^{(t)}$. W skrajnej formie uczenia konkurencyjnego uczony jest tylko neuron „zwycięzca” – w tym wypadku mówi się o strategii uczenia „zwycięzca bierze wszystko” (ang. *Winner Takes All, WTA*). Inna strategia „zwycięzca bierze większość” (ang. *Winner Takes Most, WTM*) polega na tym, że są modyfikowane wagi neuronów również z otoczenia „zwycięzcy”. Z reguły modyfikacja jest zależna od odległości sąsiada od „zwycięzcy” opisanej funkcją sąsiedztwa i odległość ta zmniejsza się z czasem uczenia.

Neuron „zwycięzca” oraz wszystkie neurony znajdujące się w obszarze sąsiedztwa podlegają adaptacji, zmieniając swoje wektory wag, zbliżając je do wektora wejściowego $\mathbf{X}^{(t)}$ zgodnie z *regułą Kohonena* [13, 19]:

$$\mathbf{W}_m^{(t+1)} = \mathbf{W}_m^{(t)} + \eta_m^{(t)} h_{wm}^{(t)} [\mathbf{X}^{(t)} - \mathbf{W}_m^{(t)}] \quad (7)$$

gdzie: $\eta_m^{(t)}$ – współczynnik uczenia m -tego neuronu z sąsiedztwa w t -tej chwili mieszczący się w przedziale $0 < \eta_m^{(t)} < 1$, $h_{wm}^{(t)}$ – funkcja sąsiedztwa względem w -tego wygrywającego neuronu.

Sąsiedztwo jest bardzo ważnym elementem w uczeniu sieci Kohonena, gdyż – dokonując zmian wag nie tylko „zwycięzcy”, lecz sąsiadujących z nim neuronów – sieć tworzy pewne obszary w warstwie wyjściowej, do których są przypisane podobne do siebie przykłady danych.

Ponieważ jednokrotna prezentacja zbioru wszystkich wektorów uczących z reguły nie zapewni zadowalających efektów, należy je wielokrotnie powtarzać.

Każda prezentacja całego zbioru przykładów uczących jest nazywana *epoką* uczenia.

W sieciach Kohonena w danych uczących nie ma wartości zadanej d dla wektora wejściowego \mathbf{X} , stąd nie można obliczyć błędu pomiędzy wartością docelową a uzyskaną na wyjściu w określonym momencie uczenia. W związku z tym do oceny funkcjonowania sieci przyjmuje się błąd rozumiany jako odległość wektora wag zwycięskiego neuronu $\mathbf{W}_w^{(t)}$ od wektora wejściowego $\mathbf{X}^{(t)}$. Funkcja błędu jest określona jako średnia arytmetyczna tak zdefiniowanej wartości, liczona dla całego zbioru uczącego. Z zastosowaniem normy euklidesowej oraz T w wektorach wejściowych błąd ten nazywany *błędem kwantyzacji* lub *błędem Kohonena* jest wyrażony wzorem [13, 19]:

$$E = \frac{1}{T} \sum_{t=1}^T \left\| \mathbf{X}^{(t)} - \mathbf{W}_w^{(t)} \right\|^2 \quad (8)$$

Po wytrenowaniu sieci Kohonena poszczególnym neuronom można przypisać, jeśli są znane, odpowiednie etykiety klas. Przypisania etykiet klas dokonuje się za pomocą algorytmu K-L najbliższych sąsiadów, w którym danemu neuronowi przypisuje się etykietę na podstawie etykiet K najbliższych mu przypadków uczących. Warunkiem jest jednak, aby co najmniej L z K sąsiadów miało tę samą klasę, w przeciwnym wypadku etykieta neuronu będzie „nieznana” [22, 29]. Dopiero wtedy neurony radialne mogą działać jako klasyfikatory. Zakłada się, że każdy sygnał wejściowy należy do jednej z kilku klas i wartość wyjściowa sieci identyfikuje klasę, do której należy dany sygnał. Po przeprowadzeniu procesu uczenia każdy neuron radialny warstwy wyjściowej, a ściślej wektor jego wag (tzw. *wektor wzorcowy*), staje się wzorcem („centrum”) grupy bliskich sobie sygnałów wejściowych. Po przypisaniu do poszczególnych neuronów warstwy wyjściowej odpowiadających im etykiet (nazw) poszczególnych klas uzyskuje się tzw. mapę topologiczną (rys. 7.). Mapa topologiczna pozwala w sposób graficzny określić położenie w warstwie wyjściowej neuronów opisujących poszczególne klasy, ich sąsiedztwo oraz występowanie skupień. W przypadku wytrenowanej sieci oczekuje się, że podobne sygnały wejściowe powinny wywoływać zbliżone odpowiedzi sieci, stąd rozmieszczenie neuronów reprezentujących podobne klasy powinno być zbliżone na mapie topologicznej, tworząc pewne grupy.

4. Sieć Kohonena do oceny średnic przewodów wodociągowych

4.1. Zbiór przykładów uczących

Zastosowanie metody sztucznych sieci neuronowych wymaga sporządzenia zbioru danych z odpowiednią liczbą przykładów uczących. Poprawność funk-

cjonowania uzyskanej sieci neuronowej w znacznym stopniu jest uzależniona od jakości zbioru danych uczących.

W celu sporządzenia zbioru przykładów uczących sieci neuronowe w niniejszej pracy wykonano obliczenia systemów dystrybucji wody, wykorzystując informacje o 33 istniejących średnich i małych systemach wodociągowych. Ze względu na znaczną liczbę danych opracowano procedurę przekształcania wyników obliczeń dla poszczególnych odcinków do odpowiedniego formatu i ich zapisywania w zbiorze przykładów uczących. Obliczenia wykonano dla różnych wartości współczynnika chropowatości bezwzględnej k . Na podstawie wyników obliczeń hydraulicznych dla godziny maksymalnego poboru wody Q_{hmax} uzyskano 13923 przykładów uczących. Każdy wariant obliczeniowy był sprawdzany i korygowany w przypadku nieprawidłowości obliczeniowych. Dokonując weryfikacji uzyskanych wyników symulacji, w pierwszej kolejności sprawdzano ograniczenie ciśnienia w węzłach:

$$H_{min} \leq H_i \leq H_{max}, \quad i = 1, \dots, N_w \quad (9)$$

oraz ograniczenia prędkości przepływu na poszczególnych odcinkach:

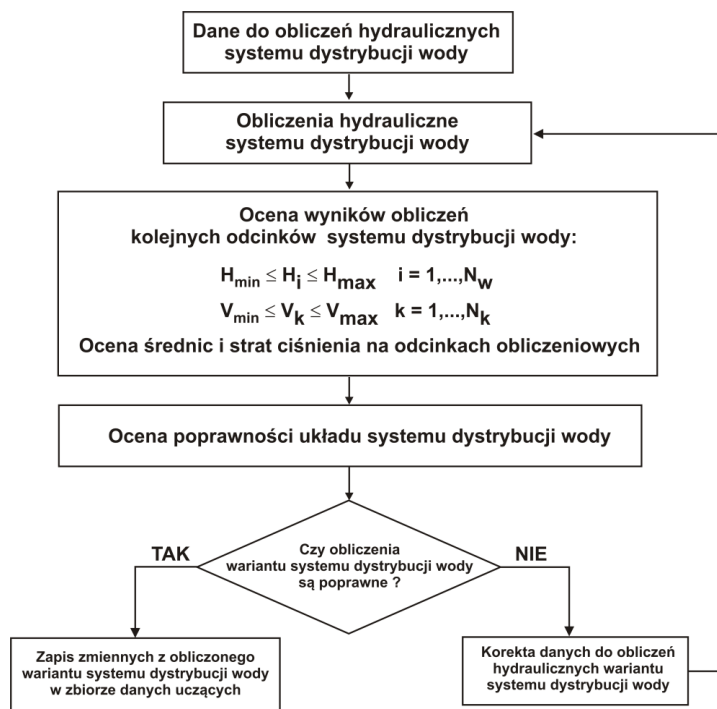
$$V_{min} \leq V_i \leq V_{max}, \quad i = 1, \dots, N_k \quad (10)$$

Następnie dokonano oceny średnic i strat ciśnienia na poszczególnych odcinkach obliczeniowych systemu dystrybucji wody. Niniejszy etap miał na celu doprowadzenie do poprawnego rozkładu ciśnienia w systemie dystrybucji wody i zapobieżenie nieuzasadnionemu spadkowi linii ciśnienia. Po każdej korekcie danych obliczenia były wykonywane ponownie, aż do uzyskania poprawnego rozwiązania (rys. 4.). Dopiero wówczas wyniki obliczeń były zapisywane w zbiorze uczącym. Obliczenia hydrauliczne wykonano przy następujących założeniach:

- zastosowano rury ciśnieniowe z polietylenu PE100 szeregu SDR17 (PN-EN 12201-2:2011) dla średnic do DN225 oraz rury z żeliwa sferoidalnego (PN-EN 545:2010) dla średnic wyższych,
- przyjęto średnice wewnętrzne przewodów wodociągowych,
- przyjęto minimalną średnicę przewodu DN90,
- przyjęto maksymalną średnicę przewodu DN500,
- przyjęto maksymalną długość odcinków obliczeniowych 1000 m dla tranzytu oraz 450 m dla przewodów magistralnych i rozdzielczych,
- obliczenia dla sieci pierścieniowych wykonano metodą Crossa,
- przyjęto zakres współczynników chropowatości $k = 0,05 \div 3,5$ mm,
- współczynnik oporów liniowych λ obliczano według wzoru Colebrooka-White'a,
- przyjęto, że odcinki obliczeniowe mogą być przewodami o równomiernym wydatku.

W zbiorze danych uczących zostały zapisane następujące parametry odcinków obliczeniowych:

- przepływ początkowy na odcinku Q_p ,
- wydatek odcinkowy q_{odc} ,
- przepływ końcowy na odcinku Q_k ,
- długość odcinka L ,
- współczynnik chropowatości bezwzględnej k ,
- wysokość strat ciśnienia na odcinku obliczeniowym Δh ,
- średnica nominalna SR (w przypadku sieci Kohonena niewykorzystywana w procesie uczenia, lecz etykietowania mapy topologicznej).



Rys. 4. Schemat procesu sporządzenia zbioru przykładów uczących do oceny średnic przewodów

Fig. 4. Diagram of the process of preparing a set of learning examples to assess pipe diameters

4.2. Metodyka uczenia sieci Kohonena do oceny średnic przewodów wodociągowych

Przeprowadzono badania mające na celu przeanalizowanie możliwości zastosowania sieci Kohonena do oceny średnic przewodów systemu dystrybucji wody. Ponieważ sieci tego typu są używane do klasyfikacji bezwzorcowej, zbiór

danych podawanych do uczenia sieci będzie zawierał wyłącznie wektor danych wejściowych $\mathbf{X} = [x_1, x_2, \dots, x_i, \dots, x_N]^T$. Przyjmuje się, że sygnał wejściowy należy do jednej spośród kilku klas, lecz poszukiwane klasy nie są znane, a sieć samodzielnie dąży do ich wykrycia. Jeśli są dostępne właściwe wartości klas dla przypadków uczących, to po uczeniu sieci Kohonena można przypisać skupieniom przykładów uczących etykiety opisujące klasy.

Zastosowano uczenie sekwencyjne, tzn. przykłady uczące są prezentowane sieci wielokrotnie. Jednokrotna prezentacja zbioru wszystkich wektorów uczących jest nazywana epoką uczenia sieci neuronowej. Przykłady uczące w każdej epoce są prezentowane w kolejności losowej. Po prezentacji każdego przykładu uczącego jest wybierany neuron „zwycięzca” według zależności (6). Neuron „zwycięzca” oraz neurony znajdujące się w obszarze sąsiedztwa podlegają adaptacji, zmieniając swoje wektory wag, zbliżając je do wektora wejściowego $\mathbf{X}^{(t)}$ zgodnie z regułą Kohonena (7). W procesie uczenia neuronów po wyborze neuronu zwycięskiego przyjęto sąsiedztwo Gaussa według funkcji (5) ze zmieniającym się promieniem. Powszechnie stosowaną strategią jest stopniowe zmniejszanie współczynnika uczenia η i równoczesne stopniowe zawężanie sąsiedztwa. W uczeniu sieci Kohonena wyróżnia się dwa etapy. Pierwszy etap polega na uczeniu przy znacznej wartości współczynnika uczenia i szerokim sąsiedztwie. Przyjęto $\eta = 0,1$ zmniejszające się do $\eta = 0,01$ oraz sąsiedztwo zmieniające się od 3 do 1 sąsiedniego neuronu. Na tym etapie przeprowadzono uczenie 1000 epok. Na drugim etapie uczeniu podlegały wyłącznie sąsiednie neurony lub tylko neuron zwycięzca. Na końcowym etapie procesu uczenia aktualizacji podlegały jedynie wagi neuronu zwycięzcy przy bardzo małej wartości współczynnika uczenia $\eta = 0,001$. Na drugim etapie wykonano 50000 epok uczenia.

W przypadku uczenia sieci Kohonena bardzo ważne jest skalowanie danych – jeżeli jedna ze zmiennych mieści się w zakresie $[0 \dots 1000]$, jak na przykład długość odcinków L , a inna w zakresie $[0 \dots 1]$, to ta pierwsza prawie całkowicie dominuje w organizacji neuronów na mapie topologicznej sieci Kohonena. Spowodowane jest to znacznie większym wpływem zmiennej o szerokim zakresie na wartość odległości, szczególnie gdy stosuje się miarę Euklidesową. W związku z tym zmienne wejściowe powinny być znormalizowane. Zastosowano normalizację polegającą na obliczaniu długości jednostkowej. Ten sposób normalizacji wywodzi się z geometrycznej interpretacji danych. Poszczególne zmienne wejściowe sieci neuronowej są traktowane jako składowe wektora, które są skalowane tak, aby długość całego wektora była równa 1,0.

Sieci Kohonena mogą zawierać w warstwie wyjściowej od kilkunastu do kilku tysięcy neuronów. Podstawowym zadaniem w konstruowaniu tego typu sieci jest ustalenie liczby neuronów pozwalających na poprawne odwzorowanie wszystkich skupień w danych odpowiadających klasom. Ważny też jest wybór topologii warstwy wyjściowej, gdyż od tego zależy czytelność uzyskiwanych informacji.

Badane problemy mogą być opisane dużą liczbą zmiennych, co znacznie komplikuje dobór struktury sieci neuronowej i proces uczenia. Z tego powodu korzystnie jest dokonać wyboru najbardziej odpowiednich zmiennych. Dobór zmiennych wejściowych należy przeprowadzić wraz z konstruowaniem sieci neuronowej, gdyż nie wiadomo, który zestaw spośród wszystkich dostępnych zmiennych wejściowych jest tak naprawdę użyteczny. Poszczególne składowe wektora wejściowego $\mathbf{X} = [x_1, x_2, \dots, x_i, \dots, x_N]^T$ mogą mieć różny wpływ na wartość sygnałów wyjściowych sieci. Metodą stosowaną do przypisania stopnia ważności poszczególnym składowym wektora wejściowego jest tzw. *analiza wrażliwości*. Ważność każdej składowej jest mierzona jej wpływem na błąd wyjściowy. Analiza wrażliwości pozwala wskazać zmienne, które bez straty jakości funkcjonowania sieci mogą być pominięte. Analiza wrażliwości wykazuje, o ile zwiększy się błąd sieci, odrzucając konkretną zmienną. Podstawową miarą wrażliwości sieci na określoną zmienną jest *iloraz błędów*:

$$ILB_i = \frac{E_i}{E} \quad (11)$$

Błąd E_i oblicza się dla wyuczonej sieci neuronowej z pominięciem zmiennej „i” wektora zmiennych wejściowych \mathbf{X} . Błąd E jest to błąd sieci neuronowej dla wszystkich zmiennych stosowanych w procesie uczenia sieci. Im większy jest błąd po odrzuceniu zmiennej w stosunku do błędu dla wszystkich zmiennych, tym bardziej wrażliwa jest sieć na brak tej zmiennej. Duża wartość ilorazu wskazuje na bardzo ważną zmienną. W zestawieniach tabelarycznych w dalszej części pracy używano skróconego określenia „Iloraz”.

W przypadku zadania klasyfikacji sieć neuronowa powinna dokonać przydziału przykładów opisanych za pomocą składowych wektora wejściowego do jednej z klas. W przypadku sieci Kohonena oceny jakości klasyfikacji można dokonać dopiero po przypisaniu klas do poszczególnych neuronów warstwy wyjściowej. Podstawą oceny klasyfikatora jest *łączny błąd klasyfikowania* (ang. *overall error rate*) zdefiniowany jako [15, 30]:

$$\varepsilon_{ov} = \frac{n_{bl}}{n_{cał}} \quad (12)$$

Inną miarą jest *trafność klasyfikowania* określona jako uzupełnienie do jedynki łącznego błędu klasyfikowania, czyli:

$$\eta_{ov} = 1 - \varepsilon_{ov} = 1 - \frac{n_{bl}}{n_{cał}} = \frac{n_{popr}}{n_{cał}} \quad (13)$$

Trafność klasyfikowania w dalszej części pracy jest podawana oddzielnie dla zbioru uczącego i testowego w tabelach zawierających opis sporządzonych

sieci neuronowych. Trafność klasyfikowania wyrażona w procentach nazywa się *dokładnością klasyfikowania* (ang. *classification accuracy*). Im większa wartość dokładności klasyfikowania, tym lepszy klasyfikator.

Szczegółową ocenę pomyłek sieci klasyfikacyjnej w przydziale przykładów do różnych klas umożliwia tzw. *macierz pomyłek* (ang. *confusion matrix*) [15]. Jest to macierz kwadratowa – w jej wierszach są podawane informacje, do których klas w rzeczywistości należą poszczególne przykłady, natomiast w kolumnach, do których klas zaliczył poszczególne przykłady klasyfikator. Na przekątnej są umieszczone przykłady poprawnie sklasyfikowane, a poza przekątną nieprawidłowo. Przykłady leżące poza przekątną wskazują jednocześnie, do której klasy zostały niepoprawnie zakwalifikowane.

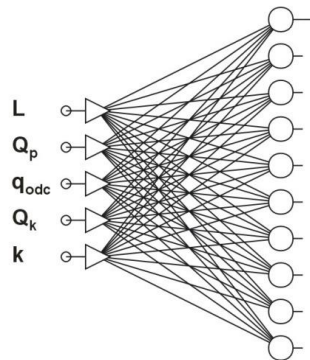
W programie STATISTICA Neural Networks w macierzy pomyłek w górnych wierszach są dodatkowo podawane informacje zbiorcze na temat klasyfikacji przykładów z każdej klasy. Znaczenie poszczególnych wierszy w części ogólnej jest następujące [22]:

- *Razem* (ang. *Total*) – liczba wszystkich przypadków w danej klasie,
- *Poprawnie* (ang. *Correct*) – liczba przypadków, które należą do danej klasy i zostały poprawnie zaklasyfikowane,
- *Błędnie* (ang. *Wrong*) – liczba przypadków, które należą do danej klasy, a zostały błędnie zaklasyfikowane do innych klas,
- *Nieokreślone* (ang. *Unknow*) – liczba przypadków, które należą do danej klasy, a nie zostały sklasyfikowane do żadnej klasy.

4.3. Przegląd przetestowanych rozwiązań sieci Kohonena do oceny średnic przewodów wodociągowych

W pierwszej kolejności przeprowadzono uczenie sieci Kohonena w postaci łańcucha składającego się z 10 neuronów w warstwie wyjściowej. Każdy neuron w warstwie wyjściowej powinien odpowiadać średnicy nominalnej. W tym wypadku na etapie uczenia nie można przypisać poszczególnym neuronom odpowiednich średnic, gdyż jest stosowana metoda bez nauczyciela. Uczenie to miało na celu sprawdzenie, czy sieć automatycznie przypisze wektory wejściowe odpowiadające poszczególnym średnicom rurociągów do kolejnych neuronów warstwy wyjściowej. Przyjęto zbiór zmiennych wejściowych L , Q_p , q_{odc} , Q_k , k . Schemat tej sieci przedstawiono na rys. 5. Wynik uczenia sieci w postaci łańcucha był niezadowolający (tab. 1., poz. 1.).

Następnie utworzono sieci Kohonena o siatce kwadratowej 10 na 10, 15 na 15 oraz 20 na 20 neuronów w warstwie wyjściowej. Zastosowano ten sam zbiór zmiennych wejściowych, jak dla sieci jednowymiarowej. Wyniki uczenia dla tych sieci zamieszczono w tab. 1. Analizę wrażliwości zmiennych wejściowych dla sieci Kohonena zamieszczono w tab. 2. Wyniki wskazują, że w przypadku tego rodzaju sieci istotne są dwie zmienne Q_p i Q_k .



Rys. 5. Schemat jednowymiarowej sieci Kohonena do oceny średnic przewodów

Fig. 5. Diagram of a one-dimensional Kohonen network to assess pipe diameters

Tabela 1. Sieci neuronowe Kohonena do oceny średnic przewodów (5 zmiennych wejściowych)

Table 1. Kohonen neural networks to assess the pipe size (5 input variables)

Dane podstawowe sieci neuronowych						
Liczba wejść: 5						
Zmienne wejściowe: L, Q _p , q _{odc} , Q _k , k						
Zmienna wyjściowa: brak (klasyfikacja bezwzorcową)						
Funkcja warstwy wyjściowej: miara Euklidesowa wg (4)						
Funkcja błędu: Kohonena wg (8)						
Nr sieci	Liczba neuronów w warstwie wejściowej	Liczba neuronów w warstwie wyjściowej	Błąd na zbiorze uczącym	Błąd na zbiorze testowym	Trafność klasyfikowania na zbiorze uczącym	Trafność klasyfikowania na zbiorze testowym
1	5	10 (10 x 1)	0,210393	0,2090614	0,001436	0,001675
2	5	100 (10 x 10)	0,0857	0,08404	0,1953846	0,1809478
3	5	225 (15 x 15)	0,06057	0,05871	0,3802051	0,362853
4	5	400 (20 x 20)	0,04815	0,04718	0,4781538	0,4511728

Przeprowadzono uczenie sieci z dwoma zmiennymi wejściowymi Q_p i Q_k, które zostały opisane w tab. 3. Analiza wrażliwości dla tych zmiennych wykazała, że są bardzo istotne w funkcjonowaniu sieci (tab. 4.). Schemat sieci Kohonena w postaci siatki prostokątnej 10 x 10 (sieć z tab. 3., poz. 1.) pokazano na rys. 6.

Tabela 2. Analiza wrażliwości zmiennych wejściowych sieci z tab. 1.

Table 2. A sensitivity analysis of the input network variables of Table 1

Nr sieci z tab. 1.	Rodzaj podzbioru danych	Parametr oceny wrażliwości zmiennych	Zmienna wejściowa sieci Kohonena				
			L	Q _p	q _{odc}	Q _k	k
1	Zbiór uczący	ranga	5	2	3	1	4
		błąd E _i	0,191012	0,323536	0,202395	0,32396	0,20023
		iloraz	0,907883	1,53777	0,961987	1,53977	0,95169
2	Zbiór uczący	ranga	4	2	5	1	3
		błąd E _i	0,07702	0,27052	0,06907	0,27080	0,08325
		iloraz	0,89878	3,15671	0,805988	3,16013	0,97152
3	Zbiór uczący	ranga	3	2	5	1	4
		błąd e _i	0,05226	0,26451	0,04887	0,26467	0,04952
		iloraz	0,86283	4,36696	0,806770	4,36960	0,81753
4	Zbiór uczący	ranga	3	2	4	1	5
		błąd e _i	0,04266	0,26252	0,04186	0,26278	0,04051
		iloraz	0,88604	5,45249	0,86949	5,45767	0,84138

Tabela 3. Sieci neuronowe Kohonena do oceny średnic przewodów (2 zmienne wejściowe)

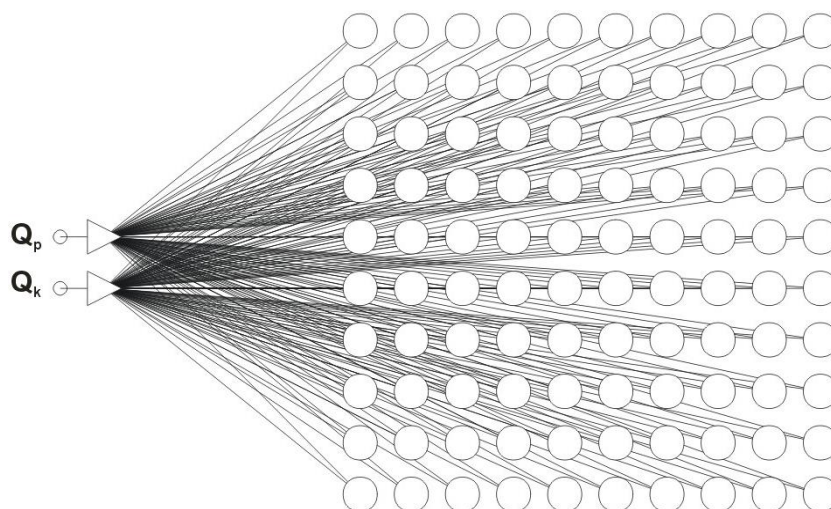
Table 3. Kohonen neural networks to assess the pipe size (2 input variables)

Dane podstawowe sieci neuronowych						
Liczba wejść: 2						
Zmienne wejściowe: Q _p , Q _k						
Zmienna wyjściowa: brak (klasyfikacja bezwzorcowa)						
Funkcja warstwy wyjściowej: miara Euklidesowa wg (4)						
Nr sieci	Liczba neuronów w warstwie wejściowej	Liczba neuronów w warstwie wyjściowej	Błąd na zbiorze uczącym	Błąd na zbiorze testowym	Trafność klasyfikowania na zbiorze uczącym	Trafność klasyfikowania na zbiorze testowym
1	2	100 (10x10)	0,01997	0,0222	0,8285128	0,831738
2	2	225 (15x15)	0,01161	0,01303	0,8953846	0,898277
3	2	400 (20x20)	0,004524	0,005345	0,9368205	0,94136
4	2	625 (25x25)	0,003046	0,003473	0,9365128	0,935376
5	2	900 (30x30)	0,002189	0,002556	0,9758974	0,971757
6	2	1225 (35x35)	0,001694	0,001897	0,9775385	0,969603

Tabela 4. Analiza wrażliwości zmiennych wejściowych sieci neuronowych z tab. 3.

Table 4. A sensitivity analysis of the input network variables of Table 3

Nr sieci z tab. 3.	Rodzaj podzbioru danych	Parametr oceny wrażliwości zmiennych	Zmienna wejściowa sieci Kohonena	
			Q_p	Q_k
1	Zbiór uczący	ranga	2	1
		błąd E_i	0,170222	0,170607
		iloraz	8,521812	8,541101
2	Zbiór uczący	ranga	2	1
		błąd E_i	0,169709	0,170355
		iloraz	14,61186	14,66749
3	Zbiór uczący	ranga	2	1
		błąd E_i	0,159892	0,170369
		iloraz	35,34562	37,66153
4	Zbiór uczący	ranga	2	1
		błąd E_i	0,159735	0,170198
		iloraz	52,44516	55,88043
5	Zbiór uczący	ranga	2	1
		błąd E_i	0,159684	0,169645
		iloraz	72,94723	77,49774
6	Zbiór uczący	ranga	2	1
		błąd E_i	0,157999	0,169806
		iloraz	93,25175	100,2203



Rys. 6. Schemat sieci Kohonena do oceny średnic przewodów

Fig. 6. Kohonen network diagram to assess the pipe diameters

Do neuronów warstwy wyjściowej sporządzonej sieci Kohonena przypisano etykiety poszczególnych średnic rurociągów, określając w ten sposób ich znaczenie. W sieci Kohonena występuje prawidłowość mówiąca, że bliskość sygnałów w przestrzeni wejść sieci oznacza podobieństwo sąsiednich obiektów na mapie topologicznej opisywanych tymi sygnałami. W związku z tym neurony opisujące te same średnice leżą obok siebie w grupach i stopniowo przechodzą w średnice sąsiednie z typoszeregu. Przykładową mapę topologiczną sieci Kohonena z tab. 3., poz.1 pokazano na rys. 7.



Rys. 7. Przykładowa mapa topologiczna do oceny średnic rurociągów

Fig. 7. An example of a topological map to assess the pipe diameters

4.4. Szczegółowy opis sieci Kohonena do oceny średnic przewodów wodociągowych

W wyniku uczenia sieci neuronowych typu Kohonena wybrano strukturę o 2 neuronach w warstwie wejściowej oraz 900 neuronach w warstwie wyjściowej, uporządkowanych na kwadratowej siatce o szerokości 30 na 30 neuronów (tab. 3., poz. 5.). Na wejściu sieci są podawane wartości przepływu początkowego w gałęzi Q_p [l/s] oraz przepływu końcowego Q_k [l/s].

Uruchomienie sieci Kohonena dla podzbioru uczącego i testowego, po przypisaniu do poszczególnych neuronów etykiet opisujących średnice przewodów, pozwoliło ocenić poprawność uzyskiwanych klasyfikacji. Wyniki zamieszczone w tab. 5. i 6. wskazują na pewną liczbę niepoprawnych klasyfikacji, stanowiących jednak niewielki procent wszystkich danych. Trafność klasyfi-

kacji dla zbioru uczącego wynosi 0,9758974, natomiast dla zbioru testowego 0,9717568.

5. Podsumowanie

Wzrastające wymagania w zakresie obliczeń systemów dystrybucji wody prowadzą do poszukiwania coraz nowszych metod, które pozwolą usprawnić proces obliczeniowy oraz wprowadzić elementy inteligentnego wspomagania. Pomimo intensywnie rozwijających się metod inteligencji obliczeniowej dotychczas znajdują one zastosowanie w bardzo niewielkim zakresie w zagadnieniach obliczeń dystrybucji wody. W niniejszej pracy przedstawiono sztuczne sieci neuronowe Kohonena do oceny średnic przewodów wodociągowych. Uzyskane wyniki pozwalają wnioskować, że analizowane sieci neuronowe mogłyby być uzupełnieniem tradycyjnych metod obliczeniowych. Zaletą tego rozwiązania jest mapa topologiczna, która metodą graficzną pokazuje położenie danej średnicy względem innych średnic w zależności od parametrów opisujących odcinek obliczeniowy.

Sztuczne sieci neuronowe mogą być przydatnym narzędziem, gdyż wymagają znacznego zasobu wiedzy i oprogramowania specjalistycznego jedynie na etapie tworzenia i weryfikacji, a później mogą być stosowane praktycznie przez każdego użytkownika komputera.

Literatura

- [1] Adams R.W.: Distribution analysis by electronic computer. Institute of Water Engineers, vol. 15, 1961, pp. 415-428.
- [2] Bargiela A.: High performance neural optimization for real time pressure control. Proc. of High Performance Computing Conference HPC Asia'95, Chap. AL34, 1995, pp. 1-8.
- [3] Damas M., Salmerón M., Ortega J.: ANNs and GAs for predictive controlling of water supply networks. Proc. of the IEEE-INNS-ENNS International Joint Conference on Neural Networks, vol. 4, 2000, pp. 365-372.
- [4] Dawidowicz J.: Obliczanie współczynnika strat liniowych λ za pomocą sztucznych sieci neuronowych. *Ekonomia i Środowisko*, nr 4, 2013, s. 177-186.
- [5] Dawidowicz J.: Regresja przy użyciu sztucznych sieci neuronowych do analizy średnic przewodów wodociągowych. *Mat. VI Szkoły Komputerowego wspomaganie projektowania, wytwarzania i eksploatacji*. Wojskowa Akademia Techniczna, Warszawa-Jurata 2002, s. 117-124.
- [6] Dawidowicz J.: Zastosowanie sztucznych sieci neuronowych do analizy średnic przewodów w systemach dystrybucji wody. *Mat. IV Konferencji Naukowo-Technicznej „Nowe Technologie w sieciach i instalacjach wodociągowych i kanalizacyjnych”*. Politechnika Śląska, Ustroń 2002, s. 47-59.
- [7] Epp R., Fowler A.G.: Efficient code for steady state flows in networks. *Journal of the Hydraulics Division, ASCE*, vol. 96, no. HY1, 1970, pp. 43-56.

- [8] Haytham A., Kwamura A., Jinno K.: Analysis of motor valve operations in Fukuoka City water supply network using self-organizing map. *Memoirs of the Faculty of Engineering*, vol. 64. Kyushu University, Fukuoka, Japan 2004, pp. 63-77.
- [9] Haytham A., Kwamura A., Jinno K.: Applications of artificial neural networks for optimal pressure regulation in supervisory water distribution networks. *Memoirs of the Faculty of Engineering*, vol. 65. Kyushu University, Fukuoka, Japan 2005, pp. 29-51.
- [10] Hoag L.N., Weinberg G.: Pipeline network analysis by electronic digital computer. *Journal of the American Water Works Association*, ASCE, vol. 49, no. 5, 1957, pp. 517-524.
- [11] Knapik K.: *Dynamiczne modele w badaniach sieci wodociągowych*. Wydaw. Politechniki Krakowskiej, Kraków 2000.
- [12] Kohonen T.: *Self-organizing maps*. Springer Series in Information Sciences, vol. 30, 2001 (3rd extended ed.).
- [13] Kohonen T.: The self-organizing map. *Proc. of the IEEE*, vol. 78, no. 9, 1990, pp. 1464-1480.
- [14] Konar A.: *Computational intelligence: Principles, techniques and applications*, Springer-Verlag, 2005.
- [15] Krawiec K., Stefanowski J.: *Uczenie maszynowe i sieci neuronowe*. Wydaw. Politechniki Poznańskiej, Poznań 2004.
- [16] Kwietniewski M.: *GIS w wodociągach i kanalizacji*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa 2013.
- [17] Lingireddy S., Ormsbee L.E.: Neural networks in optimal calibration of water distribution systems, [in:] *Artificial Neural Networks for Civil Engineers: Advanced Features and Applications*, Flood I. (ed.), Kartam N. ASCE, 1998, pp. 53-76.
- [18] Ormsbee L.E.: The history of water distribution network analysis: The computer age. *Proc. of the 8th Annual Water Distribution Systems Analysis Symposium*, ASCE, 27-30 August, Cincinnati, Ohio, USA 2006, pp. 1-6.
- [19] Osowski S.: *Sieci neuronowe do przetwarzania informacji*. Oficyna Wydawnicza Politechniki Warszawskiej, Warszawa 2000.
- [20] Pipe 2010. *Water Utility Modeling: A comprehensive guide to hydraulic and water quality modeling of drinking water systems using Pipe2010*. KYPipe, <http://kypipe.com> (dostęp: 20.02.2015 r.).
- [21] Pipe Flow Expert 2010 User Guide, WEB: <http://www.pipeflow.co.uk> (dostęp: 20.02.2015 r.).
- [22] *Przewodnik problemowy*. STATISTICA Neural Networks PL. StatSoft Inc., 2001.
- [23] Rossman L.A.: *EPANET 2. User's manual*, EPA/600/R-00/057. National Risk Management Research Laboratory. U.S. Environmental Protection Agency, USA 2000.
- [24] Rutkowski L.: *Metody i techniki sztucznej inteligencji. Inteligencja obliczeniowa*. Wydawnictwo Naukowe PAN, Warszawa 2009.
- [25] Saldarriaga J., Gómez R., Salas D.: Artificial intelligence methods applicability on water distribution networks calibration. *Critical Transitions in Water and Environmental Resources Management*, 2004, pp.1-11.
- [26] Shamsi U.M.: *GIS applications for water, wastewater, and stormwater systems*. CRC PressINC, Taylor & Francis Group, New York 2005.

- [27] Shayya W.H., Sablani S.S.: An artificial neural network for non-iterative calculation of the friction factor in pipeline flow. *Computers and Electronics in Agriculture*, vol. 21, no. 3, 1998, pp. 219-228.
- [28] Skubalska-Rafajłowicz E.: Samoorganizujące sieci neuronowe, [w:] *Biocybernetyka i inżynieria biomedyczna 2000*, Nałęcz M., Duch W., Korbicz J., Rutkowski L., Tadeusiewicz R. (eds.), t. 6. *Sieci Neuronowe*. Polska Akademia Nauk, Warszawa 2000, s. 179-226.
- [29] STATISTICA Neural Networks. StatSoft Inc., 1998.
- [30] Stefanowski J.: *Algorytmy indukcji reguł decyzyjnych w odkrywaniu wiedzy*. Wydawnictwo Politechniki Poznańskiej, Seria Rozprawy nr 361, Poznań 2001.
- [31] Świercz M.: Using neural networks to simplify mathematical models of water distribution networks. A case study. *Proc. of the First International Symposium on Mathematical Models in Automation and Robotics*. Wydawnictwo Uczelniane Politechniki Szczecińskiej, Szczecin 1994, pp. 72-77.
- [32] Taher S.A., Labadie J.W.: Optimal design of water-distribution networks with GIS. *Journal of Water Resources Planning and Management, ASCE*, vol. 122, no. 4, 1996, pp. 301-311.
- [33] Van den Boogaard H.F., Kruisbrink A.C.H.: Hybrid modeling by integrating neural networks and numerical models hydraulic engineering. *Proc. of the 2nd International Conference on Hydroinformatics*, vol. 2, 1996, pp. 471-477.
- [34] Walski M.T., Chase D.V., Savic D.A., Grayman W.M., Beckwith S., Koelle E.: *Advanced water distribution modeling and management*. Haestad Methods Solution Center, Haestad Press, 2003.
- [35] Xu C., Bouchart F., Goulter I.C.: Neural networks for hydraulic analysis of water distribution systems. *Proc. of the Innovation in Computer Methods for Civil and Structural Engineering*. Civl-Comp Press, Cambridge 1997, pp. 129-136.
- [36] Yongchao L., Wending L.: Water supply system of telemeter and remote control based on neural fuzzy control technique. *Proc. of the 5th International Symposium on Test and Measurement Conference ITSM 2003*, pp. 1269-1272.

THE EVALUATION OF WATER PIPE DIAMETERS USING KOHONEN NEURAL NETWORKS

Summary

Designing water distribution systems is inherently linked to the implementation of calculations whose aim is, among others, to determine flow rates for individual pipes and choose diameters with appropriate flow velocity. In the calculations for water distribution systems, computer technology has been used for many years. Increasing computing power will not, however, solve the complex problems by itself. Only the application of advanced computational methods is able to genuinely enhance the computational process and improve the quality of the used solutions. Currently, the goal is to develop such computer programs that would feature a certain degree of creativity, which should help users make decisions at different stages of performing the task, and improve the quality of the used solutions. It appears that traditional algorithms with a formalized pattern can now be replaced by more sophisticated computational techniques, including modeling with the use of artificial neural networks. The following paper examines the possibility of applying Kohonen artificial neural networks (also known as self-organizing maps) to evaluate the diameter of water pipes. The study describes the construction methodology behind the data set for neural

network learning and network learning process methodology, also summarizing the analyzed variants of Kohonen networks. The paper then goes on to discuss the selection of input data and the Kohonen network structure. The obtained results allow to conclude that these neural networks could complement the traditional methods of calculation. The advantage of this solution is the topological map which graphically shows the location of a given diameter with respect to the other diameters, depending on the parameters describing the calculation section. The additional module of a computer program, based on a neural network, will help approve, or revise, the adopted water pipe diameter.

Keywords: water distribution system, hydraulic calculations, artificial intelligence, Kohonen neural networks, verification of calculation results

Przesłano do redakcji: 11.12.2014 r.

Przyjęto do druku: 28.03.2015 r.

DOI: 10.7862/rb.2015.4

Bożena GIL¹

Robert WRONA²

Artur KAWCZYŃSKI³

ANALIZA USZKADZALNOŚCI SIECI KANALIZACYJNEJ DLA JEDNEGO Z MIAST NA TERENIE GÓRNEGO ŚLĄSKA

Wzrost wymagań stawianych systemom wodociągowo-kanalizacyjnym na terenach zlewni zurbanizowanych oraz świadomości ekologicznej społeczeństwa zaostreza wytyczne służące optymalnemu zarządzaniu tymi systemami. Jednym z narzędzi, które wspomaga zarządzanie systemem, są programy do monitorowania czynności eksploatacyjnych zarówno sieci wodociągowej, jak i kanalizacyjnej. W pracy przeprowadzono analizę uszkodzalności sieci kanalizacyjnej. Podstawą analizy były informacje zawarte w bazie danych dotyczącej prac eksploatacyjnych sieci kanalizacyjnej (awarie, uszkodzenia oraz kontrola pracy sieci) zintegrowanej z bazą danych GIS. Przeprowadzono analizę uszkodzeń sieci kanalizacyjnej pod kątem ograniczenia przepływu ścieków dla wybranych dzielnic miasta na terenie Górnego Śląska. W analizie uwzględniono m.in. wpływ wieku przewodów, średnicy, materiału, hierarchii przewodów. Dla analizowanych dzielnic zaobserwowano największy poziom uszkodzeń w przypadku przewodów kanalizacyjnych o średnicy 200-250, co odpowiada najczęściej kanałom bocznym w hierarchii struktury sieci. Należy zaznaczyć, że o uszkodzalności sieci kanalizacyjnej decyduje również rodzaj materiału, z którego jest wykonana sieć oraz wiek tej sieci. Analiza uszkodzeń sieci kanalizacyjnej ma istotne znaczenie w planowaniu działań dotyczących konserwacji sieci oraz w wykrywaniu słabych punktów sieci ze względu na potencjalne uszkodzenia.

Słowa kluczowe: sieć kanalizacyjna, uszkodzenie, wiek kanalizacji, materiał

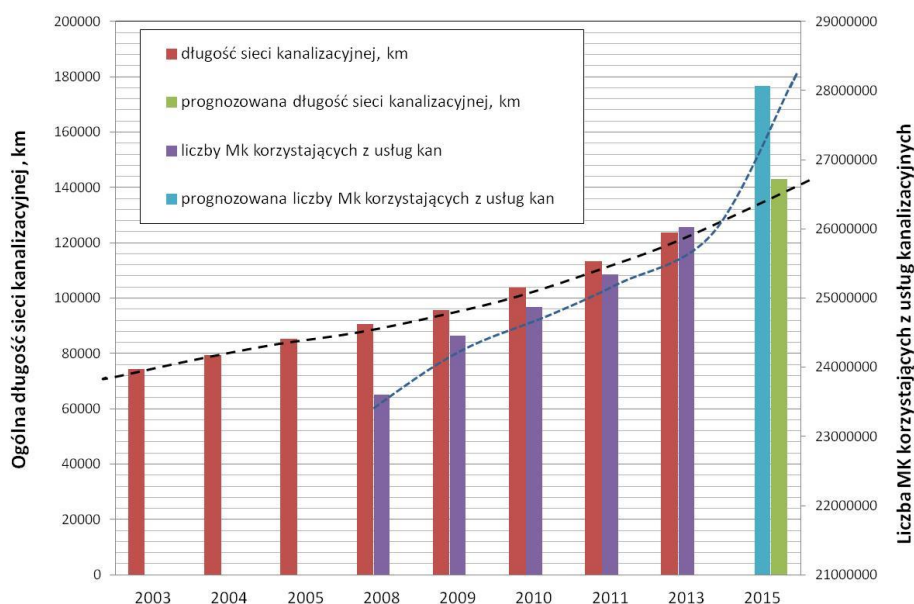
¹ Autor do korespondencji/corresponding author: Bożena Gil, Politechnika Śląska, 44-100 Gliwice, ul. Konarskiego 18, tel.: 32 2372445, bozena.gil@polsl.pl

² Robert Wrona, Przedsiębiorstwo Wodociągów i Kanalizacji w Gliwicach

³ Artur Kawczyński, Politechnika Śląska

1. Wprowadzenie

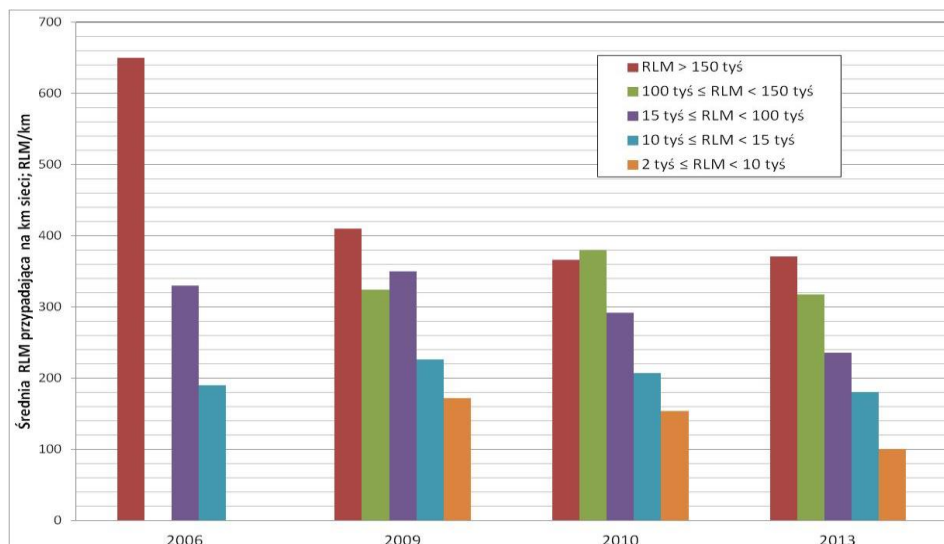
Zagadnienia związane z eksploatacją sieci kanalizacyjnej w ostatnich latach nabierają coraz większego znaczenia. Wynika to m.in. ze wzrostu długości wybudowanej sieci kanalizacyjnej (rys. 1.), ale również ze zmiany wskaźnika koncentracji wyrażonego jako liczba RLM (równoważna liczba mieszkańców) przypadająca na km sieci.



Rys. 1. Wzrost długości sieci kanalizacyjnej i liczby mieszkańców korzystających z systemu kanalizacyjnego, na podstawie [6]

Fig. 1. The increase in the length of the sewerage network and in the number of the sewerage system users (residents), based on [6]

Spadek wartości współczynnika koncentracji, jaki jest obserwowany w niektórych aglomeracjach, jest wynikiem budowy lub rozbudowy sieci kanalizacyjnej obejmującej tereny o niskiej gęstości zabudowy (tereny podmiejskie, dzielnice peryferyjne, obszary wiejskie) (rys. 2.). Obniżenie wskaźnika koncentracji (RLM /km sieci) wiąże się ze wzrostem kosztów na cele eksploatacji sieci kanalizacyjnej. Rozwój sieci kanalizacyjnej wiąże się więc z koniecznością ciągłego monitoringu zdarzeń na tej sieci w celu zapewnienia odpowiedniego akceptowalnego poziomu usług kanalizacyjnych [1, 2, 9].



Rys. 2. Zmiana ogólnego średniego wskaźnika koncentracji wyrażonego jako RLM przypadającego na km sieci kanalizacyjnej dla aglomeracji województwa śląskiego [RLM/km], na podstawie [6]

Fig. 2. Changing the overall average concentration expressed as P.E. per km of sewerage network for metropolitan province of Silesia [P.E./km], based on [6]

Celem niniejszej pracy jest analiza uszkodzeń sieci kanalizacyjnej sanitarnej dla wybranych dzielnic miasta na terenie Górnego Śląska. Analizę tę przeprowadzono, opierając się na informacjach zawartych w bazie danych na temat prac eksploatacyjnych sieci kanalizacyjnej oraz informacji zawartych w bazie danych GIS dotyczących sieci kanalizacyjnej. Niniejsza analiza jest pierwszą publikacją prezentującą opracowywane dane, w kolejnych publikacjach będą prezentowane następne etapy analizy.

2. Eksploatacja sieci kanalizacyjnej a analiza uszkodzalności sieci

Liczba uszkodzeń czy intensywność występowania uszkodzeń sieci kanalizacyjnej odzwierciedla stan techniczny sieci kanalizacyjnej. W celu maksymalnego wykorzystania informacji dotyczących uszkodzeń niezbędne jest przeprowadzenie analizy czynników, które doprowadzają do powstawania uszkodzeń. Głównymi celami analizy uszkodzeń są [5]:

- podjęcie optymalnych działań profilaktycznych (konserwacja sieci) w celu ograniczenia w przyszłości intensywności uszkodzeń sieci kanalizacyjnej,
- wykrywanie słabych punktów sieci kanalizacyjnych podatnych na uszkodzenia,

c) sformułowanie wytycznych technicznych dotyczących konstrukcji, doboru parametrów technicznych sieci (spadek kanału, materiał itp.).

Analiza uszkodzeń sieci wymaga powiązania uzyskanych informacji z pozostałymi działaniami związanymi z eksploatacją sieci w celu wypracowania odpowiednich standardów dotyczących czynności eksploatacyjnych (tab. 1.).

Tabela 1. Wybrane zadania i okresy eksploatacyjne według ATV-A147P, na podstawie [10]

Table 1. Selected operational tasks and intervals according to ATV-A147P, based on [10]

Ogólne czynności	Szczegółowy opis	Częstość w ciągu roku
Inspekcje	inspekcje kanałów przelazowych i kanałów nieprzelazowych	w normalnych warunkach raz na 5-10 lat, w szczególnych przypadkach co 2 lata
	inspekcje studzienek rewizyjnych wraz z obchodem	co 5 lat
	inspekcja i konserwacja elementów zamykających, zasuw, zastawek itp.	co 2 lata lub zgodnie z instrukcją konserwacji
Czyszczenie	czyszczenie kanałów oraz studzienek rewizyjnych	od raz na 10 lat do 2 razy na rok
	czyszczenie osadników we wpustach ulicznych	od raz na rok do raz na 1,5 roku
	czyszczenie przelewów burzowych	raz na rok, w razie potrzeby częściej
	czyszczenie separatorów	raz na rok
Usuwanie szkód (konserwacja budowlana)	naprawa wpustów ulicznych	1-1,5% stanu rocznie
	naprawa pokryw kanałowych	1-2% stanu rocznie
	naprawa przykanalików	2-3% przykanalików

W niniejszej pracy przyjęto definicję uszkodzenia sieci wynikającą z teorii niezawodności. Założono, że prawidłowo pracujący przewód kanalizacyjny odprowadza założoną ilość ścieków do oczyszczalni ścieków czy odbiornika przy jednoczesnej jego neutralności dla otoczenia, w którym jest ułożony, i przy minimalnej uciążliwości eksploatacyjnej dla zarządzającego siecią [8]. Każdy odmienny stan przewodu kanalizacyjnego potraktowano jako uszkodzenie przewodu.

Przyczyny uszkodzeń sieci kanalizacyjnej mogą być bardzo różne. Uproszczoną klasyfikację uszkodzeń przedstawia tab. 2. W celu prawidłowej oceny uszkodzeń sieci kanalizacyjnej wymagane jest przyjęcie odpowiedniej klasyfikacji uszkodzeń ze względu na panujące warunki hydrauliczno-eksploatacyjne, statyczno-wytrzymałościowe lub zagrożenia dla środowiska [7] (zadowolający stan przewodu kanalizacyjnego, niezadowolający stan wymagający remontu, niezadowolający stan wymagający wymiany) oraz przyjęcie kodyfikacji uszkodzeń.

Tabela 2. Klasyfikacja rodzajów uszkodzeń przewodów kanalizacyjnych, na podstawie [7]

Table 2. Classification of the types of sewer pipe damage, based on [7]

Lp.	Grupa uszkodzeń	Rodzaj uszkodzeń
1.	Przeszkody w przepływie	osady kanalizacyjne ruchome (piaski, kamienie, belki itp.) lub stałe, korzenie drzew i krzewów, niepoprawne podłączenie przewodów kanalizacyjnych, inne przeszkody w przewodach kanalizacyjnych (przewody, pręty zbrojeniowe, belki, opony itp.)
2.	Nieszczelności oraz przemieszczenia rur	zjawisko infiltracji/eksfiltracji w przewodzie kanalizacyjnym; Wystające uszczelnienia do wnętrza przewodów kanalizacyjnych, narosty poinfiltracyjne, wykruszenie rur na złączach; przemieszczenia poprzeczne lub fabryczne niezachowanie kształtu przewodu, rozsuniecie podłużne
3.	Czynniki zmniejszające nośność konstrukcji kanału	starcie dna lub boków konstrukcji kanału, korozja wewnętrzna ścian przewodu kanalizacyjnego, rysy i pęknięcia, ubytek fragmentu powłoki konstrukcji, zapadnięcia fragmentu konstrukcji przewodu, deformacje spękanego kanału sztywnego, zmiana warunków gruntowych wokół przewodów spowodowane zewnętrznymi czynnikami (awaria wodociągowa, niewłaściwie wykonywane prace budowlane itp.)
4.	Specyficzne uszkodzenie podatnych przewodów kanalizacyjnych	ugięcia wierzchołka przewodu kanalizacyjnego, utrata stateczności, lokalne wgniecenia od np. kamieni
5.	Przykanaliki	wystające do wnętrza przewody kanalizacyjne, uszkodzenia wymagające naprawy

Punktem wyjścia do opracowania kodowania uszkodzeń może być norma PN-EN 13505-1 [11]. Należy jednak zaznaczyć, że przyjęty w tej normie system kodowania jest związany z planowaniem odnowy przewodów kanalizacyjnych, a nie bezpośrednio z warunkami eksploatacji sieci kanalizacyjnej. Ze względu na swoją rozbudowaną formę w celu wykorzystania systemu kodowania w systemie monitoringu warunków eksploatacji sieci kanalizacyjnej wymagane jest wprowadzenie uproszczonej kodyfikacji uszkodzeń.

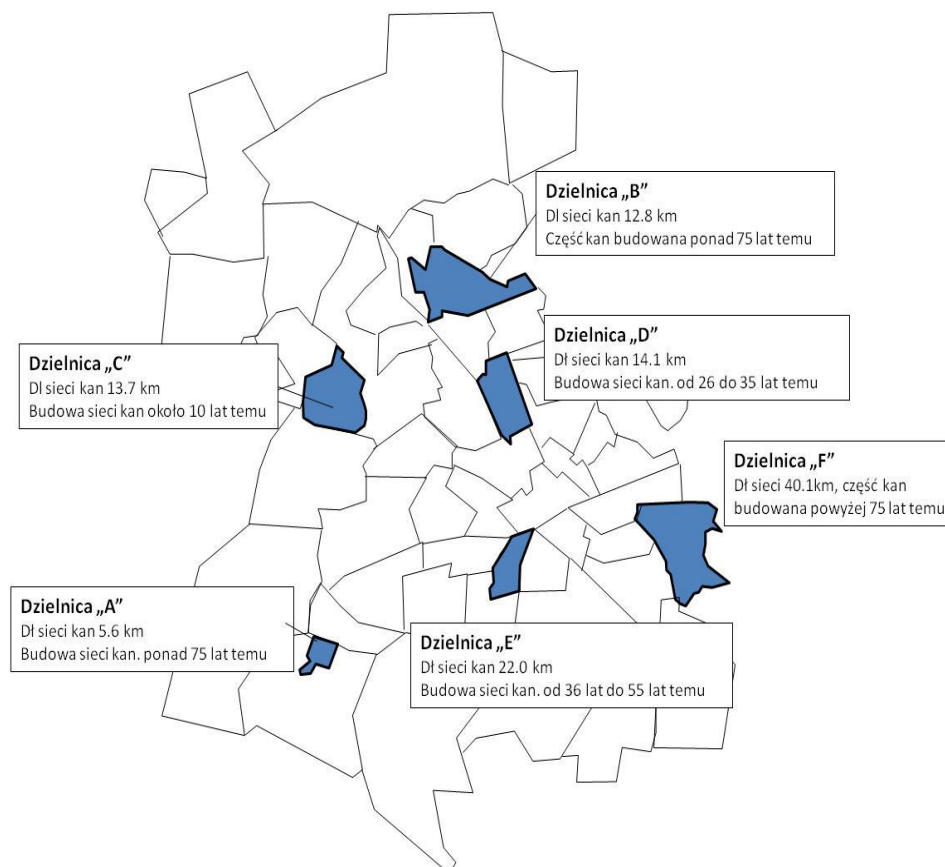
Ze względu na charakterystykę pracy sieci kanalizacyjnej niezbędna jest analiza uszkodzeń sieci (struktura drzewiasta sieci, wzajemne oddziaływanie poszczególnych odcinków sieci) w układzie przestrzennym. Dlatego też ważne jest zintegrowanie systemu GIS z danymi pochodzącymi z monitoringu, co umożliwi kompleksowe analizy wzajemnego oddziaływania wielu czynników z uwzględnieniem ich umiejscowienia przestrzennego i rodzaju uszkodzenia.

3. Metodyka analizy danych dotyczących uszkodzeń sieci

3.1. Charakterystyka zlewni kanalizacyjnej

Do analizy uszkodzeń sieci kanalizacyjnej zostało wytypowane sześć dzielnic miasta położonego na terenie Górnego Śląska. W wyborze dzielnic brano

pod uwagę przede wszystkim strukturę wiekową sieci kanalizacyjnej, co przedstawia rys. 3.



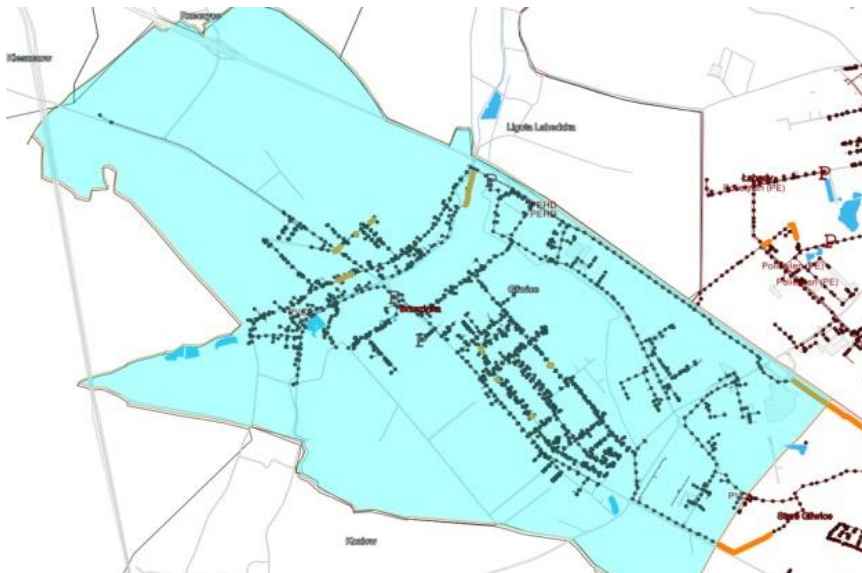
Rys. 3. Krótka charakterystyka zlewni kanalizacyjnych ujętych w analizie uszkodzeń sieci kanalizacyjnej, materiały archiwalne [4]

Fig. 3. Brief characteristics of sewerage catchments used for the analyzes of the sewage system damage, archives material [4]

Dzielnice „A”, „B” i „F” charakteryzowały się największym udziałem sieci kanalizacyjnej, która została wybudowana w okresie przedwojennym. Najmłodsza sieć kanalizacyjna znajduje się w dzielnicy „C”.

Podczas analizy uwzględniono rozkład przestrzenny uszkodzonych odcinków sieci kanalizacyjnych na podstawie wizualizacji uszkodzeń/konserwacji sieci kanalizacyjnej z zastosowaniem bazy danych GIS. Do opisu struktury sieci wykorzystano hierarchię kanałów z podziałem na przewody boczne, zbieracze

Dzielnica „C”

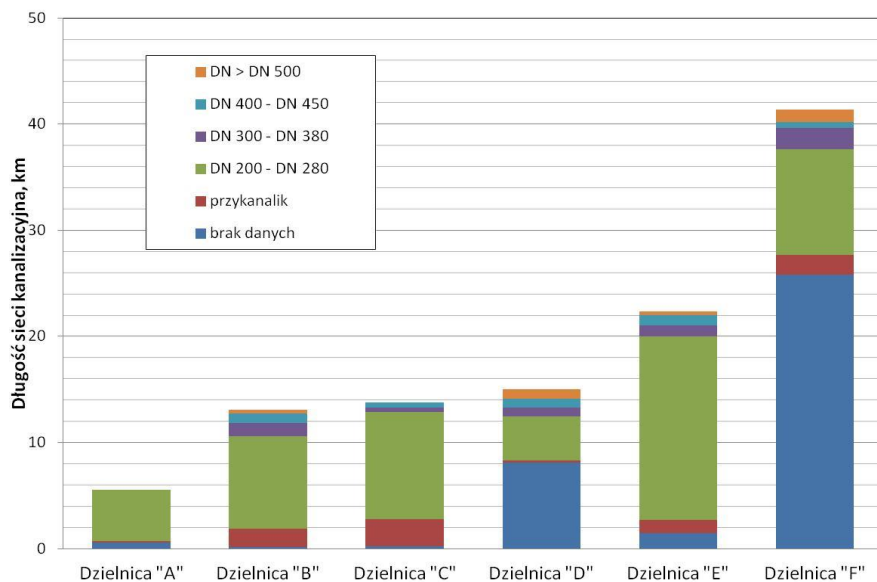


Dzielnica „E”



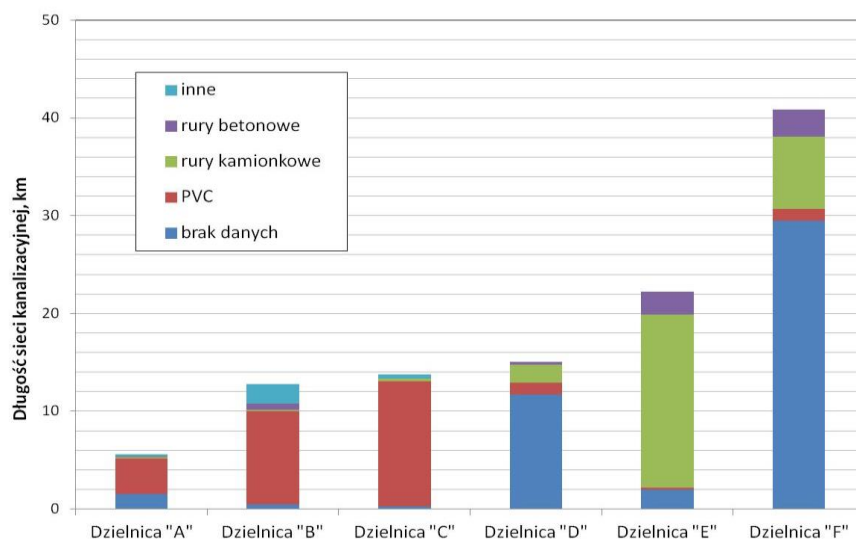
Rys. 4. Przykłady wizualizacji rozmieszczenia uszkodzeń sieci kanalizacyjnej dla dzielnic „C” i „E”, materiały archiwalne [4]

Fig. 4. Visualization of the distribution of damage sewerage system for the district „C” and the district „E”, archival material [4]



Rys. 5. Udział średnic przewodów kanalizacyjnych w całkowitej długości sieci kanalizacyjnej dla wytypowanych dzielnic miasta, na podstawie [4]

Fig. 5. The share of sewer lines with specific diameters in the total length of sewerage for selected districts, based on [4]



Rys. 6. Struktura materiałowa sieci kanalizacyjnych dla wytypowanych dzielnic miasta, na podstawie [4]

Fig. 6. Types of materials that are used in sewerage systems for selected areas of the city, based on [4]

i kolektor główny [3] (rys. 4). Określając zdarzenie na sieci kanalizacyjnej, uwzględniono całą długość sieci kanalizacyjnej, na której wystąpił problem z ograniczeniem przepływu w kanalizacji, a nie pojedyncze odcinki przewodów pomiędzy dwiema sąsiadującymi studzienkami kanalizacyjnymi. Dodatkowo w analizie uszkodzeń uwzględniono charakterystykę sieci kanalizacyjnej pod względem średnic przewodów kanalizacyjnych (rys. 5.) oraz strukturę materiałową sieci kanalizacyjnej (rys. 6.).

3.2. Opis bazy danych dotyczącej uszkodzeń/konserwacji sieci kanalizacyjnej

Podstawą analizy były dane uzyskane z programu przeznaczonego do monitoringu czynności eksploatacyjnych na sieci kanalizacyjnej oraz informacji z bazy danych GIS, na podstawie których określono strukturę sieci (średnicę, materiał, długość) oraz charakterystykę zlewni.

Program przeznaczony do monitoringu czynności eksploatacyjnej gromadzi informacje, które podzielono na trzy główne grupy:

- a) prace związane z uszkodzalnością sieci kanalizacyjnej (udrożnienie sieci, czyszczenie sieci kanalizacyjnej, frezowanie, inspekcja TV, pompowanie, naprawa, barwienie ścieków, zadymianie przewodów kanalizacyjnych itp.),
- b) prace związane z konserwacją sieci kanalizacyjnej (czyszczenie sieci kanalizacyjnej, inspekcja TV, frezowanie, naprawa itp.),
- c) prace związane z kontrolą sieci kanalizacyjnej (inspekcja TV, przegląd urządzeń, barwienie ścieków, zadymianie przewodów kanalizacyjnych, wykorzystanie magnetrak itp.).

Program ten współpracuje z bazą danych GIS (PostgreSQL z nakładką PostGIS za pomocą oprogramowania Quantum GIS), co umożliwia równoczesną analizę przestrzenną. Program do monitorowania prac związanych z eksploatacją sieci kanalizacyjnej jest programem autorskim pracowników PWiK Sp.ż.o.o. w Gliwicach [12].

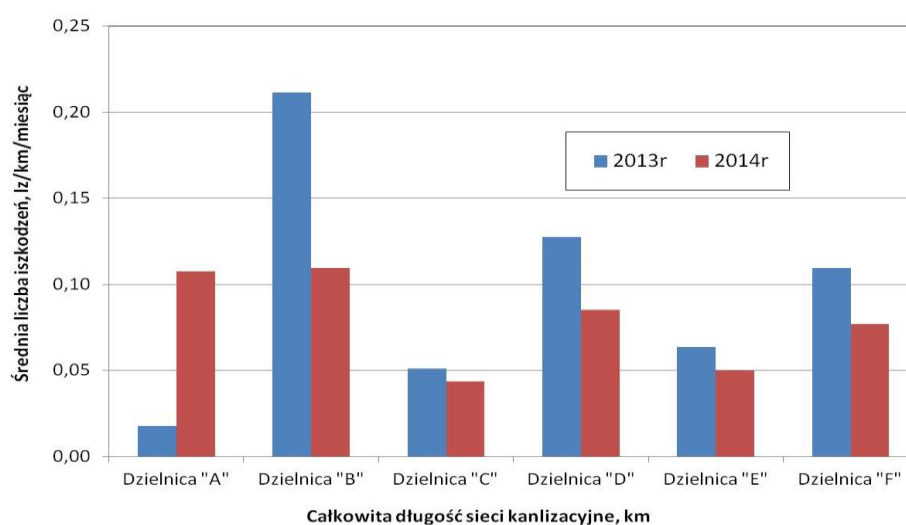
Baza danych dotycząca warunków eksploatacji sieci kanalizacyjnej obejmuje krótki okres, tj. od lutego 2013 do sierpnia 2014 r. Do analizy uszkodzeń sieci kanalizacyjnej zestawiono zatem średnie miesięczne ilości zdarzeń przypadające na kilometr sieci, jak i średnią długość sieci, na której odnotowano te zdarzenia w stosunku do całkowitej długości sieci kanalizacyjnej na tych osiedlach, a nie jak literatura podaje przeliczenie na rok.

W niniejszym opracowaniu wykorzystano dane dotyczące uszkodzalności sieci kanalizacyjnej związane z ograniczeniem przepływu ścieków oraz prace konserwacyjne z czyszczeniem sieci kanalizacyjnej.

4. Analiza uszkodzeń sieci kanalizacyjnej

Analizując otrzymane wyniki, można stwierdzić, że największą uszkodzalnością charakteryzuje się sieć w dzielnicy „B” (rys. 7.). Szczególnie dotyczy to

obserwacji odnotowanych w 2013 r. W 2014 roku odnotowano znacznie mniej uszkodzeń sieci w tej dzielnicy (co wynika z częściowej modernizacji wytypowanych odcinków), ale nadal jest to sieć o największej uszkodzalności wśród analizowanych dzielnic. Również dzielnice „D” oraz „F” charakteryzują się podwyższoną uszkodzalnością sieci w porównaniu z pozostałymi dzielnicami. Natomiast wyższe wartości uszkodzeń odnotowane w 2014 r. w dzielnicy „A” wynikają przede wszystkim z nielegalnego odprowadzania wód przypadkowych do kanalizacji sanitarnej przez mieszkańców dzielnicy.

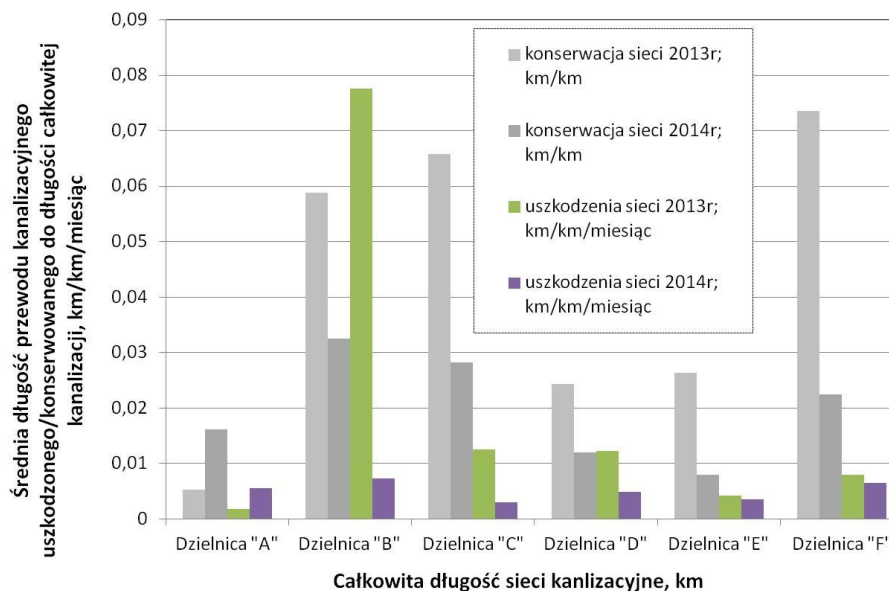


Rys. 7. Analiza średniej miesięcznej liczby uszkodzeń sieci kanalizacyjnej [l/km/miesiąc], l – liczba zdarzeń (liczba uszkodzeń), na podstawie [4]

Fig. 7. Analysis of the average number of defects in sewerage system [l/km/month], l – number of events (number of defects), based on [4]

Analiza uszkodzeń sieci kanalizacyjnej pozwoliła na planowanie prac związanych z konserwacją tej sieci, czyli na planowanie z zakresu czyszczenia. Dodatkowa analiza prac konserwacyjnych wykazała zwiększoną liczbę tych prac dla dzielnic o największej liczbie uszkodzeń. Potwierdza to poprawność przeprowadzonej przez pracowników przedsiębiorstwa wodno-kanalizacyjnego analizy uszkodzalności na poszczególnych odcinkach sieci.

Osobnego omówienia wymaga dzielnica „C”, na której prace konserwacyjne były związane głównie z przygotowaniem sieci do wykonania modelu hydraulicznego tej sieci. Stąd też liczba prac konserwacyjnych w przypadku tego osiedla była dużo większa niż wynika to z wielkości dzielnicy. W przypadku wszystkich analizowanych dzielnic można zaobserwować spadek uszkodzeń w 2014 r. w stosunku do roku przedniego (rys. 8.).



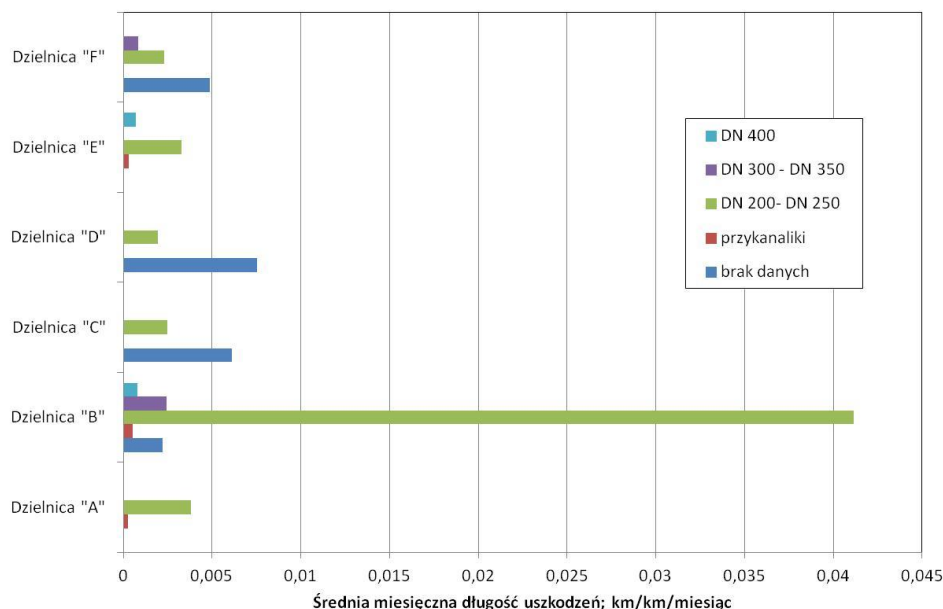
Rys. 8. Analiza średniej miesięcznej długości uszkodzeń/konserwacji sieci kanalizacyjnej [km/km/miesiąc], na podstawie [4]

Fig. 8. Analysis of the monthly average length of damage/maintenance of the sewerage network; [km/km/month], based on [4]

W celu oceny stanu technicznego sieci kanalizacyjnej przyjęto średnią wartość awaryjności na poziomie 1,86 lz/km/rok (0,15 lz/km/miesiąc) [2]. Mimo że przedsiębiorstwo prowadzące eksploatację jest jednym z większych i nowocześniejszych w kraju, do analizy uszkodzeń dla wybranych dzielnic przyjęto wartości odpowiadające awaryjności eksploatowanej sieci kanalizacyjnej charakterystyczne dla małych aglomeracji.

Analiza poziomu uszkodzeń w wybranych dzielnicach wykazała dla tak przyjętego poziomu odniesienia, że dla większości dzielnic wartość uszkodzeń jest niższa niż wartość odniesienia. Wyjątkiem jest dzielnica „B” w 2013 r. Jednocześnie większość analizowanych dzielnic wykazała zmniejszenie uszkodzeń w 2014 r.

Analizując wpływ struktury sieci kanalizacyjnej pod kątem średnicy przewodów kanalizacyjnych na poziom uszkodzeń, można zaobserwować największy poziom uszkodzeń w przypadku przewodów kanalizacyjnych o średnicy \varnothing 200-250 (rys. 9.), co odpowiada najczęściej kanałom bocznym w hierarchii struktury sieci.

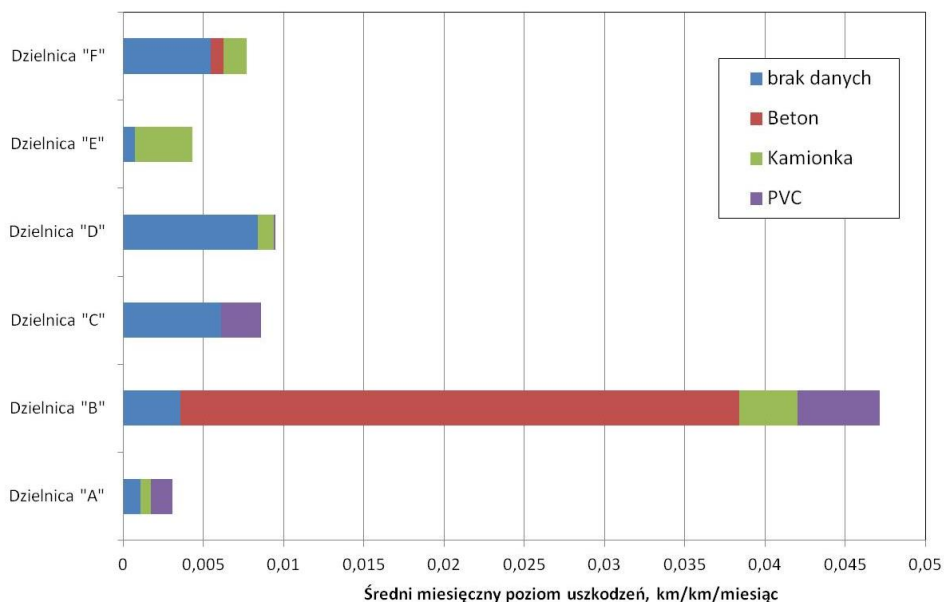


Rys. 9. Zależność między średnią miesięczną liczbą uszkodzeń [Iz/km/miesiąc] a średnicą przewodów kanalizacyjnych dla wybranych dzielnic miasta, na podstawie [4]

Fig. 9. The relationship between the average number of defects [Iz/km/month] and the diameter of sewer pipes for selected districts, based on [4]

Analizując liczbę uszkodzeń dla poszczególnych dzielnic pod kątem wpływu struktury materiałowej, można zauważyć, że najwyższy poziom uszkodzeń zanotowano w przypadku przewodów kanalizacyjnych betonowych (rys. 10.) i dotyczył on dzielnicy „B”. Również w przypadku tej dzielnicy zanotowano wysoki poziom uszkodzeń dla rur wykonanych z PVC.

Należy zaznaczyć, że w przypadku dzielnicy „B” odnotowano zarówno wysoki poziom uszkodzeń wyrażonych jako liczba uszkodzeń przypadająca na kilometr sieci (i dotyczył on głównie przewodów wykonanych z tworzyw sztucznych), jak również wysoki poziom uszkodzeń przedstawiony jako długość sieci uszkodzonej do całkowitej długości sieci (i dotyczył on przewodów betonowych). Analizując rozkład uszkodzeń na sieci kanalizacyjnej, można zauważyć, że w tej dzielnicy w przypadku przewodów betonowych występują liczne uszkodzenia liniowe (obejmujące dłuższy odcinek objęty uszkodzeniem), a w przypadku przewodów kanalizacji wykonanej z PVC były to uszkodzenia punktowe (krótkie odcinki).



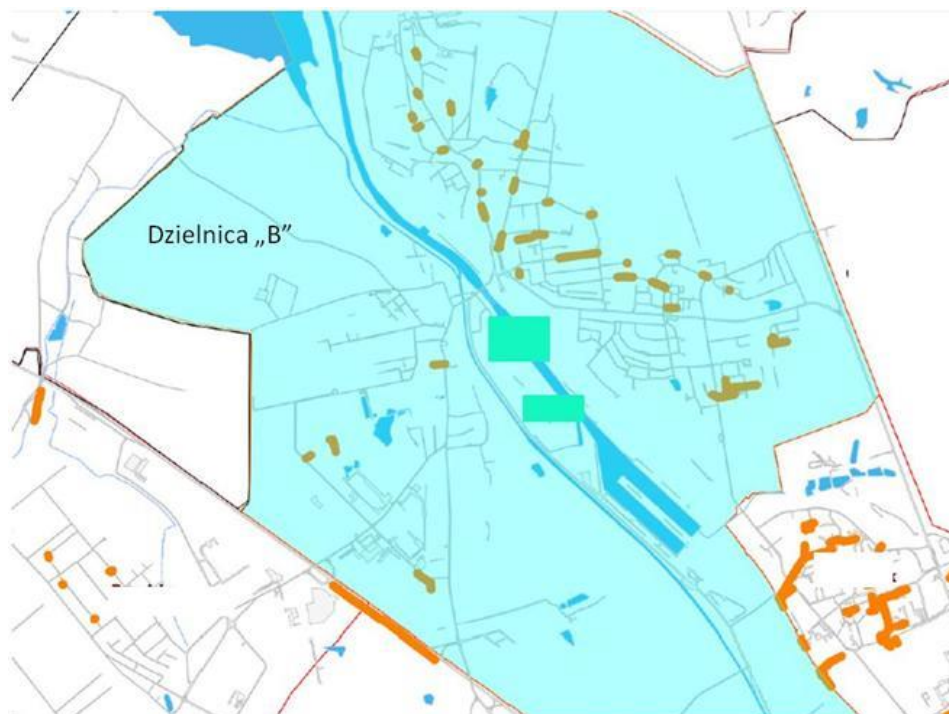
Rys. 10. Wpływ struktury materiałowej sieci kanalizacyjnej na średni miesięczny poziom uszkodzeń [km/km/miesiąc] w przypadku wybranych dzielnic, na podstawie [4]

Fig. 10. The impact of the sewage system material on the average monthly level of damage [km/km/month] for selected districts, based on [4]

5. Podsumowanie

Analiza uszkodzeń sieci kanalizacyjnej ma istotne znaczenie w planowaniu podejmowanych działań dotyczących konserwacji sieci oraz wykrywaniu słabych jej punktów ze względu na potencjalne uszkodzenia. W wyniku przeprowadzonej analizy uszkodzeń sieci kanalizacyjnej pod kątem ograniczenia przepływu ścieków stwierdzono, że dla wszystkich wytypowanych dzielnic w omawianym okresie odnotowano wyraźny spadek uszkodzalności zarówno zdefiniowanej jako liczba zdarzeń, jak również w przeliczeniu na długość odcinka w stosunku do całkowitej długości sieci na omawianym osiedlu.

Do materiałów o największym współczynniku uszkodzalności w przypadku tych osiedli należy zaliczyć beton oraz PVC. O wielkości uszkodzenia przewodu i jego charakterze w głównej mierze decyduje rodzaj materiału, z którego jest wykonana sieć, oraz wiek tej sieci (rys. 11.).



Rys. 11. Zależność średniego miesięcznego poziomu uszkodzeń [km/km/miesiąc] dla wybranych dzielnic w zależności od struktury materiałowej sieci kanalizacyjnej, na podstawie [4]

Fig. 11. The dependence of the average monthly level of damage [km/km/month] for selected areas, depending on the type of the sewerage material, based on [4]

Literatura

- [1] Bakalarczyk M.: Usługi wodociągowo-kanalizacyjne w badaniach Izby Gospodarczej „Wodociągi Polskie”. Izba Gospodarcza „Wodociągi Polskie”, 2008.
- [2] Benchmarking. Wyniki Przedsiębiorstw wodociągowo-kanalizacyjnych w Polsce za 2011 rok. Izba Gospodarcza Wodociągi Polskie, Bydgoszcz 2011.
- [3] Błaszczyk W.: Kanalizacja. Tom 1: Sieci i pompownie. Arkady, Warszawa 1982.
- [4] Dane archiwalne Przedsiębiorstwa Wodociągów i Kanalizacji Sp z o. o. Gliwice 2014.
- [5] Denczew S., Królikowski A.: Podstawy nowoczesnej eksploatacji układów wodociągowych i kanalizacyjnych. Arkady, Warszawa 2002.
- [6] Krajowy Program Oczyszczania Ścieków Komunalnych. Ministerstwo Ochrony Środowiska, Warszawa 2003-2005, 2008-2009, 2013.
- [7] Kuliczkowski A., Kuliczowska E., Zwierzchowska A., Zwierzchowski D., Dończuk P., Kubicka U., Kuliczkowski P., Lisowska J.: Technologie bezwykopowe w inżynierii środowiska. Wydawnictwo Seidel-Przywecki, Warszawa 2010.
- [8] Madryas C., Przybyła B., Wysocki L.: Badania i ocena stanu technicznego przewodów kanalizacyjnych. Dolnośląskie Wydawnictwo Edukacyjne, Wrocław 2010.

- [9] Monitorowanie usług publicznych w miastach. System analiz samorządowych. Związek Miast Polskich, Poznań 2014.
- [10] Nakłady eksploatacyjne na utrzymanie kanalizacji. Część 1: Zadania i okresy eksploatacyjne. Wytyczne ATV-A 147P. Wydaw. Seidel-Przywecki, Warszawa 1993.
- [11] PN-EN 13508-2: Stan zewnętrzny systemów kanalizacyjnych. Część 2: System kodowania inspekcji wizualnej.
- [12] Wydra K., Wrona R., Śnioch J.: Rejestracja prac na sieci kanalizacyjnej na mapie GIS – praktyka PWiK Gliwice. Konferencja „GIS, modelowanie i monitoring w zarządzaniu systemami dystrybucji wody i kanalizacji”, Warszawa 2012.

SEWERAGE NETWORK ANALYSIS FOR DAMAGE VULNERABILITY IN ONE OF CITIES IN THE UPPER SILESIA

S u m m a r y

The increase in requirements for sewer and water supply systems in urbanized catchment areas and increase of people's environmental awareness tightens requirements for optimal management of these systems. The computer programs to monitor network activities (both in water supplies and sewerage system) are one of the tools that supports the management of the system. The paper analyzes damage vulnerability of sewer. The analysis was based on the information contained in the maintenance database of the sewerage system (malfunctions, damages and exploitation control of the network) integrated into the GIS database. The analysis of sewage network damage was conducted in scope of wastewater flow restrictions. The work has been carried out for selected districts in Upper Silesia. Among other things, in the analysis covered, the effect of pipes age, diameter, material and hierarchy. For the analyzed areas highest level of damage was observed in case of sewer pipes with a diameter in the range of \varnothing 200-250, which corresponds to the most common side channels in the hierarchy of network. It should be noted that the damage vulnerability of sewerage system is also determined by the type of pipes material, and the age of the network. damage analysis of the sewage system is important in planning maintenance activities undertaken on the network and in detecting its weak points.

Keywords: sewage system, damage vulnerability, age of sewers, material type

Przesłano do redakcji: 12.12.2014 r.

Przyjęto do druku: 28.03.2015 r.

DOI: 10.7862/rb.2015.5

Ewa HOŁOTA¹
Beata KOWALSKA²

PRZEGLĄD METOD WYZNACZANIA LOKALIZACJI PUNKTÓW MONITORINGU JAKOŚCI WODY W SIECI WODOCIĄGOWEJ

Jednym z elementów zarządzania jakością wody w sieciach wodociągowych jest monitoring jej jakości. Ma on na celu zarówno kontrolę i ocenę jakości dostarczonej wody, jak również wczesne wykrycie zdarzenia zanieczyszczenia i szybką reakcję na nie. W większości krajów obowiązujące przepisy wymagają monitorowania jakości wody, lecz nie wskazują, w jaki sposób mają być określone reprezentatywne lokalizacje umieszczania czujników jakości wody. Obecnie obowiązujące przepisy prawne regulują jedynie zakres oznaczeń i częstotliwość prowadzenia badań w systemach wodociągowych. Wybór miarodajnych punktów pomiarowych jakości wody w systemie dystrybucji jest problemem bardzo złożonym i kluczowym w planowaniu monitoringu. Wymaga on dobrej znajomości warunków hydraulicznych pracy sieci, a także przeprowadzenia analiz historycznych zmian jakości wody ujmowanej, uzdatnionej i włączanej do sieci wodociągowej. Ze względu na brak szczegółowych wytycznych co do lokalizacji punktów pomiarowych dla celów monitoringu systemów wodociągowych utworzono wiele metod umożliwiających lokalizowanie punktów pomiarowych w sieciach dystrybucji wody. Jednakże dotychczas nie udało się wybrać jednej, uniwersalnej metody, która byłaby referencyjna w stosunku do innych. Z powodu dużej różnorodności metod lokalizacji punktów badania jakości wody istnieje konieczność opracowania metodyki oceny ich skuteczności. Niniejsza praca stanowi przegląd literatury dotyczącej monitoringu jakości wody. Przedstawiono w niej problemy związane z monitorowaniem jakości wody oraz zaprezentowano przegląd metod stosowanych do wyznaczania lokalizacji punktów monitoringu jakości wody.

Słowa kluczowe: sieć wodociągowa, monitoring, jakość wody, umiejscowienie czujnika

¹ Autor do korespondencji/corresponding author: Ewa Hołota, Katolicki Uniwersytet Lubelski im. Jana Pawła II, Wydział Zamiejscowy Prawa i Nauk o Społeczeństwie w Stalowej Woli, ul. Ofiar Katynia 6, 37-450 Stalowa Wola, tel. +48 15 6422533, ewaholota@kul.pl

² Beata Kowalska, Politechnika Lubelska

1. Wprowadzenie

Wraz ze wzrostem świadomości konsumentów w zakresie jakości wody zwiększają się wymagania stawiane systemom wodociągowym odnośnie jakości wody do spożycia. Coraz większego znaczenia nabiera kwestia kompleksowego monitorowania parametrów pracy sieci. Brak całościowego monitoringu wyraźnie utrudnia zarządzanie eksploatacją sieci wodociągowych.

Według definicji zawartej w „Leksykonie naukowo-technicznym” [48] monitoring ekosystemu to kontrola polegająca na kluczowych pomiarach wybranych parametrów ekosystemu: fizycznych, chemicznych i biologicznych, pozwalająca na śledzenie ich zmian w czasie. Powszechnie przyjmuje się, że monitoring to obserwacja, nadzór i badanie, natomiast w stosunku do obiektów technicznych – działanie polegające na dostarczeniu obsługującemu niezbędnych informacji umożliwiających ocenę pracy tych obiektów [70]. Kwietniewski zaproponował następującą definicję monitoringu: „monitorowanie sieci wodociągowej (i kanalizacyjnej) to system pomiarów i analiz dotyczących stanu funkcjonalnego i technicznego sieci w celu uzyskania wiarygodnych podstaw do zarządzania eksploatacją sieci i jej modernizacji” [44].

Monitoring sieci wodociągowych obejmuje system złożony z trzech elementów: urządzeń pomiarowych do mierzenia ciśnienia i przepływu wody, systemu transmisji danych z punktów pomiarowych do komputera zbierającego i archiwizującego dane pomiarowe oraz programu wizualizacji sieci wodociągowej ze zlokalizowanymi na niej punktami pomiarowymi. Ponieważ każdy z tych elementów posiada wiele możliwości realizacji, powinien być poddany niezależnej analizie. Ponadto system monitoringu może być elementem zintegrowanego systemu informatycznego wspomagającego kompleksowe zarządzanie siecią wodociągową, a więc obejmującego nie tylko prowadzenie bieżącego nadzoru jej pracy, ale również sterowanie siecią, projektowanie sieci, wykrywanie i lokalizację awarii, obliczanie czasu zatrzymania wody czy kalibrację modelu hydraulicznego [63].

Monitorowanie sieci wodociągowej obejmuje swoim działaniem monitorowanie wielkości hydraulicznych (natężenie przepływu, prędkość, ciśnienie), monitorowanie jakości wody oraz monitorowanie stanu technicznego systemu dystrybucji. Jednakże monitoringiem może również być objęte zużycie energii, stan urządzeń czy też poziom satysfakcji klientów. Niniejsza praca skupia się na zagadnieniu monitoringu jakości wody, który swoim zakresem może obejmować pomiar parametrów [1, 13, 16, 22, 31, 49, 50]:

- fizycznych, np. pH, mętność, przewodność,
- chemicznych, np. stężenie dezynfektanta,
- mikrobiologicznych, np. obecność *E. coli*.

Konieczność monitorowania jakości wody w przedsiębiorstwach wodociągowych wynika bezpośrednio z przepisów prawnych, regulujących ich działalność oraz standardy zaopatrzenia w wodę [17, 29, 57, 58, 61, 71]. Monitoring

jakościowy jest wdrażany od kilkudziesięciu lat. Na początku swoim obszarem obejmował tylko ujęcia wody, później również system zasilania, a obecnie sieci i cały system wodociągowy. Ma on na celu wspomaganie różnych działań umożliwiających ochronę konsumentów wody i sprawne funkcjonowanie przedsiębiorstw wodociągowych. Do najważniejszych z nich zalicza się:

- poprawę jakości wody dostarczanej odbiorcom m.in. poprzez przewidywanie zmian jakości wody, określanie zakresów i trendów tych zmian,
- określanie źródeł zanieczyszczeń wody,
- krótko- i długookresowe planowanie modernizacji systemu dystrybucji wody,
- kontrolę pracy stacji uzdatniania wody poprzez regularne badania jakości wody zasilającej sieć wodociągową,
- ocenę poziomu jakości świadczonych usług pod kątem zapewniania wymaganej jakości wody dostarczanej do odbiorców, realizowaną przez kontrolę zgodności jakości wody zasilającej sieć wodociągową, ocenę niezawodności dostaw wody i ocenę ryzyka niekorzystnego wpływu wody na odbiorców,
- wskazywanie nieprawidłowości działania systemu dystrybucji wody, w tym awarii i uszkodzeń [65].

Punktem wyjścia i podstawą metodologii zarządzania jakością wody w sieciach wodociągowych jest odpowiednie zaplanowanie i wdrożenie systemu monitoringu sieci dystrybucji wody. Ciągły monitoring i dokonywana na jego podstawie ocena jakości wody w sieci wodociągowej pozwalają zidentyfikować rejon podwyższonego ryzyka pogorszenia jakości wody, jak również umożliwiają przewidywanie miejsc wystąpienia wody o gorszej jakości. Ułatwia to podjęcie decyzji o rozmieszczeniu baz przedsiębiorstwa, których właściwa lokalizacja i wyposażenie pozwalają na skrócenie czasu związanego z wymaganą poprawą jakości wody oraz skutkują obniżeniem kosztów eksploatacji całego systemu wodociągowego [46].

W pracy skoncentrowano się przede wszystkim na przeglądzie metod wyznaczania lokalizacji punktów monitoringu jakości wody rozwijanych w ostatnich latach zarówno w Polsce, jak i na świecie. Przedstawiono także podstawowe problemy związane z monitoringiem jakości wody w systemach jej dystrybucji.

2. Problemy monitoringu jakości wody

Jednym z najtrudniejszych, a zarazem kluczowym zadaniem planowania monitoringu jest właściwa lokalizacja punktów pomiaru parametrów hydraulicznych i jakościowych przesyłanej wody. Kwestia ta nie została całkowicie rozstrzygnięta w obowiązujących aktach prawnych, normach, ani też w pracach badawczych dotyczących monitoringu prowadzonych zarówno w kraju, jak i za granicą [35, 37].

W świetle obowiązujących wymagań prawnych można stwierdzić, że brak jest szczegółowych wytycznych dotyczących lokalizacji punktów pomiarowych systemu monitorowania sieci wodociągowych. Jedyne wytyczne dotyczą zakresu oznaczeń oraz częstotliwości prowadzenia badań w systemie wodociągowym. Problem lokalizacji punktów pomiaru jakości wody w sieci jest albo pomijany, albo traktowany powierzchownie.

Wytyczne Światowej Organizacji Zdrowia [29] zalecają prowadzenie monitoringu poprzez ciągłą, rutynową kontrolę jakości wody dostarczanej do odbiorców oraz przez okresowe badania mikrobiologiczne całego systemu dystrybucji wody. Wytyczne te nie określają jednak precyzyjnie szczegółowych zasad lokalizacji punktów pomiaru jakości wody, stwierdzając jedynie, że powinny być one reprezentatywne dla całej sieci wodociągowej. Dyrektywa UE nr 98/83/EC [17] zaleca lokalizację punktów poboru próbek w stacjach uzdatniania wody oraz w szeroko pojętej „strefie dostawy wody”.

Krajowe przepisy prawne zawarte w Rozporządzeniu Ministra Zdrowia z 2007 r. wraz ze zmianami z 2010 r. [61] oprócz zaleceń dotyczących zakresu i częstości dokonywania badań parametrów jakości wody wskazują, aby miejsca pobierania próbek wody były równomiernie rozmieszczone w całym systemie dystrybucji i obejmowały: ujęcia wody, miejsca wprowadzania wody do sieci, sieć wodociągową, punkty czerpalne stale używane do pobierania wody przez odbiorców oraz inne punkty czerpalne, jeśli woda jest pobierana z indywidualnych ujęć wody.

Dodatkowym dokumentem regulującym pobór próbek do badania jakości wody jest norma PN-EN ISO 5667-1:2008 [58]. Kwestia lokalizacji punktów pomiarowych do monitoringu jest ograniczona do następujących stwierdzeń: punkty pomiarowe powinny być usytuowane „w miejscach kluczowych badanych systemów”, pobieranie próbek musi się odbywać w porównywalnych warunkach oraz nie może powodować dodatkowych zanieczyszczeń ani zakłóceń przepływu.

Badania naukowe dotyczące lokalizacji reprezentatywnych miejsc poboru próbek zostały przedstawione w kilku publikacjach. Geldreich w pracy [23] wybór miejsc poboru próbek oparł na reprezentatywności właściwości strukturalnych sieci i stanu jakości wody. Część tych miejsc powinna być stała z uwzględnieniem lokalizacji pierwszego odbiorcy, stref ciśnienia, połączeń z innymi systemami, potencjalnych źródeł zanieczyszczenia, obszarów dużego ryzyka i każdego miejsca, w którym wcześniej stwierdzono obecność bakterii z grupy coli. Do innych czynników określających miejsca poboru próbek można zaliczyć: częstość niezadowolających wyników, wyniki powtórnych badań, punkty maksymalnego zużycia wody, miejsca budowy nowych odcinków sieci i miejsca częstych uszkodzeń sieci. Miejsca punktów pomiarowych mogą według niego znajdować się w budynkach użyteczności publicznej, u indywidualnych odbiorców i w specjalnych stacjach pomiarowych w sieci dystrybucji wody.

Grimmefault i Johansson [26] stwierdzili, że lokalizacja miejsc poboru próbek wody do badań musi uwzględniać obszar geograficzny, liczbę odbiorców, materiał rurociągów oraz obszary o znacznym wpływie na jakość wody i prace prowadzone na sieci wodociągowej.

Według Kwietniewskiego [44] miejsca badań jakości wody powinny być reprezentatywne dla całej sieci. Poboru próbek wody należy dokonywać w głównych punktach pomiaru natężenia przepływu i objętości przepływającej wody. Badania jakości wody powinny być także prowadzone w zbiornikach wodociągowych, pompowniach sieciowych, w miejscach, gdzie mieszają się wody o różnej jakości, w dużych obiektach publicznych i na końcowych odcinkach sieci.

Ze względu na brak szczegółowych wytycznych w zakresie lokalizacji punktów pomiarowych dla celów monitoringu systemów wodociągowych powstało wiele metod umożliwiających lokalizowanie punktów pomiarowych w sieciach dystrybucji wody. Ich porównanie dokonane w warunkach jednej wybranej sieci pokazało, że uzyskiwane za ich pomocą wyniki znacznie różnią się od siebie [56]. Dotychczas nie udało się wybrać jednej, uniwersalnej metody, która byłaby referencyjna w stosunku do innych. Z powodu dużej różnorodności metod lokalizacji punktów badania jakości wody istnieje konieczność opracowania metodyki oceny ich skuteczności.

3. Przegląd metod wyznaczania lokalizacji punktów monitoringu jakości wody

Church i RaVelle [12] jako jedni z pierwszych opisali zagadnienie umiejscowienia czujnika monitoringu, które zdefiniowali jako problem lokalizacji maksymalnego zasięgu (ang. *maximal covering location problem*). Polegał on na zwiększeniu obszaru obsługiwanej liczby ludności w obrębie pożądanej odległości usługi poprzez umieszczenie ustalonej liczby urządzeń. Kwestię tę rozwiązali, stosując dwa podejścia heurystyczne.

Pierwsze podejście jest nazywane algorytmem Greedy Adding. W celu uzyskania maksymalnego zasięgu dla p -urządzeń algorytm Greedy Adding wybiera dla pierwszego urządzenia takie miejsce, które pokrywa swoim zasięgiem większość obsługiwanej populacji, dla drugiego urządzenia wybiera zaś miejsce, które obejmuje większość ludności nieznajdującej się w zasięgu pierwszego urządzenia. Proces ten jest kontynuowany dopóki p -urządzenia nie zostaną wybrane i cała ludność nie będzie w ich zasięgu.

Drugie heurystyczne podejście, zbudowane na podstawie pierwszego algorytmu, zostało nazwane algorytmem Greedy Adding with Substitution. Określa on nowe lokalizacje urządzeń dla każdej iteracji, ale dodatkowo stara się poprawić rozwiązanie w każdej z nich poprzez zastąpienie każdego kolejnego urządzenia urządzeniem z innego wolnego miejsca.

Istotnym problemem tej metody jest określenie minimalnej liczby lokalizacji czujników dla obiektów celem zapewnienia, że żaden punkt zapotrzebowania nie będzie dalej niż maksymalna odległość usługi od obiektu. Gdy jest ograniczona liczba czujników, decydent może wybrać lokalizacje, tak aby możliwie najmniej ludzi znajdowało się poza zasięgiem czujników.

Lee i Deininger [47] opracowali podejście umiejscowienia czujników jakości wody oparte na maksymalizacji zasięgu zapotrzebowania (ang. *demand coverage*). Metoda ta polega na umieszczeniu czujników w tych węzłach, które dostarczają najwięcej informacji o jakości wody w sieci dystrybucji. Rozwiązanie to jest oparte na założeniu, że jakość wody pogarsza się wraz z upływem czasu i odległością od źródła. Lee i Deininger założyli, że jeżeli jakość wody w monitorowanym węźle jest dobra, to w najbliższym węźle umiejscowionym w kierunku źródła wody będzie ona również dobra. Dla dużych sieci metoda ta okazała się bardzo kłopotliwa i trudna do zastosowania ze względu na zbyt duże skomplikowanie problemu.

W swoich badaniach Kumar i in. [42, 43] zastosowali macierz zasięgu opracowaną przez Lee i Deiningera [47]. Po obliczeniu kierunków przepływu w całej sieci węzły są numerowane w kolejności rosnącego przepływu (ranking węzłów), a następnie w węźle, który posiada maksymalny zasięg, jest lokalizowana stacja monitorująca. Po wybraniu węzła zostaje on całkowicie usunięty z danych i zasięg jest ponownie przeliczany. Optymalne lokalizacje urządzeń są identyfikowane za pomocą programowania całkowitoliczbowego (ang. *integer programming*). Jednakże wymiarowość programowania całkowitoliczbowego zwiększa się wielokrotnie wraz ze wzrostem wielkości sieci i dla wielu wzorców zapotrzebowania, dlatego też autorzy zaproponowali kolejną metodę, wskazującą położenie stacji monitorowania jakości wody na podstawie hydrauliki przepływu oraz eliminującą użycie programowania całkowitoliczbowego.

Kessler i inni [34] wprowadzili nowy termin w swoich badaniach – poziom usług (ang. *level of service*). Definiują go jako maksymalną, dopuszczalną objętość wody, jaka zostanie pobrana zanim zanieczyszczenie wody zostanie wykryte przez czujnik. Po hydraulicznej symulacji przepływu wody w sieci zostaje wykonany wykres kierunkowy, stanowiący sieć pomocniczą do wyboru lokalizacji urządzenia. Wszystkie przewody tej sieci określają średnią prędkość przepływu w przewodzie. Stosowanie wykresu i znajomość długości przewodów pozwala obliczyć minimalny czas przepływu między dwoma węzłami. Metodologia wyboru lokalizacji urządzenia obejmuje utworzenie algorytmu „wszystkie najkrótsze ścieżki” (ang. *all shortest paths*) do identyfikacji obszaru zanieczyszczeń i algorytmu „zasięg zbioru” (ang. *set covering*) do optymalnego przydzielenia stacji monitorujących. Wynikiem algorytmów jest minimalny zbiór stacji monitorujących, który zapewnia dany poziom usług.

Harmant i inni [30] zaprojektowali algorytm oparty na pracy Lee i Deiningera [47] w celu maksymalizacji trzech parametrów: zużycia wody, średniej średnicy rury i czasu retencji wody. Algorytm ten został sformułowany jako

wielokryterialny problem ważonej sumy. Wybiera on najbardziej reprezentatywne punkty pobierania próbek w odniesieniu do zużycia i do degradacji jakości wody, co jest funkcją średnicy rury i czasu retencji wody.

Tryby i Uber [67, 68] opracowali model pobierania próbek wykorzystujący czas zatrzymania wody (ang. *water age*) jako podstawę do ustalania reprezentatywności próbki. Polega on na znalezieniu najlepszych miejsc do pobierania próbek jakości wody. Model ten prowadzi do zminimalizowania liczby miejsc pobierania próbek, z zastrzeżeniem pewnych ograniczeń dotyczących ustalania próbki „reprezentatywności”. Badany problem jest sformułowany za pomocą mieszanego programowania liniowego całkowitoliczbowego (ang. *mixed integer linear programming*).

Zagadnieniem znalezienia optymalnych miejsc monitorowania jakości wody zajmowali się również Woo i in. [76]. W ich rozwiązaniu do obliczania zmienności parametrów hydraulicznych i jakościowych jest używany program EPANET. Następnie jest ustalany ranking przewodów i są obliczane najkrótsze ścieżki transportu zanieczyszczeń. Metoda wyliczania najkrótszej ścieżki transportu zanieczyszczeń jest stosowana do konstruowania matrycy pokrycia i określenia wszystkich ścieżek przepływu zanieczyszczenia. Problem lokalizacji jest rozwiązywany za pomocą programowania całkowitoliczbowego (ang. *integer programming*), które służy do znalezienia rozwiązań dla szeregu symulacji. Kwestia lokalizacji czujników jest ostatecznie sformułowana jako problem minimalnego zasięgu rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń. Jest to zadanie optymalizacyjne, wykorzystujące kolejne symulacje pracy wodociągu w funkcji zmiennej lokalizacji punktów pomiarowych.

Al-Zahrani i Moied [2-4] rozszerzyli model opracowany przez Lee i Deininger [47]. Zastosowali algorytmy genetyczne do rozwiązania problemu rozmieszczania czujników monitorujących jakość wody. Są one lokalizowane według wielkości przepływu, zakładając, że jakość wody pogarsza się w kierunku końcowych odcinków sieci.

Ostfeld i Salomons [51-53, 55] zaproponowali metodologię opartą na pracy Kesslera i in. [34], łączącą symulacje hydrauliczne z techniką teorii grafów w celu przydzielenia minimalnego zestawu stacji monitorujących, który pokrywa całą sieć dla danego poziomu usług. W swojej metodzie zastosowali matrycę zanieczyszczenia i rozwiązali problem jego minimalnego zasięgu za pomocą programowania liniowego, binarnego. Ostfeld i Salomons [54] dostosowali algorytm przedstawiony w pracy [55] do optymalnego umieszczenia czujników w systemie dystrybucji wody z zastosowaniem wielocelowego algorytmu genetycznego NSGA-II.

Preis i Ostfeld [59] rozwinęli ewolucyjny model wielocelowej optymalizacji dla wzmocnienia działań przeciwko celowej ingerencji zanieczyszczeń. Użyli algorytmu NSGA-II (ang. *Non-Dominated Sorted Genetic Algorithm-II*) do optymalizacji kompromisów pomiędzy czterema sprzecznymi celami: maksymalizacją prawdopodobieństwa detekcji, minimalizacją czasu wykrycia, maksymali-

zacja zbędności oprzyrządowania do wykrywania zanieczyszczeń oraz maksymalizacją prawdopodobieństwa identyfikacji źródła zanieczyszczenia.

Nową formułę mieszanego programowania całkowitoliczbowego (ang. *mixed integer programming*) do umieszczenia czujnika w miejskich systemach wodociągowych zaprezentowali Berry i inni [6, 8, 10]. Przedstawiony przez nich model umieszczenia czujnika jest niezależny od czasu i zakłada ochronę konsumenta tylko wtedy, gdy każda ścieżka od miejsca wprowadzenia zanieczyszczenia do konsumenta jest strzeżona przez czujnik. Niestety, przy użyciu programowania całkowitoliczbowego w rozwiązaniu problemu położenia czujnika wymagana jest duża ilość zasobów obliczeniowych. Berry i in. [7, 9] zaproponowali sformułowanie p-mediany zaczerpnięte z teorii dyskretnej lokalizacji do określenia problemów lokalizacji czujników, które zostało rozwiązane za pomocą metody heurystycznej opartej na połączeniu GRASP (ang. *General Responsibility Assignment Software Patterns*) i lokalnego wyszukiwania. Algorytm p-mediany zakłada stałą liczbę scenariuszy, z których każdy określa prawdopodobieństwo wystąpienia zanieczyszczenia, zestaw miejsc wprowadzenia zanieczyszczenia i czasy trwania wprowadzania zanieczyszczenia. Wpływ każdego potencjalnego incydentu jest określany za pomocą symulacji transportu zanieczyszczeń.

Rozbudowaną metodykę lokalizacji punktów pomiarowych połączoną z ustaleniem częstości wykonywania badań jakości wody przedstawił Sudol [64, 65]. W swojej metodyce autor rozważa odcinki przewodów wraz z ich charakterystyką techniczną w przeciwieństwie do Lee i Deiningera [47], którzy brali pod uwagę węzły. Dzięki temu w algorytmie lokalizacji punktów pomiarowych możliwe było uwzględnienie nie tylko ilości przepływającej wody, ale także czasu przebywania wody w sieci, średnicy i niezawodności odcinka przewodu.

Watson i in. [72, 73] opisali szczegółowo problem optymalizacji umieszczenia czujnika i wprowadzili modele mieszanego programowania liniowego całkowitoliczbowego (ang. *mixed integer linear programming*), oparte na modelu przepływu niezależnego od czasu. Pokazali, że podejścia oparte na mieszanym programowaniu liniowym całkowitoliczbowym mogą znaleźć optymalne rozwiązania dla małej i średniej wielkości sieci, ale nie radzą sobie z większymi sieciami wodociągowymi. Udowodnili również, że podejścia heurystyczne umożliwiają zlokalizowanie optymalnych rozwiązań dla małych i średnich sieci w znacznie krótszym czasie niż metody programowania całkowitoliczbowego oraz mogą uzyskać wystarczająco dobre rozwiązania dla bardzo dużych sieci.

Uber [69] przedstawił ogólne sformułowanie i metodę rozwiązania heurystycznego algorytmu zachłannego dla problemu lokalizacji czujnika. W celu rozmieszczenia czujników należy rozważyć potencjalne miejsca zdarzenia zanieczyszczenia. Metoda ta lokalizuje ograniczoną liczbę czujników, aby uzyskać maksymalne korzyści dla zdrowia publicznego. Liczba czujników niezbędna do zainstalowania jest określona przez kompromis między kosztem sieci czujników a stopniem ochrony zdrowia publicznego.

Berger-Wolf [5] rozważał dwa problemy umieszczania czujników w sieci w celu wykrycia i zidentyfikowania źródła zanieczyszczeń: ograniczoną liczbę czujników oraz ograniczony czas na wykrycie zanieczyszczenia lub identyfikację źródła skażenia. Przedstawił analizę złożoności obliczeniowej tych zagadnień i pokazał, że problemy ograniczonej liczby czujników i ograniczonego czasu są wielomianowo równoważne i NP-trudne. Podejścia sugerowane przez Bergera-Wolfa mają na celu albo losowe umieszczenie czujników, albo zastosowanie heurystyki zachłannej, tak aby obliczyć minimalny, ale niekoniecznie optymalny zestaw czujników umożliwiających identyfikację źródła zanieczyszczenia.

Carr [11] sformułował problemy rozmieszczenia czujników jako mieszane programy całkowitoliczbowe (ang. *mixed integer program*), dla których obiektywne współczynniki nie są znane. Rozważał również wersję kryterium absolutnej solidności, która jest naturalnie ograniczona przez właściwości danych niepewnych. Jest ona sformułowana jako mieszane programy liniowe całkowitoliczbowe (ang. *mixed linear integer program*), służące do umieszczenia czujników w sieciach dystrybucji wody. Programy te działają zgodnie z informacjami prawdopodobieństwa pojawienia się zanieczyszczenia i statystyki zużycia wody, które są trudne do oceny.

Shastri i Diwekar [62] zaproponowali lokalizację czujników za pomocą metody programowania stochastycznego, rozszerzając ją o rozważanie niepewności zapotrzebowania na wodę w sieci wodociągowej. Rozwiązanie problemu uzyskali poprzez algorytm L-shaped BONUS, który skutecznie rozwiązuje zagadnienia stochastycznego nieliniowego programowania.

Krause i in. [40, 41] opracowali metodologię rozmieszczenia czujników opartą na submodularnej funkcji celowych zanieczyszczeń i wykorzystali ją przez zastosowanie algorytmów celem maksymalizacji monotonicznej funkcji submodularnej. Optymalizacja została oparta na wielu kryteriach, m.in. minimalizacji czasu wykrycia zanieczyszczenia, minimalizacji liczby ludności, na którą wpływa zanieczyszczenie przed jego wykryciem, minimalizacji oczekiwanego zapotrzebowania dla zanieczyszczonej wody do momentu detekcji zanieczyszczenia, maksymalizacji prawdopodobieństwa detekcji.

Metoda rozmieszczania czujników, sformułowana przez Doriniego [14, 15] jako problem ograniczonej wielocelowej optymalizacji, została rozwiązana za pomocą nowatorskiego algorytmu *Noisy Cross-Entropy Sensor Locator* (nCESL) oraz jako jedno i wielocelowe metodologie ujęte w ramy zwane SLOTS (ang. *sensors local optimal transformation system*). Głównymi celami tej metody było zminimalizowanie przewidywanego czasu wykrycia zanieczyszczenia, minimalizacja liczby ludności, na którą wpływa zanieczyszczenie przed jego wykryciem, minimalizacja oczekiwanego zapotrzebowania na zanieczyszczoną wodę przed wykryciem i maksymalizacja prawdopodobieństwa wykrycia.

Eliades i Polycarpou [19] zaproponowali algorytm „iteracyjnego pogłębienia rozwiązań Pareto” do wyszukiwania odpowiednich miejsc lokalizacji czujni-

ków jakości wody z dużej przestrzeni możliwych rozwiązań. Algorytm rozwiązuje problem przez iteracyjny wybór najlepszego niedominującego rozwiązania i rozszerza je przez zwiększenie głębokości drzewa wyszukiwania, dopóki nie zostaną wykorzystane wszystkie czujniki. W pierwszej iteracji wszystkie rozwiązania frontu Pareto są przechowywane na liście, a zamiast wyboru jednego z tych rozwiązań wszystkie z nich są dostępne i rozszerzone do ich następnych połączeń. Oznacza to, że wszystkie te rozwiązania jednego czujnika są połączone ze wszystkimi pozostałymi węzłami sieciowymi. Rozwiązania Pareto są następnie obliczane i procedura jest powtarzana, aż wszystkie czujniki będą rozmieszczone. Ostatecznym rozwiązaniem algorytmu jest zbiór punktów frontu Pareto, które niekoniecznie muszą być na globalnym froncie Pareto. Eliades i Polycarpou [20, 21] dla ustalania położenia czujników zaproponowali wielocelową optymalizację, która jest odpowiednia dla więcej niż jednej funkcji celu oraz jest badana i rozwiązywana za pomocą wielocelowego ewolucyjnego algorytmu.

Ghimire i Barkdoll przedstawili dwa heurystyczne podejścia wyboru lokalizacji czujników. W pierwszym z nich, opisanym w pracy [25], czujniki są umieszczone na skrzyżowaniach o najwyższym zapotrzebowaniu na wodę. Drugie podejście Ghimire i Barkdoll [24] oparli na największej masie wody (ang. *mass-based approach*) – czujniki są umieszczone na połączeniach o największej masie uwalnianej wody.

Guan i in. [27] zaproponowali metodę optymalizacyjną wykorzystującą algorytm genetyczny. Przedstawili algorytmiczny proces pętli zamkniętej dla optymalnej lokalizacji czujników wody w systemach dystrybucji wody. Model opiera się na funkcji jednocelowej, jednak sugerowana funkcja celu zawiera wiele czynników, takich jak czas wykrycia, objętość wody zanieczyszczonej czy niezawodność optymalnego systemu. W ten sposób naśladuje wielocelowe podejście optymalizacyjne.

Gueli [28] sformułował rozwiązanie polegające na zastosowaniu modelu drapieżnika-ofiary (ang. *predator-prey*), opartego na procesie ewolucyjnym optymalizacji wielocelowej. Wdrożony algorytm ma na celu rozwiązanie problemu wykrycia zanieczyszczenia ograniczonego czujnikiem. Oczekiwany czas detekcji, oczekiwana populacja narażona na zanieczyszczenie, oczekiwane zapotrzebowanie i prawdopodobieństwo wykrycia zanieczyszczenia są czterema funkcjami celu branyymi pod uwagę przy ocenie potencjalnego rozwiązania problemu. Proponowana metodologia jest oparta na wdrażaniu modelu ekosystemu.

Huang i in. [32] zaproponowali wielokryterialny algorytm genetyczny powiązany ze statystyczną metodą obróbki danych. Opracowana metodologia pozwala na rozpoznanie optymalnego zestawu stacji monitorowania z uwzględnieniem trzech celów: czasu opóźnienia detekcji, prawdopodobieństwa detekcji, liczby ludności dotkniętej zanieczyszczeniem przed jego wykryciem.

Do rozwiązania problemu lokalizacji czujników i do wykrywania potencjalnie szkodliwych zanieczyszczeń w systemach dystrybucji wody Propato

i Piller [60] zastosowali mieszane programowanie liniowe całkowitoliczbowe (ang. *mixed integer linear program*). Trachtman [66] zaproponował podejście do projektowania lokalizacji czujników „Strawman” – metodę heurystyczną opartą na takich czynnikach, jak rozkład przestrzenny populacji, ciśnienia i wzorców przepływu, a także krytyczna lokalizacji użytkowników.

Wu i Walski [77] posłużyli się optymalizacyjnym zadaniem wielokryterialnym, które zostało rozwiązane za pomocą algorytmu genetycznego ze scenariuszami zanieczyszczenia symulowanymi przy użyciu metody Monte Carlo.

Isovitich & VanBriesen [33] do rozmieszczenia czujników wykorzystali system informacji geograficznej oraz analizę chi-kwadrat. Analiza ta bada relacje między umieszczeniem czujnika i średnim oraz osiągalnym średnim zapotrzebowaniem na wodę. Eliminuje również skutki nakładania się lokalizacji czujników i pozwala na sprawdzenie, czy czujniki są umieszczane w węzłach z wysokim średnim zapotrzebowaniem na wodę i/lub wysokim osiągalnym średnim zapotrzebowaniem na wodę.

Weickgenannt [74, 75] zastosował algorytm genetyczny NSGA-II kompromisu i ryzyka do umiejscowienia czujników. Sformułowane przez niego zadanie optymalizacji miało dwa cele: zminimalizowanie ryzyka zanieczyszczenia i zmniejszenie liczby stosowanych czujników. Pierwszy cel wyrażał prawdopodobieństwo, że zestaw czujników nie wykryje zanieczyszczenia i związanej z nim ilości zanieczyszczonej wody, która jest zużywana przed wykryciem, natomiast drugi cel działał jako substytut kosztów pobierania próbek.

Kowalski [35, 36, 38, 39, 45] opracował własną metodę lokalizowania stacji pomiarowych, opartą na elementach teorii geometrii fraktalnej. Za podstawę oceny prawidłowości wskazań lokalizacji punktów pomiarowych systemu monitoringu jakości wody przyjął elementy teorii ryzyka. W metodyce tej wyodrębniono istotne parametry ryzyka, takie jak: objętość wody w sieci nieobjętej monitoringiem, maksymalny czas detekcji zanieczyszczenia od momentu jego pojawienia się oraz względny czas tej detekcji odniesiony do objętości wody w monitorowanej sieci. Do warunków niezbędnych do zastosowania tej metody należy zaliczyć przede wszystkim konieczność zbierania danych dotyczących nie tylko sieci wodociągowej, ale także planu zagospodarowania przestrzennego jednostki osadniczej oraz potrzebę lokalizowania i charakteryzowania głównych odbiorców wody.

Dwa różne podejścia do rozwiązania problemu optymalizacji rozmieszczenia czujników zanieczyszczenia w sieciach dystrybucji wody przedstawili Ehsani i Afshar [18]. Za najistotniejsze cele z punktu widzenia rozwiązania zagadnienia uznali prawdopodobieństwo wykrycia i oczekiwany czas detekcji wykrycia. W pierwszym przypadku połączyli dwa cele w jedno sformułowanie i rozwiązali problem jako jednocelowy. W drugim przypadku zastosowali algorytm genetyczny NSGA-II do rozwiązania problemu umiejscowienia czujnika, rozważając oba cele osobno w formie problemu optymalizacji wielocelowej. Obie

te metody charakteryzowały się dobrą skutecznością w znalezieniu rozwiązań do lokalizacji czujników.

4. Podsumowanie

Monitoring sieci wodociągowej może obejmować parametry hydrauliczne, jakościowe i techniczne. Kompleksowy monitoring wszystkich tych parametrów jest warunkiem niezbędnym do sprawnego funkcjonowania przedsiębiorstw wodociągowych. Jednakże ze względu na duże koszty zakupu i montażu czujników nie wszędzie jest on w pełni wdrażany. Niniejsza praca przedstawia główne problemy związane z monitoringiem jakości przesyłanej wody, przede wszystkim kwestię lokalizacji reprezentatywnych punktów pomiaru jakości wody. Ze względu na fakt, że każda sieć wodociągowa jest inna reprezentatywność punktów w obrębie poszczególnych sieci również będzie inna. Wybór miejsc poboru próbek zależy od wielu czynników, m.in. od struktury geometrycznej sieci, warunków hydraulicznych w niej panujących, od znajomości analiz historycznych zmian jakości wody ujmowanej, uzdatnianej i włączanej do sieci wodociągowej.

Przedstawiony przegląd literatury wskazuje na intensywny rozwój metod wyboru lokalizacji punktów pomiarowych na przestrzeni ostatnich dziesięcioleci, będący następstwem rosnącego zainteresowania monitoringiem jakości wody w sieciach wodociągowych. Wyróżnia się metody heurystyczne, które pozwalają znaleźć rozwiązanie przybliżone, lecz nie optymalne, np. metoda Churcha i RaVellea, a także metody optymalizacyjne polegające na maksymalizacji lub minimalizacji funkcji celu, np. metoda Ostfelda. Pomimo wielu metod lokalizacji czujników wciąż brakuje jednej, referencyjnej w stosunku do innych, optymalnej metody, która pozwoliłaby na właściwe rozmieszczenie czujników w sieci wodociągowej. Ostfeld w pracy [56] udowodnił, że nawet w obrębie jednej sieci wodociągowej różne metody wskazują inne lokalizacje rozmieszczania czujników, choć część z nich się powtarza. Świadczy to o dużej złożoności zagadnienia lokalizacji punktów monitoringu jakości wody oraz o konieczności dalszego poszukiwania metody, która byłaby uniwersalna dla wszystkich sieci wodociągowych.

Literatura

- [1] Aasgaard G., Berg J.D., Nesgard B., Ratnaweera H., Wathne B.M., Degestand K., Lenes G.: On-line monitoring of water quality: Hygienic control, increased treatment efficiency, updated environmental information and cost reduction, 13 Special Subject. IWSA World Congress, Madrid 1997, pp. SS13-1-HSS13-4.
- [2] Al-Zahrani M.A.: Identifying water quality sampling stations in Al-Khobar water distribution system. Kingdom of Saudi Arabia, Arab Gulf Journal of Scientific Research, vol. 22, issue 3, 2004, pp. 130-137.

- [3] Al-Zahrani M.A., Moeid K.: Locating optimum water quality monitoring stations in water distribution system. ASCE World Water & Environmental Resources Congress, 2001, pp. 393-402.
- [4] Al-Zahrani M.A., Moeid K.: Optimizing water quality monitoring stations using genetic algorithms. *Arabian Journal for Science and Engineering*, no. 28(1B), 2003, pp. 57-75.
- [5] Berger-Wolf T., Hart W., Saia J.: Discrete sensor placement problems in distribution networks. *Mathematical and Computer Modelling*, no. 42(13), 2005, pp. 1385-1396.
- [6] Berry J.W., Hart W.E., Phillips C.A., Uber J.: A general integer-programming-based framework for sensor placement in municipal water networks. ASCE World Water and Environmental Resources Congress 2004, pp. 455-465.
- [7] Berry J.W., Hart W.E., Phillips C.A., Watson J.P.: A facility location approach to sensor placement optimization. Proc. of 8th Annual Water Distribution System Analysis Symposium, Cincinnati 2006.
- [8] Berry J.W., Hart W.E., Phillips C.A., Watson J.-P.: Scalability of integer programming computations for sensor placement in water networks. ASCE World Water and Environmental Resources Congress, 2005, pp. 281-293.
- [9] Berry J.W., Fleischer L., Hart W.E., Phillips C.A., Watson, J.-P.: Sensor placement in municipal water networks. *ASCE Journal of Water Resources Planning and Management*, no. 131(3), 2005, pp. 237-243.
- [10] Berry J.W., Hart W.E., Phillips C.A., Uber J.G., Watson J.-P.: Validation and assessment of integer programming sensor placement models. ASCE World Water and Environmental Resources Congress, 2005, pp. 55-65.
- [11] Carr R., Greenberg H., Hart W., Konjevod G., Lauer E., Lin H., Morrison T., Phillips C.: Robust optimization of contaminant sensor placement for community water systems. *Mathematical Programming*, no. 107(1), 2006, pp. 337-356.
- [12] Church R., ReVelle C.: The maximal covering location problem. *Papers in Regional Science*, no. 32(1), 1974, pp. 101-118.
- [13] Dojlido J., Zerbe J.: *Instrumentalne metody badania wody i ścieków*. Arkady, Warszawa 1997.
- [14] Dorini G., Jonkergouw P., Kapelan Z., Savic D.: SLOTS: Effective algorithm for sensor placement in water distribution systems. *Journal of Water Resources Planning and Management Division*. ASCE, no. 136 (6), 2010, pp. 620-628.
- [15] Dorini G., Jonkergouw P., Kapelan Z., di Pierro F., Khu S.T., Savic D.A.: An efficient algorithm for sensor placement in water distribution systems. Proc. of 8th Annual Water Distribution System Analysis Symposium, Cincinnati 2006, pp. 1-13.
- [16] Du Preez L.A., Husselmann A.J., Acton N.R., Lange L.: Establishing a network of on-line monitors at the purification works and in the distribution network of Rand Water. *Wat. Sci. Tech.*, vol. 37, no. 9, 1998, pp. 65-71.
- [17] Dyrektywa Rady 98/83/EC z dnia 3 listopada 1998 r. dotycząca jakości wody przeznaczonej do konsumpcji przez ludzi. *Official Journal of the European Communities*. No. L. 330.5.12.98. pp. 32-54.
- [18] Ehsani N., Afshar A.: Optimization of contaminant sensor placement in water distribution networks: Multi-objective approach. *Water Distribution Systems Analysis*, 2010, pp. 338-346.

-
- [19] Eliades D., Polycarpou M.: Iterative deepening of Pareto solutions in water sensor Networks. Proc. of 8th Annual Water Distribution System Analysis Symposium, Cincinnati 2006.
- [20] Eliades D., Polycarpou M.: Security issues in drinking water distribution networks. Proc. of the International Workshop on Computational Intelligence in Security for Information Systems CISIS'08 Advances in Soft Computing, vol. 53, 2009, pp. 69-76.
- [21] Eliades D., Polycarpou M.: Security of water infrastructure systems critical information infrastructure security lecture notes in computer science, vol. 5508, 2009, pp. 360-367.
- [22] Gatel D., Servais P., Block J.C., Bonne P., Cavard J.: Microbiological water quality management in the Paris suburbs distribution system. *Aqua*, vol. 49, no. 5, 2000, pp. 231-241.
- [23] Geldreich E.E.: Microbial quality of water supply in distribution systems. CRC Lewis Publishers, London 1996.
- [24] Ghimire S.R., Barkdoll B.D.: A heuristic method for water quality sensor location in a municipal water distribution system: Mass related based approach. Proc. of 8th Annual Water Distribution System Analysis Symposium, Cincinnati 2006.
- [25] Ghimire S.R., Barkdoll B.D.: Heuristic method for the battle of the water network sensors: Demand-based approach. Proc. of 8th Annual Water Distribution System Analysis Symposium, Cincinnati 2006.
- [26] Grimmefalt J., Johansson C.: Sampling for determination of the drinking water quality in Goteborg's distribution system, 6 Special Subject. IWSA World Congress, Madrid 1997, pp. SS6-4-SS6-7.
- [27] Guan J., Aral M.M., Maslia M.L., Grayman W.M.: Optimization model and algorithms for design of water sensor placement in water distribution systems. Proc. of 8th Annual Water Distribution System Analysis Symposium, Cincinnati 2006.
- [28] Gueli R.: Predator-prey model for discrete sensor placement. Proc. of 8th Annual Water Distribution System Analysis Symposium, Cincinnati 2006.
- [29] Guidelines for drinking-water quality, 2nd ed., vol. 1., Recommendations. WHO, 2004.
- [30] Harmant P., Nace A., Kiene L., Fotoohi F.: Optimal supervision of drinking water distribution network. ASCE 29th Annual Water Resources Planning and Management Conference, 1999, pp. 52-60.
- [31] Hermanowicz W., Dojlido J., Dożańska W., Koziorowski B.: Fizyczno-chemiczne badanie wody i ścieków, wyd. 2. Arkady, Warszawa 1999.
- [32] Huang J.J., McBean E.A., James W.: Multiobjective optimization for monitoring sensor placement in water distribution systems. Proc. of 8th Annual Water Distribution System Analysis Symposium, Cincinnati 2006.
- [33] Isovitsch S.L., VanBriesen J.M.: Sensor placement and optimization criteria dependencies in a water distribution system. *Journal of Water Resources Planning and Management*, no. 134(2), 2008, pp. 186-196.
- [34] Kessler A., Ostfeld A., Sinai G.: Detecting accidental contaminations in municipal water networks. *ASCE Journal of Water Resources Planning and Management*, no. 124(4), 1998, p. 192-198.

- [35] Kowalski D.: Nowe metody opisu struktur sieci wodociągowych do rozwiązywania problemów ich projektowania i eksploatacji. PAN, Komitet Inżynierii Środowiska, Monografie, vol. 80, 2011.
- [36] Kowalski D., Kowalska B.: Fractal classification of water supply networks. Proc. of 11th International Conference on Computing and Control for the Water Industry Urban Water Management: Challenges and Opportunities. Exeter, 5-9.09.2011, vol. 3, pp. 323-329.
- [37] Kowalski D., Kwietniewski M.: Problem lokalizacji punktów pomiarowych w systemach monitoringu sieci wodociągowych. Gaz, Woda i Technika Sanitarna, nr 6/2009, s. 24-29.
- [38] Kowalski D., Kowalska B., Kwietniewski M.: Metoda lokalizacji punktów pomiaru jakości wody w systemie monitoringu sieci wodociągowej. Ochrona Środowiska, nr 3/2013.
- [39] Kowalski D., Kowalska B., Kwietniewski M.: Propozycja metodyki oceny prawidłowości lokalizacji punktów monitorowania jakości wody w sieciach wodociągowych. Mat. konf. GIS „Modelowanie i monitoring w zarządzaniu systemami wodociągowymi i kanalizacyjnymi”. Warszawa 04.04.2011, s. 87-90.
- [40] Krause A., Leskovec J., Guestrin C., VanBriesen J., Faloutsos C.: Efficient sensor placement optimization for securing large water distribution networks. Journal of Water Resources Planning and Management, vol. 134, no. 6, 2008, p. 516-526.
- [41] Krause A., Leskovec J., Isovitsch S., Xu J., Guestrin C., VanBriesen J., Small M., Fischbeck P.: Optimizing sensor placements in water distribution systems using submodular function maximization. Proc. of 8th Annual Water Distribution System Analysis Symposium, Cincinnati 2006.
- [42] Kumar A., Kansal M.L., Arora G.: Identification of monitoring stations in water distribution system. ASCE Journal of Environmental Engineering, no. 123(8), 1997, pp. 746-752.
- [43] Kumar A., Kansal M.L., Arora G., Ostfeld A., Kessler A.: Detecting accidental contaminations in municipal water networks. ASCE Journal of Water Resources Planning and Management, no. 125(5), 1999, pp. 308-310.
- [44] Kwietniewski M. (red.), Gębski W., Wronowski N.: Monitorowanie sieci wodociągowych i kanalizacyjnych. Wyd. Polskie Zrzeszenie Inżynierów i Techników Sanitarnych, Monografie, seria: Wodociągi i Kanalizacja, nr 10, Warszawa 2005.
- [45] Kwietniewski M., Chudzicki J., Kowalski D., Kowalska B., Miszta-Kruk K., Wąsowski J.: Metodologia zarządzania jakością i ciśnieniem wody w sieciach wodociągowych. Projekt Badawczy Własny nr 4942/B/T02/2008/34 realizowany w latach 2008-2011. Gaz, Woda i Technika Sanitarna, nr 3/2012, s. 117-121
- [46] Kwietniewski M., Kowalska B., Wąsowski J., Chudzicki J., Kowalski D., Miszta-Kruk K.: Problematyka zarządzania jakością wody w systemach dystrybucji. Gaz Woda i Technika Sanitarna, nr 3/2012, s. 117-121
- [47] Lee B., Deininger R.: Optimal locations of monitoring stations in water distribution system. ACSE Journal of Environmental Engineering, no. 118(1), 1992, pp. 4-16.
- [48] Leksykon naukowo-techniczny, wyd. piąte poprawione i uzupełnione. Wydawnictwo Naukowo-Techniczne, Warszawa 2001.
- [49] Levi Y.: Maintaining water quality in distribution systems. Mat. Międzynarodowej Konferencji „Zaopatrzenie w Wodę Miast i Wsi”, Poznań 1996, pp. 225-235.

- [50] Matia L., Canto J., Lupon J., Salvatella N., Prats N., Alonso J.: The integral management of quality control in a public water supply through automatic control stations: A future perspective, 13 Special Subject. IWSA World Congress, Madrid 1997, pp. SS13-9-SS13-13.
- [51] Ostfeld A., Salomons E.: Optimal early warning monitoring system layout for water networks security: Inclusion of sensors sensitivities and response delays. *Civil Engineering and Environmental Systems*, no. 22(3), 2005, pp. 151-169.
- [52] Ostfeld A., Salomons E.: Optimal layout of early warning detection stations for water distribution systems security. *ASCE Journal of Water Resources Planning and Management*, no. 130(5), 2004, p. 377-385.
- [53] Ostfeld A., Salomons E.: Securing water distribution systems using online contamination monitoring. *ASCE Journal of Water Resources Planning and Management*, no. 131(5), p. 402-405
- [54] Ostfeld A., Salomons E.: Sensor network design proposal for the battle of the water sensor networks BWSN. *Proc. of 8th Annual Water Distribution System Analysis Symposium*, Cincinnati 2006.
- [55] Ostfeld A., Kessler A., Goldberg I.: A contaminant detection system for early warning in water distribution networks. *Engineering Optimization*, no. 36(5), 2004, pp. 525-538.
- [56] Ostfeld A. et al.: The battle of the water sensor networks (BWSN): A design challenge for engineers and algorithms. *Journal of Water Resources Planning and Management*, no. 134(6), 2008, pp. 556-568.
- [57] PN-EN 805:2002: Zaopatrzenie w wodę. Wymagania dotyczące systemów zewnętrznych i ich części składowych.
- [58] PN-EN ISO 5667-1:2008: Wytyczne dotyczące opracowywania programów pobierania próbek i technik pobierania próbek.
- [59] Preis A., Ostfeld A.: Multiobjective sensor design for water distribution systems security. *Proc. of 8th Annual Water Distribution System Analysis Symposium*, Cincinnati 2006.
- [60] Propato M., Piller O.: Battle of the water sensor networks. *Proc. of 8th Annual Water Distribution System Analysis Symposium*, Cincinnati 2006.
- [61] Rozporządzenie Ministra Zdrowia z dnia 29 marca 2007 r. w sprawie wymagań dotyczących jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi (Dz.U. z dnia 06.04.2007 r. Nr 61, poz. 417 z późn. zm.).
- [62] Shastri Y., Diwekar U.: Sensor placement in water networks: A stochastic programming approach. *ASCE Journal of Water Resources Planning and Management*, no. 132(3), 2006, pp. 192-203.
- [63] Studziński J.: Wspomaganie zarządzania miejskim przedsiębiorstwem wodociągowym za pomocą informacji z systemów monitoringu i mapy numerycznej. *Polskie Stowarzyszenie Zarządzania Wiedzą*, seria: Studia i Materiały, nr 14, 2008.
- [64] Sudoł M.: Monitoring jakości wody w systemie jej dystrybucji w świetle danych literaturowych i badań własnych. *Gaz, Woda i Technika Sanitarna*, nr 3/2007, s. 17-22.
- [65] Sudoł M.: Monitoring sieci wodociągowej dla potrzeb oceny niezawodności dostawy wody o wymaganej jakości. *Politechnika Warszawska*, Warszawa 2005.

- [66] Trachtman G.B.: A 'strawman' common sense approach for water quality sensor site selection. Proc. of 8th Annual Water Distribution System Analysis Symposium, Cincinnati 2006.
- [67] Tryby M.E., Uber J.G.: Representative water quality sampling in water distribution systems. ASCE World Water and Environmental Resources Congress 2001, pp. 404-413.
- [68] Tryby M.E., Boccelli D.L., Uber J.G., Rossman L.A.: Facility location model for booster disinfection of water supply networks. ASCE Journal of Water Resources Planning and Management, no. 128(5), 2002, p. 322-333.
- [69] Uber J., Janke R., Murray R., Meyer P.: Greedy heuristic methods for locating water quality sensors in distribution systems. Critical Transitions in Water and Environmental Resources Management, 2004, pp. 1-9.
- [70] Urbaniak A., Winkowski M.: Monitorowanie pracy sieci wodociągowej na obszarze aglomeracji miejskiej. Mat. Międzynarodowej Konferencji „Zaopatrzenie w wodę miast i wsi”, Poznań 1996, s. 619-635.
- [71] Ustawa o zbiorowym zaopatrzeniu w wodę i odprowadzaniu ścieków. Dz.U. z dnia 13 lipca 2001 r. Nr 72, poz. 747.
- [72] Watson J.-P., Greenberg H.J., Hart W.E.: A multiple-objective analysis of sensor placement optimization in water networks. ASCE World Water and Environmental Resources Congress, 2004, pp. 456-465.
- [73] Watson J.-P., Hart W.E., Berry J.W.: Scalable high-performance heuristics for sensor placement in water distribution networks. ASCE World Water and Environmental Resources Congress, 2005, pp. 282-29.
- [74] Weickgenannt M., Kapelan Z., Blokker M., Savic D.: Optimal sensor placement for the efficient contaminant detection in water distribution systems. Water Distribution Systems Analysis, 2008, pp. 1-10.
- [75] Weickgenannt M., Kapelan Z., Blokker M., Savic D.A.: Risk-based sensor placement for contaminant detection in water distribution systems. ASCE Journal of Water Resources Planning and Management Division, no. 136 (6), 2010, pp. 629-636.
- [76] Woo H.-M., Yoon J.-H., Choi D.-Y.: Optimal monitoring sites based on water quality and quantity in water distribution systems. ASCE World Water and Environmental Resources Congress, 2001, p. 397-405.
- [77] Wu Z.Y., Walski T.: Multiobjective optimization of sensor placement in water distribution systems. Proc. of 8th Annual Water Distribution System Analysis Symposium, Cincinnati 2006.

METHODS OF DETERMINING LOCALIZATIONS OF WATER QUALITY MONITORING POINTS IN A WATER DISTRIBUTION SYSTEM – REVIEW

S u m m a r y

One of the elements of water quality management in water distribution networks is water quality monitoring. Its aim is to control and evaluate the quality of the water supply, as well as early detect contaminant events and quickly respond to them. In most countries, the existing regulations require monitoring of water quality, but do not indicate how representative locations of water

quality sensors should be defined. The currently applicable law regulations only specify the range of indications and frequency of doing research in water supply systems. The choice of appropriate measurement points of water quality in a water distribution system is a complex problem and it is crucial in the planning of monitoring. It requires a good knowledge of the hydraulic conditions of the network, as well as analysis of historical changes in the quality of water from intake, treated and supply to the water network. Due to the lack of specific guidelines for the location of measurement points for the monitoring of water distribution system, a large number of methods were created to enable locating sampling points in water distribution system but so far no universal method that would be a reference in relation to others has been chosen. Because of the wide variety of location methods of water quality testing points, there is a need to develop a methodology of evaluating their effectiveness. This paper provides an overview of the literature concerning water quality monitoring. It identifies the problems associated with the monitoring of water quality and provides an overview of the methods used to determine the location of water quality monitoring points.

Keywords: water network, monitoring, water quality, sensor placement

Przesłano do redakcji: 15.12.2014 r.

Przyjęto do druku: 28.03.2015 r.

DOI: 10.7862/rb.2015.6

Ryszarda IWANEJKO¹

KOLEJNE SPOJRZENIE NA WARTOŚĆ OCZEKIWANĄ NIEDOBORU WODY

Jedną z podstawowych miar niezawodności systemów wodociągowych jest średni niedobór wody w systemie ENs. Stanowi on podstawę do wyznaczenia innej miary niezawodności tzw. uogólnionego wskaźnika niezawodności Ku. Miara Ku jest interpretowana jako stopień spełnienia wymagań przez system. Tradycyjnie wartość parametru ENs wyznacza się tabelarycznie za pomocą metod przeglądu. W przypadku systemów o znacznej liczbie elementów konieczny jest kompromis pomiędzy dokładnością wyniku a pracochłonnością obliczeń. Najczęściej jednak w praktyce obliczenia ogranicza się do uwzględniania niewielkiej liczby równoczesnych uszkodzeń w systemie bez szacowania popełnianego błędu. Zawsze istnieje ryzyko, że niezany błąd będzie znaczny, a pominięcie go w analizach może skutkować podjęciem złej decyzji. W pracy przedstawiono wzory analityczne służące do wyznaczania wartości oczekiwanej niedoboru wody dla systemów wodociągowych z tzw. ograniczoną nadwyżką produkcji wody. Zostały one uzyskane poprzez dokonywanie przekształceń tradycyjnych wzorów wynikających z metody przeglądu zupełnego przy równoczesnym uwzględnieniu założenia o ograniczonej wielkości nadwyżki produkcji wody. Wyprowadzone formuły stanowią istotne uzupełnienie wzorów opracowanych przez innego autora dla tzw. systemów zrównoważonych [3]. Obydwa wzory pozwalają na uzyskanie dokładnej oceny średniej ilości wody niedostarczonej odbiorcom ENs przy niewielkim nakładzie pracy. Łatwość wyznaczenia ENs z jednej strony upraszcza przeprowadzanie analiz niezawodnościowych systemów wodociągowych i kanalizacyjnych, a z drugiej może przyczynić się do poszerzenia stosowalności miar ENs oraz Ku dla innych systemów i nadania im innych interpretacji wynikających ze specyfiki tych systemów.

Słowa kluczowe: niezawodność, uszkodzenie, średni niedobór wody, metody przeglądu, system zaopatrzenia w wodę, system z nadwyżką produkcji wody

1. Wprowadzenie

Rak w pracy [3] przypomniał historię wprowadzenia do podstawowych miar niezawodności systemów wodociągowych tzw. uogólnionego wskaźnika niezawodności Ku. Ten oryginalny globalny wskaźnik wywodzi się z „krakowskiej szkoły niezawodności” profesora Artura Wieczystego. Po raz pierwszy me-

¹ Ryszarda Iwanejko, Politechnika Krakowska, ul. Warszawska 24, 31-155 Kraków, tel. 12 6282552, riw@vistula.wis.pk.edu.pl

tość wyznaczania tej miary zaprezentowano w 1984 roku [6]. Miara Ku wyraża się wzorem $Ku = 1 - ENs/Qw$, gdzie ENs – oczekiwany niedobór wody w systemie, Qw – wymagana wydajność systemu, najczęściej równa wydajności nominalnej Qn. Średni niedobór ENs jest obliczany po wyznaczeniu stanów elementarnych systemu (i), prawdopodobieństw ich zajścia (Psi) oraz niedoborów wody w i -tych stanach systemu (Nsi) jako: $ENs = \sum_i Nsi \cdot Psi$. W obliczeniach

uwzględnia się zidentyfikowane na analizowanym poziomie dekompozycji systemu dwustanowe elementy systemu. W każdym i -tym stanie elementarnym systemu uwzględnia się kombinacje ich stanów zdatności i niezdatności. Miara Ku interpretowana jako stopień spełnienia wymagań przez system jest jedną z globalnych miar niezawodności systemu. Natomiast średni niedobór wody ENs stał się podstawą do wprowadzenia nowych miar: wartości oczekiwanej przekroczenia normy wskaźnika jakości wody [2, 4] oraz bezwzględnego ryzyka niedoboru wody [5]. Tym nowym analogicznym miarom można nadać nową interpretację i wykorzystać je w innych analizach. Jak sugeruje Rak [3], nowe zastosowania mogą mieć oczekiwane wartości innych wielkości, np. stężeń czy ładunków zanieczyszczeń, mocy ciepłej.

Wartość ENs wyznacza się za pomocą metod przeglądu. Stosuje się dokładną metodę przeglądu zupełnego (MPZ), jeśli liczba elementów systemu była niewielka, albo przybliżoną metodę przeglądu częściowego (MPCz), jeśli liczba elementów systemu była znaczna. W drugim przypadku ograniczenie liczby uwzględnianych stanów elementarnych pozwala na ograniczenie pracochłonności metody, lecz równocześnie wymagane jest oszacowanie błędu metody ε [1]. W praktyce najczęściej nie szacuje się tego błędu, zakładając, że pominięcie stanów elementarnych z dużą liczbą równoczesnych uszkodzeń (k) oznacza popełnienie niewielkiego błędu. W pracy [3] autor wskazał możliwość uproszczenia sposobu wyznaczania wartości ENs dla zrównoważonych systemów zaopatrzenia w wodę i zastąpienia metody tabelarycznej wzorami analitycznymi. Jak się okazuje, możliwe jest również wyznaczanie ENs dla pewnych systemów z nadwyżką produkcji. W niniejszej pracy przedstawiono stosowne wzory analityczne.

W dalszej części stosuje się następujące oznaczenia: J – liczba uwzględnianych dwuelementowych elementów działających i uszkodzających się niezależnie, j – numer elementu ($j = 1, \dots, J$), Q_j – wydajność j -tego elementu, K_j – wartość stacjonarnego wskaźnika gotowości j -tego elementu, N_j – niedobór wynikający z niesprawności j -tego elementu, Q_p – możliwości produkcyjne systemu równe $Q_p = \sum_{j=1..J} Q_j$, ΔQ_p – nadwyżka mocy produkcyjnej w systemie zaopatrzenia w wodę równa $\Delta Q_p = Q_p - Q_w$, gdzie Q_w – wymagana wydajność systemu, Q_{si} – możliwa wydajność systemu w i -tym stanie elementarnym, N_{si} – niedobór systemu w jego i -tym stanie elementarnym, Psi – prawdopodobieństwo zajścia i -tego stanu elementarnego, ENs – średni niedobór wody w systemie, EQs

– średnia wydajność systemu, k – liczba równoczesnych uszkodzeń w systemie ($k = 0, \dots, J$).

2. Oczekiwany niedobór wody dla systemów zrównoważonych

System zaopatrzenia w wodę jest zrównoważony, jeśli maksymalna moc produkcyjna wszystkich układów zasilania w wodę Q_p jest równa maksymalnemu zapotrzebowaniu na wodę Q_n . Wówczas wszystkie układy zasilania w wodę tworzą strukturę szeregową, czyli zachodzi: $\Delta Q_p = 0$ oraz $Q_w = Q_n$. Uogólniając i formalizując zaprezentowaną w pracy [3] metodykę wyznaczania oczekiwanego niedoboru wody, można napisać:

$$EN_s = \sum_{j=1}^J (1 - K_j) \cdot Q_j = \sum_{j=1}^J EN_j \quad (1)$$

lub równoważnie

$$EN_s = Q_n - \sum_{j=1}^J K_j \cdot Q_j = Q_n - EQ_s \quad (2)$$

Wzór (1) wskazuje na możliwość wyznaczania średniego niedoboru wody dla całego systemu jako sumę przeciętnych niedoborów EN_j wynikających z niesprawności poszczególnych niezależnie uszkodzających się j -tych elementów (tu: układów zasilania w wodę). Wzór (2) umożliwia wyznaczenie EN_s jako różnicy wydajności wymaganej Q_w i spodziewanej wydajności systemu EQ_s . W obu wzorach uproszczenia wynikają z właściwości addytywności wartości oczekiwanej. Obydwa wzory są intuicyjnie zrozumiałe, logiczne i proste w użyciu.

3. Oczekiwany niedobór wody dla systemów z nadwyżką produkcji

Przedstawiono wzory analityczne do określenia EN_s dla systemów z tzw. ograniczoną nadwyżką produkcji wody. Warunkiem tej ograniczoności jest, by możliwa nadwyżka produkcji wody ΔQ_p nie przekraczała możliwości produkcyjnych żadnego z istniejących układów zasilania w wodę:

$$\Delta Q_p \leq \min \{ Q_1, Q_2, \dots, Q_J \} \quad (3)$$

Warunek ten oznacza, że podczas wyznaczania EN_s za pomocą metod przeglądu realna nadwyżka produkcji może wystąpić tylko w jednym stanie elementarnym systemu, gdy wszystkie elementy są zdadne ($k = 0$). Dla pozostałych stanów

elementarnych systemu zachodzi $Q_{si} \leq Q_n$. Przyjęcie tego warunku (3) było konieczne do przekształcania wzorów ogólnych. Przy warunku $Q_w = Q_n$ wartości Q_{si} oraz N_{si} można wyznaczać jako:

$$Q_{si} = \min \left\{ \sum_{j \text{ spr}} Q_j; Q_n \right\} \quad \text{oraz} \quad N_{si} = Q_n - Q_{si} \quad (4)$$

albo

$$Q_{si} = \sum_{j \text{ spr}} Q_j \quad \text{oraz} \quad N_{si} = \max \{ Q_n - Q_{si}; 0 \} \quad (5)$$

W pierwszym przypadku, przy braku zbiorników wody uzdatnionej wydajność systemu w i-tym stanie elementarnym Q_{si} nie przekracza Q_n , więc może zachodzić jedynie relacja $Q_{si} \leq Q_n$. W drugim przypadku Q_{si} oznacza maksymalną możliwą wydajność systemu w i-tym stanie elementarnym, gdzie np. przy konieczności uzupełnienia zapasu wody uzdatnionej w zbiorniku może zachodzić relacja $Q_{si} > Q_n$. W obu przypadkach uzyskuje się tę samą wartość niedoboru wody w i-tym stanie systemu N_{si} . Jak widać, w obu przypadkach wystąpienie funkcji „minimum” albo „maksimum” uniemożliwia przekształcanie i upraszczanie wzorów na ENs, i w rezultacie wyprowadzenie ogólnych wzorów analitycznych dla sytuacji ogólnej. Jak wspomniano, uzyskanie i stosowanie ogólnych wzorów analitycznych jest możliwe jedynie po spełnieniu przez elementy systemu warunku (3). Dalej przedstawiono wywody, analityczne wzory oraz przykłady dla systemu z ograniczoną nadwyżką produkcji spełniającego warunek (3).

Najpierw rozważmy prosty przypadek, gdy liczba układów zasilania w wodę wynosi $J = 2$. Oczekiwany niedobór wody ENs można wyznaczyć za pomocą MPZ (tab. 1.). Wyznaczając ENs metodą tradycyjną, należy obliczyć $ENs = \sum_{i=1}^4 N_{si} \cdot P_{si}$. Działając na oznaczeniach ogólnych i dokonując szeregu przekształceń, uzyskuje się wynik:

$$ENs = Q_n \cdot (1 - K_1 \cdot K_2) - Q_1 \cdot K_1 \cdot (1 - K_2) - Q_2 \cdot K_2 \cdot (1 - K_1) \quad (6)$$

Dla systemu zrównoważonego, tj. gdy $Q_n = Q_1 + Q_2$, wzór ten upraszcza się do postaci $ENs = Q_n - K_1 \cdot Q_1 - K_2 \cdot Q_2$. Po przekształceniach uzyskano postać wzoru (2).

Przykład 1.

W pewnym systemie zaopatrzenia w wodę (SZW) istnieją dwa układy zasilania w wodę (UZW). Znane są możliwości produkcyjne tych układów oraz ich

niezawodności równe odpowiednio $Q1 = 60\% Q_n$, $Q2 = 70\% Q_n$ oraz $K1 = 0,89$, $K2 = 0,92$. Wyznaczamy $Q_p = 130\% Q_n$ oraz $\Delta Q_p = 30\% Q_n$. Jak widać, warunek (3) został spełniony. Obliczenia prowadzi się tabelarycznie (tab. 2.).

Tabela 1. Ogólna tabela stanów dwuelementowego systemu z nadwyżką produkcji spełniającego warunek (3)

Table 1. General table of statuses of a two- element system with a production surplus, meeting the condition (3)

i	Stany elementów		Psi	Qsi [%Qn]	Nsi [%Qn]
	1	2			
1	+	+	$K1 \cdot K2$	$Q1 + Q2$	0
2	+	-	$K1 \cdot (1 - K2)$	Q1	$Q_n - Q1$
3	-	+	$(1 - K1) \cdot K2$	Q2	$Q_n - Q2$
4	-	-	$(1 - K1) \cdot (1 - K2)$	0	Q_n

Tabela 2. Wyznaczanie ENs dla przykładowego dwuelementowego systemu z nadwyżką produkcji spełniającego warunek (3)

Table 2. Determination of ENs for a two- element system with a production surplus, meeting the condition (3)

i	Stany elementów		Psi	Qsi [%Qn]	Nsi [%Qn]	Nsi · Psi [%Qn]
	1	2				
1	+	+	0,8188	130	0	0
2	+	-	0,0712	60	40	2,848
3	-	+	0,1012	70	30	3,036
4	-	-	0,0088	0	100	0,88

Otrzymano $ENs = 6,764\% Q_n$. Na podstawie wzoru (6) otrzymuje się $ENs = Q_n \cdot (1 - 0,89 \cdot 0,92) - 0,6Q_n \cdot 0,89 \cdot (1 - 0,92) - 0,7Q_n \cdot 0,92 \cdot (1 - 0,89) = 0,06764Q_n$. Jak widać, wzór (6) „sprawdził się”. Uzyskano dokładny wynik, taki jak za pomocą MPZ, ale mniejszym nakładem pracy.

Rozpatrzmy teraz przykład, gdy liczba układów zasilana w wodę wynosi $J = 3$. Ogólne wzory dla poszczególnych stanów systemu zawiera tab. 3. Postępując analogicznie, po przekształceniach uzyskuje się wzór ogólny:

$$ENs = Q_n \cdot (1 - K1 \cdot K2 \cdot K3) - Q1 \cdot K1 \cdot (1 - K2 \cdot K3) - Q2 \cdot K2 \cdot (1 - K1 \cdot K3) - Q3 \cdot K3 \cdot (1 - K1 \cdot K2) \quad (7)$$

Przykład 2.

Liczba układów zasilania w wodę w pewnym SZW wynosi $J = 3$. Dane są: $Q1 = 40\%Q_n$, $Q2 = 50\%Q_n$, $Q3 = 30\%Q_n$, $K1 = 0,95$, $K2 = 0,97$ oraz $K3 = 0,9$. Jak widać, $\Delta Q_p = 20\%Q_n$, co oznacza że warunek (3) jest spełniony. MPZ dla ogólnego przypadku przedstawiono w tab. 3., natomiast kroki obliczania ENs dla analizowanego przypadku zawiera tab. 4.

Tabela 3. Ogólna tabela stanów systemu trójelementowego systemu z nadwyżką produkcji spełniającego warunek (3)

Table 3. General table of statuses of a three- element system with a production surplus, meeting the condition (3)

i	Stany elementów			Psi	Qsi [%Qn]	Nsi [%Qn]
	1	2	3			
1	+	+	+	$K1 \cdot K2 \cdot K3$	$Q1 + Q2 + Q3$	0
2	+	+	-	$K1 \cdot K2 \cdot (1 - K3)$	$Q1 + Q2$	$Q_n - Q1 - Q2$
3	+	-	+	$K1 \cdot (1 - K2) \cdot K3$	$Q1 + Q3$	$Q_n - Q1 - Q3$
4	-	+	+	$(1 - K1) \cdot K2 \cdot K3$	$Q2 + Q3$	$Q_n - Q2 - Q3$
5	-	-	+	$(1 - K1) \cdot (1 - K2) \cdot K3$	$Q3$	$Q_n - Q3$
6	-	+	-	$(1 - K1) \cdot K2 \cdot (1 - K3)$	$Q2$	$Q_n - Q2$
7	+	-	-	$K1 \cdot (1 - K2) \cdot (1 - K3)$	$Q1$	$Q_n - Q1$
8	-	-	-	$(1 - K1) \cdot (1 - K2) \cdot (1 - K3)$	0	Q_n

Tabela 4. Wyznaczanie ENs dla przykładowego trójelementowego systemu z nadwyżką produkcji spełniającego warunek (3)

Table 4. Determination of ENs for a three- element system with a production surplus, meeting the condition (3)

i	Stany elementów			Psi	Qsi [%Qn]	Nsi [%Qn]	Nsi·Qsi [%Qn]
	1	2	3				
1	+	+	+	0,82935	120	0	0
2	+	+	-	0,09215	90	10	0,9215
3	+	-	+	0,02565	70	30	0,7695
4	-	+	+	0,04365	80	20	0,873
5	-	-	+	0,00135	30	70	0,0945
6	-	+	-	0,00485	50	50	0,2425
7	+	-	-	0,00285	40	60	0,171
8	-	-	-	0,00015	0	100	0,015

Wartość ENs wyznaczona za pomocą MPZ wynosi $ENs = \sum_{i=1}^8 Nsi \cdot Psi =$
 $= 3,087\%Q_n$. Za pomocą wzoru (7) uzyskuje się wynik $ENs = 100 \cdot (1 - 0,95 \times$
 $\times 0,97 \cdot 0,9) - 40 \cdot 0,95 \cdot (1 - 0,97 \cdot 0,9) - 50 \cdot 0,97 \cdot (1 - 0,95 \cdot 0,9) - 30 \cdot 0,9 \times$

$\times (1 - 0,95 \cdot 0,97) = 3,087\%Q_n$. Jak widać, obliczenie ENs przeprowadzone metodą analityczną jest proste i szybkie.

Na podstawie wzoru (7) można było napisać wzór ogólny słuszny dla dowolnej liczby elementów J w systemie z nadwyżką produkcji spełniającym warunek (3):

$$ENs = Q_n \cdot \left(1 - \prod_{j=1}^J K_j \right) - \sum_{j=1}^J Q_j \cdot K_j \cdot \left(1 - \prod_{\substack{m=1..J \\ m \neq j}} K_m \right) \quad (8)$$

Wzór (8) sprawdzono dla szeregu systemów, dla których $J > 3$ oraz zachodził warunek (3). Wartość ENs wyznaczano najpierw za pomocą MPZ (stany elementarne generowano za pomocą specjalnie napisanej procedury w VBA), a następnie za pomocą wzoru (8). We wszystkich przypadkach uzyskano idealną zgodność wyników. Zamieszczono jeden z przykładów testowych.

Przykład 3.

Dane są: $J = 5$, $Q_1 = Q_2 = 30\%Q_n$, $Q_3 = Q_4 = Q_5 = 20\%Q_n$ oraz $K_1 = \dots = K_5 = K_e = 0,9$. Stąd $\Delta Q_p = 20\%Q_n$. Warunek (3) jest spełniony. Najpierw przeprowadzono obliczenie ENs za pomocą MPZ. Liczba wszystkich stanów elementarnych wynosi $I(MPZ) = 2^5 = 32$ (tab. 5.).

Stosując pracochłonną MPZ, uzyskano wynik $ENs = 3,8098\%Q_n$. Natomiast na podstawie wzoru (8) otrzymano: $ENs = Q_n \cdot (1 - K_1 \cdot K_2 \cdot K_3 \cdot K_4 \cdot K_5) - Q_1 \cdot K_1 \cdot (1 - K_2 \cdot K_3 \cdot K_4 \cdot K_5) - Q_2 \cdot K_2 \cdot (1 - K_1 \cdot K_3 \cdot K_4 \cdot K_5) - Q_3 \cdot K_3 \cdot (1 - K_1 \cdot K_2 \cdot K_4 \cdot K_5) - Q_4 \cdot K_4 \cdot (1 - K_1 \cdot K_2 \cdot K_3 \cdot K_5) - Q_5 \cdot K_5 \cdot (1 - K_1 \cdot K_2 \cdot K_3 \cdot K_4)$. Dla danych przyjętych w przykładzie otrzymano: $ENs = 100 \cdot (1 - 0,9^5) - 2 \cdot 30 \cdot 0,9 \cdot (1 - 0,9^4) - 3 \cdot 20 \cdot 0,9 \cdot (1 - 0,9^4) = 3,8898\% Q_n$. Ten sam dokładny wynik uzyskano nieporównywalnie mniejszym nakładem pracy.

Na koniec należy jeszcze raz wyraźnie podkreślić, że wzór (8) pozostaje słuszny jedynie dla przypadków spełniających warunek (3). Jeśli warunek nie jest spełniony, to wyznaczenie ENs jest możliwe jedynie za pomocą metod przeglądu.

Przykład 4.

Liczba układów zasilania w wodę w pewnym SZW wynosi $J = 3$. Dane są: $K_1 = 0,95$, $K_2 = 0,97$ oraz $K_3 = 0,9$. Jak widać, $\Delta Q_p = 50\%Q_n$, co oznacza, że warunek (3) nie jest spełniony. Wartość ENs wyznaczona za pomocą MPZ wynosi $ENs = 1,404\%Q_n$, przy zastosowaniu zaś wzoru (8) $ENs = 0,9675\%Q_n$. Przyczyną niezgodności wyników jest niemożność uniwersalnego zastąpienia funkcji maksimum określającej niedobór we wzorze (5) przez proste wyrażenie

Tabela 5. Wyznaczanie ENs dla przykładowego pięcioelementowego systemu z nadwyżką produkcji spełniającego warunek (3)

Table 5. Determination of ENs for a five- element system with a production surplus, meeting the condition (3)

i	Stany elementów					Pi	Qsi [%Qn]	Nsi [%Qn]	Ni*Pi [%Qn]
	e1	e2	e3	e4	e5				
1	+	+	+	+	+	0,59049	120	0	0
2	+	+	+	+	-	0,06561	100	0	0
3	+	+	+	-	+	0,06561	100	0	0
4	+	+	-	+	+	0,06561	100	0	0
5	+	-	+	+	+	0,06561	90	10	0,6561
6	-	+	+	+	+	0,06561	90	10	0,6561
7	+	+	+	-	-	0,00729	80	20	0,1458
8	+	+	-	+	-	0,00729	80	20	0,1458
9	+	+	-	-	+	0,00729	80	20	0,1458
10	+	-	+	+	-	0,00729	70	30	0,2187
11	+	-	+	-	+	0,00729	70	30	0,2187
12	+	-	-	+	+	0,00729	70	30	0,2187
13	-	+	+	+	-	0,00729	70	30	0,2187
14	-	+	+	-	+	0,00729	70	30	0,2187
15	-	+	-	+	+	0,00729	70	30	0,2187
16	-	-	+	+	+	0,00729	60	40	0,2916
17	+	+	-	-	-	0,00081	60	40	0,0324
18	+	-	+	-	-	0,00081	50	50	0,0405
19	+	-	-	+	-	0,00081	50	50	0,0405
20	+	-	-	-	+	0,00081	50	50	0,0405
21	-	+	+	-	-	0,00081	50	50	0,0405
22	-	+	-	+	-	0,00081	50	50	0,0405
23	-	+	-	-	+	0,00081	50	50	0,0405
24	-	-	+	+	-	0,00081	40	60	0,0486
25	-	-	+	-	+	0,00081	40	60	0,0486
26	-	-	-	+	+	0,00081	40	60	0,0486
27	+	-	-	-	-	9E-05	30	70	0,0063
28	-	+	-	-	-	9E-05	30	70	0,0063
29	-	-	+	-	-	9E-05	20	80	0,0072
30	-	-	-	+	-	9E-05	20	80	0,0072
31	-	-	-	-	+	9E-05	20	80	0,0072
32	-	-	-	-	-	1E-05	0	100	0,001

algebraiczne. Podczas tworzenia tabeli MPZ, zgodnie z wzorem (5) dla stanu elementarnego $(-, +, +)$, tj. dla 4. wiersza tabeli MPZ, maksymalna możliwa produkcja wody wynosi $Qs4 = Q2 + Q3 = 110\%Qn$, a niedobór $Ns4 = 0$. Natomiast wyznaczony niedobór za pomocą wzoru ogólnego z tab. 3., słusznego jedynie w przypadku, gdy jest spełniony warunek (3), jest ujemny i wynosi $Qn - Q2 - Q3 = 100 = 50 - 60 = -10\%Qn$. W tym przykładzie w przypadku przeprowadzania obliczeń jedynie za pomocą wzoru (8) nie uzyskano żadnego sygnału

o nieprawidłowości wyniku, co może być groźne w skutkach. W niektórych sytuacjach (np. gdy $Q1 = Q2 = Q3 = 60\%Q_n$) za pomocą wzoru (8) uzyskano ujemną wartość oczekiwanego niedoboru wody $ENs = -2,852\%Q_n$, co już zwraca uwagę przeprowadzającego obliczenia. Dlatego bardzo ważne jest sprawdzenie warunku (3), który jest warunkiem stosowalności uproszczonego wzoru analitycznego (8).

4. Podsumowanie

W pracy rozwinięto metodykę wyznaczania wartości oczekiwanej niedoboru wody wskazaną dla systemów zrównoważonych w pracy [3]. Wyprowadzono nowy prosty wzór służący do wyznaczania wartości średniego niedoboru dla systemów z nadwyżką produkcji wody przy pewnym ograniczeniu dotyczącym wydajności poszczególnych elementów. Wobec uproszczenia metody wyznaczania ENs możliwe jest wykorzystanie tej miary w innych niż dotychczasowe zastosowania.

Literatura

- [1] Iwanejko R.: Analiza błędów metod wyznaczania miar niezawodności obiektów komunalnych na przykładzie systemu zaopatrzenia w wodę. Czasopismo Techniczne, nr 3-Ś/2009, s. 21-38.
- [2] Rak J.: Niezawodność systemu uzdatniania wód powierzchniowych. Zeszyty Naukowe Politechniki Rzeszowskiej Budownictwo i Inżynieria Środowiska, z. 20, 1993.
- [3] Rak J.: Nowe spojrzenie na metodę wartości oczekiwanej niedoborów wody. Gaz, Woda i Technika Sanitarna, nr 2014/11, s. 426-429.
- [4] Rak J., Wiczysty A.: Próba wprowadzenia wskaźników niezawodności dla wody do picia i na potrzeby gospodarcze w aspekcie jej jakości. Mat. konf. „Zagadnienia zaopatrzenia w wodę miast i wsi”, t. 2, Wydaw. PZiTS O/Poznań, Poznań 1988, s. 11-24.
- [5] Tchórzewska-Cieślak B.: Metody analizy i oceny ryzyka awarii podsystemu dystrybucji wody. Oficyna Wydawnicza Politechniki Rzeszowskiej, Rzeszów 2011.
- [6] Wiczysty A., Lubowiecka T.: Niezawodność systemów zaopatrzenia w wodę miasta. Mat. XIV Seminarium Projektantów Wodociągów. Wydaw. PZiTS O/Kraków, Zakopane 1984.

ANOTHER LOOK AT THE EXPECTED VALUE OF WATER SHORTAGE

Summary

The average water shortage in the ENs system is one of the principal measures of reliability of water supply systems. It provides a basis for determination of other reliability measure, so-called general reliability index K_u . K_u is as measure that determines the system compliance with the preset conditions. Traditionally, ENs is determined in tables by the survey methods. For systems

with a large number of elements it is necessary to compromise between the accuracy of the result and labor-consuming calculations. Most often, the calculations are limited to a small number of simultaneous faults within the system, without estimating the error. However, there is always a risk that an unknown error will be significant, and its omission may result in a bad decision. The paper presents analytical equations that enable to determine the expected water shortage for the water-supply systems with the so-called limited surplus water production. They result from transformation of traditional formulas, resulting from the complete review method, while taking into account the assumptions about limitations of the surplus water production. The new formulas are an important supplement to equations developed by another author, for the so-called sustainable systems [3]. Both models help to assess easily and accurately the average amount of water that was not delivered to the ENs customers. On one hand, easy to determine ENs simplifies the reliability analyzes of water supply and sewerage systems; on the other hand, it can contribute to broader application of the ENs and Ku measures in other systems, and give them another interpretations, specific for the nature of the system

Keywords: reliability, failure, average water shortage, methods of survey, water supply system, system with a water production surplus

Przesłano do redakcji: 13.12.2014 r.

Przyjęto do druku: 28.03.2015 r.

DOI: 10.7862/rb.2015.7

Ryszarda IWANEJKO¹
Jarosław BAJER²

ROZWAŻANIA O WYBRANYCH METODACH WYZNACZANIA NIEZAWODNOŚCI SYSTEMU KANALIZACJI GRAWITACYJNEJ

Systemy kanalizacyjne są ważnymi obiektami infrastruktury miejskiej. Obecnie są przebudowywane i rozbudowywane, nadal jednak zawierają dużo obiektów bardzo wyeksploatowanych, co rzutuje na ich stan techniczny i niezawodność. Badania eksploatacyjne systemów kanalizacyjnych i metod szacowania ich niezawodności były dotychczas prowadzone w różnych ośrodkach naukowych w dość szerokim zakresie, jednak wobec potrzeby ciągłego ich doskonalenia i rozwijania powinny być nadal kontynuowane. Jedną z podstawowych miar dobrze charakteryzujących niezawodność kanalizacji jest uogólniony wskaźnik niezawodności K_u oparty na średniej ilości nieodprowadzonych ścieków EN. Wartość miary EN wyznacza się za pomocą metod przeglądu stanów pracy systemu. Jeśli uwzględnia się wszystkie możliwe stany elementarne systemu, to ogromnym nakładem pracy uzyskuje się wynik dokładny. Jeśli ogranicza się liczbę stanów, to uzyskuje się wynik obciążony błędem. W praktyce błąd metody jest nieznan. Inną możliwością jest wyznaczenie tych miar za pomocą symulacyjnej metody Monte-Carlo. Uzyskane z symulacji wyniki na mocy prawa wielkich liczb pozwalają na wyznaczenie punktowych i przedziałowych estymatorów szacowanych miar. W pracy przedstawiono podstawy matematyczne metody Monte-Carlo i metod przeglądu oraz zaprezentowano ich zastosowanie do wyznaczenia EN i K_u dla prostej sieci kanalizacji grawitacyjnej. W pracy przeanalizowano praktyczne aspekty stosowania wymienionych metod szacowania tych miar połączone z oceną ich dokładności i pracochłonności. Przeprowadzone analizy będą przydatne w poszukiwaniu nowej metody: dokładnej, prostej i szybkiej.

Słowa kluczowe: miary niezawodności, metoda Monte-Carlo, metody przeglądu, uszkodzenia, kanalizacja grawitacyjna

¹ Autor do korespondencji/corresponding author: Ryszarda Iwanejko, Politechnika Krakowska, ul. Warszawska 24, 31-155 Kraków, tel. 12 6282552, riw@vistula.wis.pk.edu.pl

² Jarosław Bajer, Politechnika Krakowska

1. Wprowadzenie

Systemy kanalizacyjne (SK) są obok systemów wodociągowych (SW), gazowniczych i ciepłowniczych strategicznymi systemami infrastruktury miejskiej. Badania niezawodności i bezpieczeństwa SK zostały zapoczątkowane znacznie później niż badania pozostałych systemów. Podstawową różnicą między systemami wodociągowymi i kanalizacyjnymi jest czas ujawniania się awarii. Awarie w systemach zaopatrzenia w wodę ze względu na ciśnieniowy charakter ich pracy są wykrywane bardzo szybko. Podobnie szybko ujawniają się awarie w kanalizacji niekonwencjonalnej, natomiast w systemach kanalizacji konwencjonalnej awarie mogą pozostawać niewykryte przez długi czas. Ponadto uszkodzenia systemów kanalizacyjnych mają swoje skutki nie tylko dla mieszkańców, lecz przede wszystkim dla środowiska naturalnego (np. zanieczyszczenie gruntu i powierzchni terenu, a czasami wód podziemnych, zalewanie obiektów podziemnej infrastruktury miejskiej, podtapianie fundamentów budynków czy też katastrofy kanalizacyjne). Systemy kanalizacji ogólnospławnej wykazują też większą zależność od natury (podczas ulewnych deszczy natężenie przepływu jest nawet kilkaset razy większe od natężenia przepływu ścieków bytowo-gospodarczych). Dodatkowo uszczelnianie powierzchni uniemożliwiająca infiltrację wody do gruntu powoduje lokalne podtopienia i wybijanie studzienek kanalizacyjnych. Specyficznymi cechami kanalizacji są: jej „drzewiasta” struktura, wielostanowość oraz konieczność ciągłej pracy przy zmiennych obciążeniach [9]. Wspomniana specyfika SK wymaga odpowiedniego doboru miar (wskaźników) niezawodności oraz metod szacowania ich wartości.

Dla obiektów wodociągowych i kanalizacyjnych oprócz typowych miar niezawodności stosowanych dla innych systemów technicznych (T_p – średniego czasu pracy między awariami, T_n – średniego czasu naprawy, K – stacjonarnego współczynnika gotowości) stosuje się często miarę uwzględniającą specyfikę ich pracy. Jest to tzw. uogólniony wskaźnik niezawodności K_u , wprowadzony do analiz niezawodności tych obiektów przez A. Wieczystego [19]. Do wyznaczenia wartości tej i innych miar niezawodności można stosować różne metody, w tym:

- analityczne (np. metody przeglądu, wzory analityczne, metodę minimalnych przekrojów niesprawności),
- stochastyczne (np. oparte na procesach Markowa (m.in. metoda grafów)),
- symulacyjne (np. Monte-Carlo),
- statystyczne.

W literaturze można znaleźć podstawy teoretyczne tych metod oraz ich praktyczne zastosowanie do analizy niezawodności systemów kanalizacyjnych [1, 5-7, 8-17]. Jak dotąd nie dokonano jednak oszacowania ich dokładności i pracochłonności, w tym metod stosowanych do wyznaczenia wartości miary K_u , co skłoniło autorów do zajęcia się tą problematyką. W niniejszej pracy ana-

lizie poddano przede wszystkim ocenę miary K_u wyznaczanej za pomocą metod przeglądu i metody Monte-Carlo.

2. Uogólniony wskaźnik niezawodności

Jak już wspomniano, jedną z podstawowych miar dobrze opisującą z punktu widzenia niezawodności działanie systemu kanalizacyjnego jest uogólniony wskaźnik niezawodności K_u wyrażony wzorem:

$$K_u = 1 - \frac{EN}{Q_w} \quad (1)$$

gdzie: EN – średnia ilość nieodprowadzonych ścieków (w wodociągach – średni niedobór dostarczanej wody), Q_w – ilość ścieków, którą należy odprowadzić z danego terenu.

Średnią ilość nieodprowadzonych ścieków, umownie nazywaną dalej też średnim niedoborem (tutaj niedobór ilości nieodprowadzonych ścieków), tradycyjnie wyznacza się za pomocą metod przeglądu jako wartość oczekiwaną ilości ścieków nieodprowadzonych w poszczególnych stanach systemu:

$$EN = \sum_{i \in E0} N_i \cdot P_i \quad (2)$$

gdzie: i – numer stanu elementarnego systemu, P_i – prawdopodobieństwo zajęcia tego stanu, N_i – ilość ścieków nieodprowadzonych w tym stanie, $E0$ – zbiór stanów niesprawności.

Dla podstawowego przypadku przyjmuje się $Q_w = Q_n$ (gdzie Q_n – nominalna ilość ścieków, na którą projektuje się system kanalizacyjny), choć czasem w uzasadnionych przypadkach rozważa się sytuacje np. $Q_w = 0,8Q_n$. W przypadku gdy nie uwzględnia się wszystkich stanów elementarnych, średni niedobór należałoby raczej wyznaczać, równoważąc prawdopodobieństwa uwzględnianych stanów jako:

$$EN = \left(\sum N_i \cdot P_i \right) : \left(\sum P_i \right) \quad (3)$$

co prowadzi do uzyskania trochę dokładniejszych wyników EN . Stosowanie wzoru (3) nie jest powszechne, więc w dalszej części średni niedobór wyznaczało za pomocą wzoru (2).

Inną możliwością wyznaczenia objętości nieodprowadzonych ścieków EN jest zastosowanie tzw. metody dekompozycji i ekwiwalentowania [11]. W meto-

dzie tej dokonuje się stopniowego wydzielania fragmentów sieci w kształcie litery „Y” i ich zamiany na równoważny fikcyjny kanał. Dla każdego fragmentu „Y”, tj. dla trzech odcinków, uwzględnia się możliwość zajścia co najwyżej jednego uszkodzenia. Takie uproszczenie może być przyczyną uzyskania niedokładnych wyników, co trudno ocenić, gdyż w metodzie tej nie szacuje się możliwego błędu.

3. Stosowanie metod przeglądu w praktyce

Wyróżnia się dwie metody przeglądu: zupełny (MPZ) i częściowy (MPCz). Metody te różnią się pracochłonnością i dokładnością obliczeń. Pierwsza z nich MPZ uwzględnia wszystkie stany elementarne systemu w liczbie $I(\text{MPZ}) = 2^n$, gdzie n – liczba uwzględnianych elementów systemu. Jest metodą dokładną, choć pracochłonną. W praktyce, prowadząc ręczne obliczenia, metodę najczęściej stosuje się dla $n \leq 4$. MPCz uwzględnia jedynie najbardziej prawdopodobne stany systemu, co oznacza, że analizę ogranicza się do stanów z maksymalną liczbą równoczesnych uszkodzeń k_{\max} . Liczbę uwzględnianych stanów elemen-

tarnych określa się wówczas jako $I(\text{MPCz}) = \binom{n}{0} + \binom{n}{1} + \dots + \binom{n}{k_{\max}}$. Wyniki

uzyskane za pomocą MPCz w dalszej części oznaczano przez $K(\text{MPCz})$, $K_u(\text{MPCz})$ i $EN(\text{MPCz})$. MPCz jest metodą przybliżoną, co z kolei oznacza konieczność oszacowania popełnianego błędu ε . Analizę dokładności metod teorii niezawodności przeprowadzono w pracach [3, 4]. Dla dokładnych wartości K i K_u uzyskano następujące oszacowania:

$$K(\text{MPCz}) \leq K \leq K(\text{MPCz}) + \varepsilon \quad (4)$$

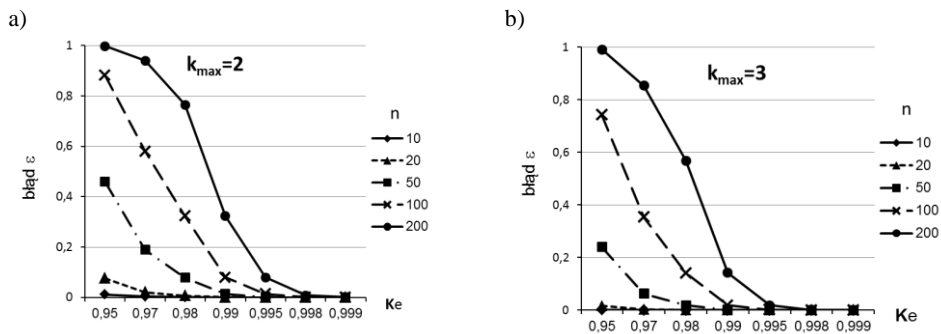
oraz

$$K_u(\text{MPCz}) - \varepsilon \leq K_u \leq K_u(\text{MPCz}) \quad (5)$$

gdzie błąd metody jest prawdopodobieństwem zajścia stanów pomijanych i wynosi $\varepsilon = P(k > k_{\max})$ lub równoważnie $\varepsilon = 1 - P(k \leq k_{\max})$. Błąd ε jest maksymalnym możliwym błędem. Przy wyznaczaniu K_u zostanie on osiągnięty w najbardziej niekorzystnym przypadku, gdy wszystkie pomijane stany niezawodnościowe systemu będą stanami niesprawności, w których zostanie osiągnięty maksymalny niedobór równy $N_i = Q_w$. W rzeczywistości wielkość niedoboru N_i , który realizuje się w i -tym stanie elementarnym systemu, zależy od struktury systemu oraz parametrów technicznych i technologicznych jego poszczególnych elementów. Natomiast wielkość błędu ε jest niezależna od struktury systemu, zależy od liczby elementów systemu oraz liczby ich równoczesnych uszkodzeń

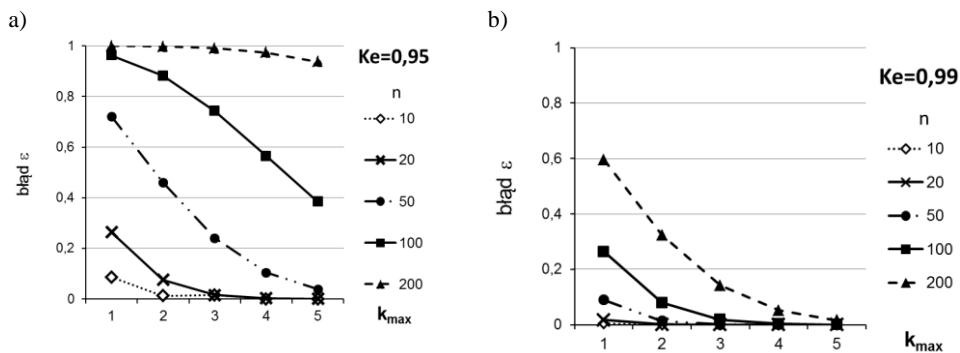
k_{\max} . W przypadku uznania, że oszacowany błąd ε jest zbyt duży należy zwiększyć liczbę uwzględnianych stanów poprzez zwiększenie liczby równoczesnych uszkodzeń k_{\max} . W ten sposób w MPCz umożliwia się sterowanie dokładnością wyników.

Dalej przeanalizowano wartość maksymalnego błędu ε . Do analizy przyjęto najprostszy przypadek, gdy wszystkie uwzględniane elementy e są jednorodne, tzn. $K_1 = K_2 = \dots = K_n = K_e$. Badano przypadki, gdy K_e przyjmowało wybrane wartości z zakresu od 0,95 do 0,999. Wariantowano również liczbę elementów i przyjmowano $n = 10, 20, 50, 100$ i 200 . Wielkości błędów ε w zależności od wartości K_e dla $k_{\max} = 2$ i $k_{\max} = 3$ oraz różnej liczby elementów n przedstawiono na rys. 1., zmiany wielkości tych błędów w zależności od wartości k_{\max} określonych dla różnej liczby elementów i przyjętych wartości K_e (0,95 i 0,99) zaś na rys. 2.



Rys. 1. Błędy ε dla maksymalnej liczby równoczesnych uszkodzeń: a) $k_{\max} = 2$, b) $k_{\max} = 3$

Fig. 1. ε -errors for the maximum number of simultaneous failures: a) $k_{\max} = 2$, b) $k_{\max} = 3$



Rys. 2. Błędy ε dla przypadków: a) $K_e = 0,95$, b) $K_e = 0,99$

Fig. 2. ε -errors for: a) $K_e = 0,95$, b) $K_e = 0,99$

Jak widać na rys. 1. i 2., wraz ze wzrostem liczby elementów systemu n niezależnie od niezawodności elementów K_e wzrasta również błąd ε , przy czym im większe jest K_e , tym błąd jest mniejszy. Ponadto dla systemów większych (np. $n = 50$) i przy elementach, które nie są wysoce niezawodne, błąd dla $k_{\max} = 2$ może się okazać jeszcze zbyt duży (np. dla $K_e = 0,98$ błąd ε wynosi 0,0784), wówczas byłoby wskazane zwiększenie dokładności metody i uwzględnienie stanów z liczbą uszkodzeń $k_{\max} = 3$. To oznaczałoby konieczność uwzględnienia

dodatkowo $\binom{50}{3} = 1960$ stanów elementarnych systemu. W rezultacie błąd zma-

łałby do wartości $\varepsilon = 0,0178$ (rys. 1.). Dla systemów dużych, złożonych ze „średnio” niezawodnych elementów (np. $n = 50$, $K_e = 0,95$), nawet dla $k_{\max} = 3$, czyli dla dużej liczby uwzględnianych stanów elementarnych uzyskuje się błąd $\varepsilon = 0,2396$ (rys. 2.). Możliwy do akceptacji błąd $\varepsilon = 0,0378$ uzyskaliby się dopiero dla $k_{\max} = 5$, co oznaczałoby konieczność uwzględnienia łącznie

$\sum_{k=0}^6 \binom{50}{k} = 2\,139\,587$ stanów elementarnych systemu. Przy tradycyjnym prowa-

dzeniu obliczeń taki scenariusz jest nie do przyjęcia. Ręczne wypisywanie dodatkowych stanów elementarnych byłoby uciążliwe, a nawet przy dużej uwadze, dokładności i staranności osoby przeprowadzającej obliczenia popełnienie błędów byłoby wysoce prawdopodobne. Procedurę można zautomatyzować, lecz wiązałyby się to z dodatkowym czasem i kosztami. W praktyce wielu autorów stosuje MPCz dla $k \leq 2$, zaznaczając jedynie, że wynik jest przybliżony i stwierdzając, że prawdopodobieństwo pomijanych członów jest zanedbywalnie małe (notabene bez dokonania oszacowania możliwego popełnianego błędów).

4. Metoda symulacyjna Monte-Carlo

W celu uzyskania dokładniejszych wartości EN oraz K_u rozważano możliwość zastosowania symulacji komputerowej. Procedurę symulacyjną napisano w języku VBA w aplikacji EXCEL. Podstawowymi danymi przyjętymi w symulacji były: liczba elementów systemu n i wartości niezawodności poszczególnych elementów systemu (K_1, K_2, \dots, K_n).

Aby móc wnioskować o przydatności metody M-C, należy losowo wygenerować $I(M-C)$ stanów elementarnych systemu. Taki zbiór $I(M-C)$ symulowanych stanów nazywano dalej jednym przebiegiem symulacji. Liczbę symulacji w jednym przebiegu przyjmowano kolejno: $I(M-C) = 100, 500, 1000, 5000$ i 10000 .

Wyniki każdej symulacji są punktowymi estymatorami dokładnych wartości K oraz K_u . Dla każdego przebiegu symulacyjnego przy ustalonych K_e oraz $I(M-C)$ uzyskuje się losowe przybliżenia dokładnych wartości miar oraz informacje dodatkowe np. o liczbie wygenerowanych stanów z liczbą równocześnie uszkodzonych elementów $k = 0, 1, \dots, 5$. Przeprowadzając m niezależnych

przebiegów symulacji, otrzymano $K(M-C;1) \dots K(M-C;2)$ oraz $K_u(M-C;1) \dots K_u(M-C;m)$. Przyjmując do dalszych analiz wartości uśrednione (z m przebiegów symulacji)

$$K(M-C) = \frac{1}{m} \sum_{j=1}^m K(M-C; j) \quad (6)$$

oraz

$$K_u(M-C) = \frac{1}{m} \sum_{j=1}^m K_u(M-C; j) \quad (7)$$

zgodnie w prawem wielkich liczb Chinczyna [2], zwiększa się dokładność wyników końcowych.

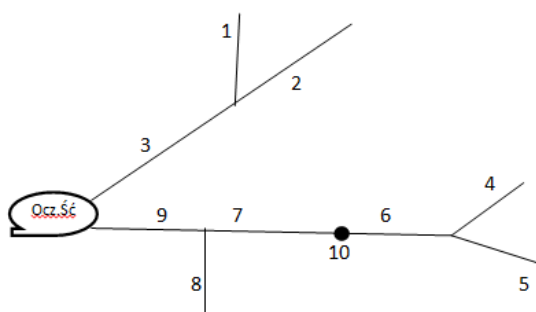
5. Przykłady obliczeniowe

Przydatność stosowania w praktyce przedstawionych metod M-C i MPCz oceniono, przeprowadzając obliczenia testowe dla dwóch rodzajów kanalizacji, tj. dla kanalizacji grawitacyjnej i podciśnieniowej. W niniejszej pracy zaprezentowano przebieg obliczeń i analizę ich wyników dla systemu kanalizacji grawitacyjnej, natomiast w części 2. [6] – dla systemu kanalizacji podciśnieniowej. W pracy [6] zamieszczono także wnioski końcowe i podsumowanie dotyczące podjętej tematyki. Opierając się na wynikach analiz błędów MPCz (pkt 3.), do każdego z systemów zastosowano najpierw bardziej obiecującą symulacyjną metodę Monte-Carlo, a dopiero później MPCz. Jest oczywiste, że proces wyznaczania miar niezawodności, najpierw EN, a później K_u , w obu przypadkach jest podobny. Jediną różnicą jest sposób wyznaczania niedoborów N_i dla poszczególnych stanów niezawodnościowych systemów. W przypadku kanalizacji podciśnieniowej, gdzie niesprawność dowolnego przykanalika, węzła opróżniającego (studzienka z zaworem opróżniającym) czy też podłączeniowego rurociągu podciśnieniowego skutkuje niedoborem równym ilości wytwarzanych ścieków przez podłączony obiekt, a niesprawność elementów głównych (zbiorczy rurociąg podciśnieniowy, stacja próżniowo-pompowa) powoduje niesprawność całego systemu, wyznaczanie N_i jest prostsze. Natomiast w przypadku kanalizacji grawitacyjnej niedobory N_i są równe albo dopływom z powierzchni cząstkowych (w przypadku awarii zbieraczy), albo sumie dopływów do kanałów leżących powyżej kanału uszkodzonego i dopływu do kanału uszkodzonego (w przypadku awarii kanałów zbiorczych – kolektorów). Jednak sposób wyznaczania N_i nie powinien mieć wpływu na słuszność wniosków końcowych. Dlatego dla tych dwóch przypadków nie zamieszczano rezultatów takich samych analiz (choć je przeprowadzono), lecz przedstawiono różne uzupełniające się

typy analiz. Więcej uwagi poświęcono kanalizacji grawitacyjnej, gdyż ten rodzaj kanalizacji jest najczęściej spotykany.

6. Przykład systemu kanalizacji grawitacyjnej

Obliczenia prowadzono dla uproszczonej sieci kanalizacyjnej grawitacyjnej (rys. 3.), w której oprócz 9 kanałów uwzględniono jedną lokalną przepompownię ścieków. Objętości ścieków dopływające do poszczególnych kanałów z cząstkowych powierzchni zlewni zestawiono w tab. 1.



Rys. 3. Uproszczony schemat grawitacyjnego systemu kanalizacyjnego: 1-9 – kanały, 10 – lokalna przepompownia ścieków

Fig. 3. Simplified diagram of a gravity sewer: 1-9 – sewers, 10 – local pump station

Tabela 1. Dopływy ścieków do kanałów Q_i [% Q_n] z odpowiadających im cząstkowych powierzchni zlewni

Table 1. Discharges to sewers Q_i [% Q_n] from assigned parts of the catchment area

Numer kanału	1	2	3	4	5	6	7	8	9	$\sum Q_i$ [% Q_n]
Q_i [% Q_n]	10	7	13	5	12	10	30	6	7	100

Założono przypadek, gdy uszkodzenia kanałów następują w ich dolnych węzłach. Jako kryterium sprawności sieci kanalizacyjnej przyjęto niedobór $N = 0$, czyli $Q_w = Q_n$. Dla przyjętego w ten sposób kryterium dokładną wartość niezawodności systemu (tj. stacjonarnego współczynnika gotowości) można wyznaczyć w sposób analityczny jako:

$$K = \prod_{i=1}^n K_i \quad (8)$$

gdzie: K_i – niezawodność i -tego elementu systemu, n – liczba uwzględnianych elementów systemu.

Ta dokładna wartość K może posłużyć do oceny skuteczności symulacyjnej metody Monte-Carlo (M-C). Do analizy przyjęto przypadek, gdy niezawodności wszystkich elementów były takie same, tj. równe K_e . W czasie obliczeń wariantowano wartość K_e i przyjmowano $K_e = 0,90; 0,95; 0,99$ i $0,995$.

7. Symulacje Monte-Carlo

W czasie symulacji stanów SK na dwóch etapach stosowano metodę odwracania dystrybuanty [20]: najpierw przy generowaniu liczby równoczesnych uszkodzeń k , a później przy wyznaczaniu numerów uszkodzonych elementów. W tabeli 2. zestawiono uśrednione (dla $m = 10$) wartości $K(M-C)$ oraz $K_u(M-C)$.

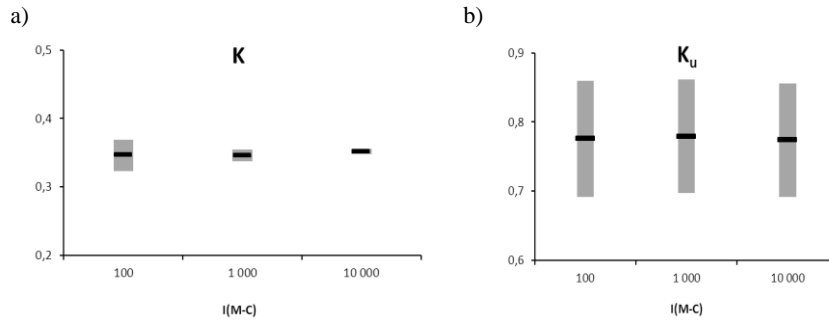
Tabela 2. Wybrane wyniki uzyskane z symulacji Monte-Carlo: uśrednione wartości $K(M-C)$ oraz $K_u(M-C)$ dla przypadków różnej niezawodności elementów K_e i różnej liczby symulacji $I(M-C)$

Table 2. Monte-Carlo simulation results: the average values of $K(M-C)$ and $K_u(M-C)$ for different reliability of K_e elements and a different number of $I(M-C)$ simulations

I(M-C)	K(M-C) K _u (M-C)			
	K _e = 0,9	K _e = 0,95	K _e = 0,99	K _e = 0,995
100	0,35163	0,60690	0,89718	0,94600
	0,77902	0,88615	0,97804	0,98941
1 000	0,34590	0,60570	0,90690	0,94882
	0,77645	0,88340	0,97674	0,98780
10 000	0,34600	0,60216	0,90200	0,95100
	0,77404	0,88323	0,97495	0,98774
Dokładna wartość K	0,34868	0,59874	0,90438	0,95111

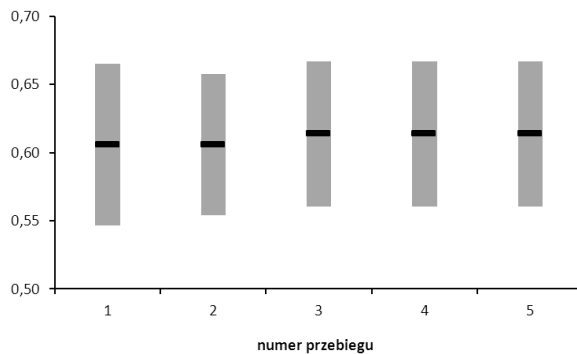
Spełnienie założeń twierdzenia Linderberga-Levy'ego oznacza, że średnie z próby (tu: średnie z wielu przebiegów symulacji $K(M-C)$ oraz $K_u(M-C)$) będą miały w przybliżeniu rozkład normalny [20], to zaś uzasadnia wyznaczanie przedziałów ufności dla wielkości K oraz K_u . Analizując uzyskane wyniki, stwierdzono, że szerokości przedziałów ufności dla miary K (wyznaczone dla tych samych poziomów ufności $1-\alpha = 0,95$) szybko maleją przy wzroście liczby generowanych stanów $I(M-C)$. Przedziały ufności zostały wyznaczone za pomocą ogólnie znanych i stosowanych wzorów [2, 18], których ze względu na ograniczoną objętość pracy nie przytaczano. Niestety nie można tego powiedzieć o przedziałach ufności dla miary K_u (na obu wykresach na rys. 4., 5. w celach porównawczych celowo zachowano tę samą skalę na osi pionowej). Ponadto

przy wzroście liczby symulacji $I(M-C)$ uśrednione wartości $K(M-C)$ są zbieżne do wartości dokładnej K .



Rys. 4. Przedziały ufności i wartości średnie dla miar: a) K , b) K_u dla przypadku $K_e = 0,95$ przy różnej liczbie symulacji $I(M-C)$

Fig. 4. Confidence intervals and the average values for K (a) and K_u (b) measures, $K_e = 0,95$ and a different number of $I(M-C)$ simulations



Rys. 5. Przedziały ufności i średnie dla miary K_u dla $K_e = 0,95$ przy liczbie symulacji $I(M-C) = 1000$

Fig. 5. Confidence intervals and the average values of K_u , $K_e = 0,95$, $I(M-C)$ simulations = 1000

Można zatem przypuszczać, że jeśli przy wzroście $I(M-C)$ wartości $K(M-C)$ są zbieżne do dokładnej wartości K , to również wartości $K_u(M-C)$ powinny być zbieżne do nieznanej, dokładnej wartości K_u . Jednak niepokój budziły generowane stany niesprawności ($k > 1$). Podstawą wyznaczania miary K_u są właśnie stany niesprawności, niektóre z nich charakteryzują się małym prawdopodobieństwami zajścia, lecz za to wysokimi niedoborami. Podczas symulacji niektóre stany nie były w ogóle generowane, a inne były generowane kilkakrotnie. Dlatego podjęto kolejną próbę wyznaczenia miary K_u za pomocą sterowanej metody

przeglądu, co pozwoliłoby na sprawdzenie przydatności metody M-C do wyznaczania miary K_u .

8. Sterowanie dokładnością obliczeń w metodzie przeglądu

W języku VBA napisano procedurę, która umożliwia przeprowadzenie wystarczająco dokładnych obliczeń za pomocą MPCz. Procedura generuje tylko te elementarne stany niezawodnościowe systemu złożonego z n elementów, w których uszkodzonych jest co najwyżej k_{\max} elementów. W programie przyjęto realne ograniczenia: $n \leq 30$ oraz $k_{\max} \leq n$. Za pomocą procedury możliwe jest wygenerowanie wszystkich stanów elementarnych, wówczas metoda staje się MPZ. Jednak w praktyce (poza testowaniem programu) dla dużej liczby elementów n nie zaleca się stosować $k_{\max} = n$. W wyniku działania procedury uzyskuje się wartości $K(\text{MPCz})$, $K_u(\text{MPCz})$ oraz błąd ε .

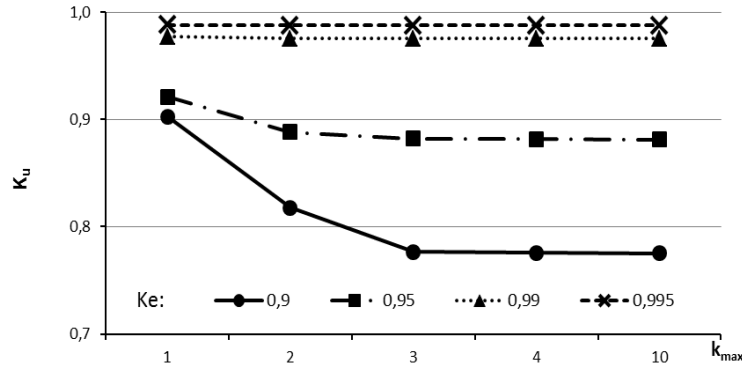
Tabela 3. Wartości K , K_u oraz maksymalny błąd ε dla $n = 50$ uzyskane za pomocą MPCz i MPZ

Table 3. K , K_u and the maximum error ε for $n = 50$; the values obtained with MPCz and MPZ

k_{\max}	Wartości	K_e			
		0,9	0,95	0,99	0,995
1	$K(\text{MPCz})$	0,34868	0,59874	0,90438	0,95111
	$K_u(\text{MPCz})$	0,90276	0,92090	0,97707	0,98800
	ε	0,26390	0,08614	0,00427	0,00110
2	$K(\text{MPCz})$	0,34868	0,59874	0,90438	0,95111
	$K_u(\text{MPCz})$	0,81770	0,88813	0,97525	0,98753
	ε	0,07019	0,01150	0,00011	0,00001
3	$K(\text{MPCz})$	0,34868	0,59874	0,90438	0,95111
	$K_u(\text{MPCz})$	0,78430	0,88204	0,97518	0,98752
	ε	0,01280	0,00103	0,00000	0,00000
4	$K(\text{MPCz})$	0,34868	0,59874	0,90438	0,95111
	$K_u(\text{MPCz})$	0,77658	0,88137	0,97518	0,98752
	ε	0,00163	6,4E-05	2,4E-08	7,7E-10
...					
10	K	0,34868	0,59874	0,90438	0,95111
	K_u	0,77529	0,88132	0,97518	0,98752
	ε	0	0	0	0

Przeprowadzono obliczenia m.in. dla przypadków (tab. 3., rys. 6.):

- $k_{\max} = 1, 2, 3, 4$, co oznaczało zastosowanie MPCz i uzyskanie wyników przybliżonych obarczonych błędem,
- $k_{\max} = n$, co oznaczało zastosowanie MPZ i uzyskanie wyników dokładnych.



Rys. 6. Tempo zbieżności wartości $K_u(\text{MPCz})$ do wartości dokładnej K_u dla $n = 50$ elementów o różnej niezawodności K_e

Fig. 6. Rate of convergence of $K_u(\text{MPCz})$ to the accurate K_u value for elements ($n = 50$) of a different reliability K_e

Należy jeszcze raz podkreślić, że błąd ε szacowany przez prawdopodobieństwa stanów pomijanych w MPCz jest możliwym maksymalnym błędem. Przykładowo, dla $K_e = 0,9$ oraz $k \leq 2$ uzyskano $\varepsilon = 0,07019$. Rzeczywisty błąd, oznaczany tutaj przez Δ , jest jednak mniejszy. Dla miary K uzyskano $\Delta K(\text{MPCz}) = K(\text{MPCz}) - K = 0$ (przy przyjętym kryterium sprawności sieci $Q_w = Q_n$ tylko stan dla $k = 0$ jest stanem sprawności i dlatego wartości $K(\text{MPCz})$ są dokładne). Dla miary K_u uzyskano $\Delta K_u(\text{MPCz}) = K_u(\text{MPCz}) - K_u = 0,04241$, czyli prawie 0,6 maksymalnego błędu teoretycznego ε . Jednak taka ocena typu ex post przy normalnym stosowaniu MPCz nie jest możliwa.

Analizując uzyskane wyniki, stwierdzono, że (tab. 3., rys. 6.):

- 1) gdy wszystkie elementy charakteryzują się wysoką niezawodnością (np. $K_e \geq 0,99$), wystarczająco mały błąd $\varepsilon \leq 0,00011$ uzyskuje się dla MPCz przy $k = 2$,
- 2) gdy wszystkie elementy charakteryzują się średnią niezawodnością (np. $K_e = 0,95$), to dla MPCz i $k_{max} \leq 2$ błąd ε jest średni (jest rzędu 0,0115),
- 3) gdy elementy nie charakteryzują się wysoką niezawodnością (np. $K_e = 0,9$), to dla MPCz i $k_{max} \leq 2$ maksymalny możliwy błąd ε może być nadal uważany za znaczący (ε jest rzędu 0,07019),
- 4) pomimo znacznych wartości błędu ε metody wynikającego z pomijania stanów w MPCz niezależnie od k_{max} i K_e wyznaczone wartości miary $K(\text{MPCz})$ bardzo niewiele różnią się od wartości dokładnej, natomiast wartości miary $K_u(\text{MPCz})$ nie wykazują tej cechy – tempo zbieżności $K_u(\text{MPCz})$ istotnie zależy od niezawodności elementów systemu K_e oraz od uwzględnianej liczby równoczesnych uszkodzeń k .

9. Ocena wyników uzyskanych za pomocą M-C i MPZ

Dysponując dokładnymi wartościami K oraz K_u , dodatkowo dokonano ich porównania z wartościami $K(M-C)$ i $K_u(M-C)$ uzyskanymi za pomocą symulacyjnej metody M-C (tab. 4.). Dla każdej z tych miar wyznaczono błąd metody $\Delta K(M-C) = K(M-C) - K$ oraz $\Delta K_u(M-C) = K_u(M-C) - K_u$. Oczywiście jest, że warunkiem wyznaczenia tych błędów jest znajomość dokładnych wartości K oraz K_u – jest to więc błąd typu ex post.

Tabela 4. Dokładne wartości K oraz K_u uzyskane za pomocą MPZ oraz bezwzględne błędy Δ metody M-C dla wyników uzyskanych z symulacji przy $I(M-C) = 10000$

Table 4. Accurate values of K and K_u obtained from MPZ and absolute errors Δ of the M-C method for the simulation results ($I(M-C) = 10000$)

Dokładne wartości miary, błąd metody	K_e			
	0,9	0,95	0,99	0,995
K	0,34868	0,59874	0,90438	0,95111
$\Delta K(M-C)$	-0,003	0,007	-0,002	-0,005
K_u	0,77529	0,88132	0,97518	0,98752
$\Delta K_u(M-C)$	0,001	0,002	0,002	0,000

Błąd metody M-C przy $I(M-C) = 10\ 000$ dla elementów, dla których $K_e \leq 0,9$ może być porównywany z błędem MPCz przy $k_{\max} = 4$.

10. Podsumowanie

Rzeczywiste systemy kanalizacyjne składają się z wielu elementów, które należy uwzględnić w analizach niezawodnościowych. W dużej części są to obiekty pracujące wiele dziesiątków lat o niezadowalającym stanie technicznym, a co za tym idzie o nienajlepszych parametrach niezawodnościowych. W pracy przedstawiono metody, za pomocą których można wyznaczyć podstawowe parametry niezawodności systemu kanalizacyjnego. Taką miarą jest średnia ilość nieodprowadzonych ścieków EN oraz uogólniony wskaźnik niezawodności K_u , który jest interpretowany jako stopień spełniania wymagań przez system. Przeprowadzono obliczenia dla prostego systemu kanalizacji grawitacyjnej.

Tradycyjnie, przy co najmniej pięciu elementach do wyznaczenia EN i K_u wykorzystano metodę przeglądu częściowego. W przypadku gdy niezawodność elementów była na realnym poziomie $K_e = 0,9$, stwierdzono, że zadowalającą dokładność wyniku uzyskano z uwzględnieniem do $k = 4$ równoczesnych uszkodzeń w systemie. W praktyce obliczenia przeprowadza się zazwyczaj dla $k \leq 2$. Istnieje zatem możliwość uzyskania wyniku obciążonego potencjalnie

dużym, nieznanym i nieszacowanym błędem. Obiecująca symulacyjna metoda Monte-Carlo nie dała zadowalających rezultatów. Wprawdzie uzyskano dużą dokładność dla stacjonarnego współczynnika gotowości systemu K , to jednak inne uwzględniające specyfikę systemu miary (tj. EN , K_u) były obarczone bardzo dużym błędem. Przyczyną może być fakt, że podstawą ich wyznaczania są mało prawdopodobne stany niesprawności systemu. Duży błąd oznacza, że uzyskane wyniki będą nieprzydatne przy podejmowaniu ważnych decyzji dotyczących systemu. Podstawą oceny dokładności obu metod były wyniki uzyskane za pomocą dokładnej metody przeglądu zupełnego, w której stany elementarne systemu wygenerowano automatycznie.

Literatura

- [1] Bajer J., Iwanejko I., Kaptcia J.: Niezawodność systemów wodociągowych i kanalizacyjnych w zadaniach. Podręcznik dla studentów wyższych szkół technicznych. Wydaw. Politechniki Krakowskiej, Kraków 2006.
- [2] Bobrowski D.: Probabilistyka w zastosowaniach technicznych. Wydawnictwo Naukowo-Techniczne, Warszawa 1980.
- [3] Iwanejko R.: Accuracy of reliability measures of water supply and sewage facilities. Scientific problems of machines operation and maintenance. Polish Academy of Sciences, no. 1(157), vol. 44, 2009.
- [4] Iwanejko R.: Analiza błędów metod wyznaczania miar niezawodności obiektów komunalnych na przykładzie systemu zaopatrzenia w wodę. Czasopismo Techniczne PK, nr 3-Ś/2009.
- [5] Iwanejko R.: O praktycznym sposobie dokonania dwuparametrycznej oceny niezawodności systemu za pomocą metody przeglądu. Czasopismo Techniczne PK, z. 8-Ś/2002.
- [6] Iwanejko R., Bajer J.: Rozważania o wybranych metodach wyznaczania niezawodności systemu kanalizacji podciśnieniowej. Journal of Civil Engineering Environment and Architecture, z. 62, no. 1/15, s. 125-136.
- [7] Iwanejko R., Lubowiecka T., Rykała Ł.: Zastosowanie metody Monte-Carlo do oceny niezawodności obiektów wodociągowych. Mat. II Ogólnopolskiej Konferencji Naukowo-Technicznej „Aktualne zagadnienia w uzdatnianiu i dystrybucji wody”, Szczyrk 2003.
- [8] Kaptcia J., Lubowiecka T.: Aplikacja metody drzewa uszkodzeń do oceny niezawodności podsystemu usuwania ścieków. Czasopismo Techniczne PK, z. 8-Ś, 2002.
- [9] Kaptcia J., Lubowiecka T.: Metoda oceny niezawodności funkcjonowania kanalizacji ciśnieniowej. Czasopismo Techniczne PK, z. 7-Ś, 2003.
- [10] Królikowska J.: Niezawodność funkcjonowania i bezpieczeństwa sieci kanalizacyjnej. Wydawnictwo Politechniki Krakowskiej, Monografia 382, seria: Inżynieria Środowiska, Kraków 2010.
- [11] Królikowska J.: Przegląd metod do oceny niezawodności działania sieci kanalizacyjnej. VI Międzynarodowa Konferencja Naukowo-Techniczna „Praktyczne funkcjonowanie przedsiębiorstw wodociągowo-kanalizacyjnych w warunkach rosnących wymagań ekologicznych, ekonomicznych i społecznych”, Szczyrk 2013.

- [12] Królikowska J., Królikowski A.: Analiza porównawcza metod oceny niezawodności systemów usuwania i unieszkodliwiania ścieków. *INSTAL*, nr 10/2008, s. 74-77.
- [13] Królikowska J., Królikowski A.: Dwuparametryczna ocena niezawodności podsystemu sieci kanalizacyjnej za pomocą MP+F. *Mat. VIII Międzynarodowej Konferencji Naukowo-Technicznej „Zaopatrzenie w wodę, jakość i ochrona wód”*, Wydaw. PZITS Poznań, Poznań-Gniezno 2008.
- [14] Królikowska J., Królikowski A.: Wybór metody do oceny niezawodności sieci kanalizacyjnej jako systemów złożonych. *Mat. VI Zjazdu Kanalizatorów Polskich „POLKAN`07”*. Monografia Komitetu Inżynierii Środowiska Polskiej Akademii Nauk, vol. 46, Łódź 2007.
- [15] Kwietniewski M., Roman M., Kłos-Trębaczkiwicz H.: *Niezawodność wodociągów i kanalizacji*. Arkady, Warszawa 1993.
- [16] Mikszta-Kruk K.: *Analiza niezawodności kanalizacji podciśnieniowej na podstawie badań eksploatacyjnych wybranych systemów*. Politechnika Warszawska, Warszawa 2006 (rozprawa doktorska).
- [17] Mikszta-Kruk K., Kwietniewski M.: Fault tree reliability evaluation method for a vacuum sewerage system, [in:] *Environmental engineering*, Pawłowski A., Pawłowska M., Dudzińska M.R. (eds.). Taylor & Francis Group, Londyn, Singapore 2007, pp. 150-159.
- [18] Węglarczyk S.: *Metody statystyczne*. Skrypt dla studentów szkół wyższych. Wydaw. Politechniki Krakowskiej, Kraków 1993.
- [19] Wieczysty A. i in.: *Metody oceny i podnoszenia niezawodności działania komunalnych systemów zaopatrzenia w wodę*. Monografie Komitetu Inżynierii Środowiska Polskiej Akademii Nauk, vol. 2. Komitet Inżynierii Środowiska PAN, Kraków 2001.
- [20] Zieliński R.: *Generatory liczb losowych. Programowanie i testowanie na maszynach cyfrowych*. Wydawnictwo Naukowo-Techniczne, Warszawa 1979.

DISCUSSION ON THE RELIABILITY OF A GRAVITY SEWER SYSTEM

Summary

Sewer systems are important components of city infrastructure. They are now substantially rebuilt and expanded, but still their structure contains a lot of timeworn facilities. It affects their technical conditions and reliability. Numerous research centers have been extensively carried out operation tests on sewer systems and analysis of methods for estimating their reliability; such studies should be continued in order to their further improvement and development. One of the basic measures that closely describe sewer reliability is the general reliability index K_u , based on the average volume of sewage that has not been discharged EN. The EN value is determined by reviewing the system operating statuses. If all possible elementary statuses of the system are taken into account, a lot of meticulous calculations provide accurate results. If a limited number of statuses is considered the results are inaccurate. In practice, the error of the method is unknown. Another possibility is to determine these measures using the Monte-Carlo simulation method. The simulation results, under the law of large numbers, allow to determine the point and interval estimates of the estimated measurement. The paper presents the mathematical background of the Monte-Carlo method as

well as review methods and presents their application to determine EN and K_u for a simple gravity sewer. The paper looks also into the of method feasibility combined with an assessment of their accuracy and required work input. The analysis could be useful in searching for a new method: accurate, simple and fast.

Keywords: reliability measures, Monte-Carlo method, the review methods, failures, gravity sewer

Przesłano do redakcji: 16.12.2014 r.

Przyjęto do druku: 28.03. 2015 r.

DOI: 10.7862/rb.2015.8

Ryszarda IWANEJKO¹

Jarosław BAJER²

ROZWAŻANIA O WYBRANYCH METODACH WYZNACZANIA NIEZAWODNOŚCI SYSTEMU KANALIZACJI PODCIŚNIENIOWEJ

Publikacja stanowi kontynuację rozważań zawartych w pracy [2], w której przedstawiono podstawy matematyczne metody Monte-Carlo i metod przeglądu stanów pracy systemu oraz przykład ich zastosowania do wyznaczania miar niezawodności EN i K_u dla prostego systemu kanalizacji grawitacyjnej. W niniejszej pracy przedstawiono przykład zastosowania wymienionych metod do wyznaczania takich samych miar dla prostego systemu kanalizacji podciśnieniowej. W obu przypadkach proces wyznaczania miar EN i K_u jest analogiczny. Jedyną różnicą jest sposób wyznaczania niedoborów dla poszczególnych stanów niezawodnościowych, co wynika ze specyfiki rodzaju kanalizacji. W kanalizacji grawitacyjnej niesprawność dowolnego elementu wyłącza z pracy wszystkie elementy znajdujące się na tej samej gałęzi i odprowadzające ścieki z cząstkowych powierzchni zlewni leżących powyżej uszkodzonego elementu. W kanalizacji podciśnieniowej niesprawność niektórych elementów powoduje nieodprowadzenie ścieków tylko z jednego obiektu, a niesprawność innych elementów – niesprawność całego systemu. Zakładając, że ilość wytwarzanych w danym obiekcie ścieków zależy od liczby osób korzystających z kanalizacji, możliwe było określenie rozkładu liczby domów i ilości wytwarzanych ścieków, co umożliwiło znaczne uproszczenie modelu. W opracowaniu zamieszczono inne typy analiz niż zaprezentowane w pracy [2]. Wnioski wynikające z zastosowania wybranych metod dla kanalizacji podciśnieniowej były analogiczne do zastosowanych dla kanalizacji grawitacyjnej. Obie publikacje dotyczą skuteczności analizowanych metod, jednak nadrzędnym celem jest znalezienie lepszej metody – dokładnej i o niewielkiej pracochłonności. Należy bowiem dążyć do uzyskania jak najlepszych wyników, które byłyby przydatne podczas dalszych analiz i podejmowania strategicznych decyzji.

Słowa kluczowe: miary niezawodności, metoda Monte-Carlo, metody przeglądu, uszkodzenia, kanalizacja podciśnieniowa

¹ Autor do korespondencji/corresponding author: Ryszarda Iwanejko, Politechnika Krakowska, ul. Warszawska 24, 31-155 Kraków, tel. 12 6282552, riw@vistula.wis.pk.edu.pl

² Jarosław Bajer, Politechnika Krakowska

1. Wprowadzenie

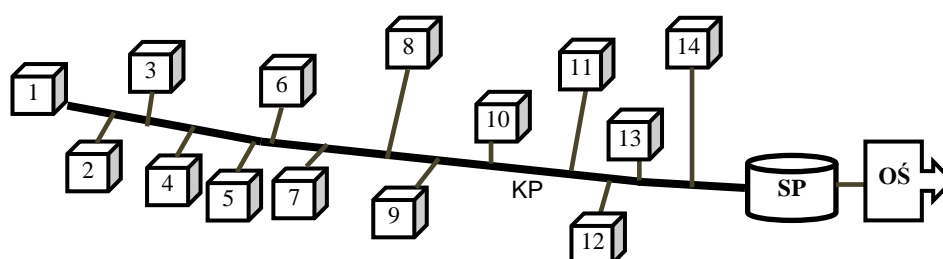
Podstawowym zadaniem systemu kanalizacyjnego (SK) jest odprowadzanie przewidzianej ilości ścieków z danego terenu. W przypadku awarii tego systemu ścieki nie będą odprowadzone, co może doprowadzić m.in. do skażenia gruntu czy podtopienia terenu. Średnia ilość nieodprowadzonych ścieków (EN) stanowi podstawę do wyznaczenia tzw. uogólnionego wskaźnika niezawodności K_u . Obie te miary charakteryzują stan techniczny systemu kanalizacyjnego. Miary EN i K_u można wyznaczać za pomocą kilku metod. Rzeczywiste SK nawet po możliwych uproszczeniach składają się z co najmniej kilkunastu – kilkudziesięciu elementów. Tradycyjnie można więc stosować metodę przeglądu częściowego. W przypadku systemów o złożonej strukturze odpowiednia wydaje się być symulacyjna metoda Monte-Carlo.

Metody przeglądu polegają na wyznaczeniu nieznanego parametru systemu (np. EN) na podstawie analizy poszczególnych stanów elementarnych systemu. Dla każdego i -tego stanu wyznacza się odpowiednie wartości, np. P_i (prawdopodobieństwo zajścia i -tego stanu), N_i (ilość ścieków nieodprowadzona w i -tym stanie). Średnią ilość nieodprowadzonych ścieków wyznacza się jako średnią ważoną. W przypadku zastosowania metody przeglądu zupełnego uwzględnia się wszystkie możliwe stany elementarne systemu, w rezultacie bardzo dużym nakładem pracy uzyskuje się wynik dokładny. W przypadku ograniczenia liczby uwzględnianych stanów do takich, w których liczba elementów uszkodzonych równocześnie jest niewielka (np. $k \leq 2$) zmniejsza się pracochłonność metody, lecz równocześnie uzyskuje się wynik przybliżony.

Metoda Monte-Carlo składa się z dwóch części. Najpierw dokonuje się numerycznej symulacji zajść pewnych zdarzeń (np. uszkodzeń) z wykorzystaniem dostępnych w wielu często stosowanych aplikacjach (np. w programie EXCEL) generatorów liczb pseudolosowych. Następnie dokonuje się statystycznego opracowania uzyskanych wyników [2]. Idea metody jest prosta, lecz jej realizacja może być kłopotliwa, wymaga bowiem napisania i przetestowania programu obliczeniowego oraz wielokrotnego wykonania obliczeń. Liczba symulacji $I(M-C)$, na podstawie których wyznacza się wartości średnie szacowanych wielkości, powinna być duża (np. 1000). Dokładność wyniku symulacji znakomicie poprawia wykonanie wielu (m) niezależnych przebiegów symulacyjnych, z których każdy j -ty składa się z pojedynczych $I(M-C)$ symulacji i pozwala na wyznaczenie wartości średniej z jednego przebiegu (np. $K_{u(M-C;j)}$). Następnie wyznacza się wartość średnią z wszystkich m średnich [2]. Podstawę matematyczną stanowi prawo wielkich liczb Chinczyna [1], zapewniające, że wyznaczona w ten sposób wartość (np. $K_{u(M-C)}$) będzie niewiele różnić się od szacowanej, niezwanej wartości (np. K_u).

2. Przykład systemu kanalizacji podciśnieniowej

Analizie poddano system kanalizacji podciśnieniowej. Obliczenia przeprowadzono dla przypadku, gdy z tej kanalizacji korzysta $n_d = 14$ „objektów domowych” (rys. 1.). Jako „obiekt domowy” rozumie się przyłącze kanalizacyjne i studzienkę z zaworem opróżniającym oraz podłączeniowym rurociągiem podciśnieniowym. Uwzględniono również dwa niezbędne elementy tego systemu: zbiorczy rurociąg podciśnieniowy, inaczej kolektor podciśnieniowy (KP), oraz stację próżniową (SP). Nie uwzględniano oczyszczalni ścieków (OŚ) ani przewodu transportującego ścieki z SP do OŚ. Należy więc uwzględnić łącznie $n = n_d + 2 = 16$ elementów systemu.



Rys.1. Schemat systemu kanalizacji podciśnieniowej

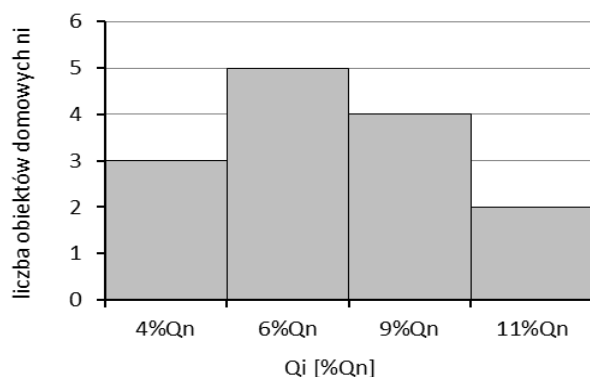
Fig.1. Diagram of a vacuum sewer system

Do obliczeń przyjęto prosty przypadek, gdy wszystkie elementy charakteryzują się taką samą niezawodnością $K_e = 0,9$. Zróznicowano jednak ilości ścieków, które powinny być odbierane z poszczególnych obiektów. W przypadku kanalizacji podciśnieniowej istotny jest jedynie rozkład ilości ścieków. Przyjęto, że dla obiektów domowych ilość wytwarzanych (odprowadzanych, wprowadzanych do systemu kanalizacyjnego) ścieków q jest wprost zależna od liczby zamieszkałych tam osób. W ten sposób ograniczono liczbę możliwych wielkości niedoborów. Przyjęty rozkład ilości wytwarzanych ścieków przedstawiono w tab. 1. i na rys. 2. W tabeli nie uwzględniono elementów głównych (KP, SP), których niesprawność generuje maksymalny niedobór $N = Q_w$. Podobnie jak w przypadku kanalizacji grawitacyjnej, tu też przyjęto ostre kryterium sprawności systemu $N = 0$ równoważne $Q_w = Q_n$.

Tabela 1. Rozkład liczby domów n_i w zależności od ilości wytwarzanych ścieków Q_i

Table 1. Distribution of a number of houses n_i as a function of a sewage volume Q_i

	i-ta grupa domów				Razem
	1	2	3	4	
Q_i [% Q_n]	4	6	9	11	100
Liczba obiektów domowych n_i	3	5	4	2	14



Rys. 2. Histogram rozkładu liczby domów w zależności od ilości wytwarzanych ścieków

Fig. 2. Histogram of a number of houses distribution as a function of a sewage volume

3. Symulacje Monte-Carlo

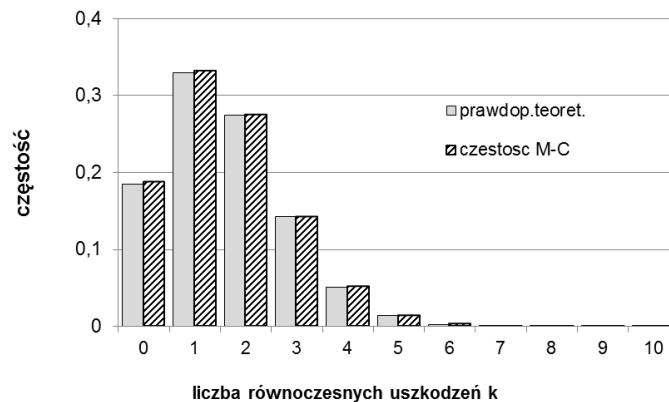
Do losowego generowania stanów zastosowano procedurę analogiczną do zaproponowanej przy kanalizacji grawitacyjnej [2]. Jediną różnicą był sposób wyznaczania niedoborów dla każdego z wygenerowanych stanów, co wynika wprost ze specyfiki działania kanalizacji podciśnieniowej [3]. Prowadzono symulacje dla $I(M-C) = 1000$ i 10000 oraz dla $K_e = 0,9$. Rezultaty ich zestawiono w tab. 2. Dokładna wartość K wynosi $K = K_e^{n_d} = 0,9^{16} = 0,185302$. Choć bezwzględny błąd procentowy jest mały (wynosi odpowiednio 0,81% i 0,53%), to nie przesądza o dokładności wyników $EN(M-C)$ oraz $K_u(M-C)$. Lepszą orientację może dać rozrzut wielkości średnich niedoborów $EN(M-C;j)$ uzyskanych z przebiegu co najmniej kilkudziesięciu symulacji. Należy go wyznaczać jako różnicę $R = \max_j \{EN(M-C;j)\} - \min_j \{EN(M-C;j)\}$. Dla $I(M-C) = 1000$ wynosi on $R \approx 0,034$, natomiast dla $I(M-C) = 10000$ jest równy $R \approx 0,013$.

Tabela 2. Wybrane wyniki uzyskane dla różnej liczby symulacji $I(M-C)$ dla $K_e = 0,9$

Table 2. Results for different numbers of simulation $I(M-C)$; $K_e = 0,9$

	I(M-C)	
	1 000	10 000
K(M-C)	0,1838	0,18628
EN(M-C)	0,33405	0,28071
Ku(M-C)	0,8162	0,81372
max_j {EN(M-C;j)}	0,35002	0,28617
min_j {EN(M-C;j)}	0,31569	0,27302
Rozstęp R	0,03433	0,01315

Pewną informacją jest również maksymalna wygenerowana liczba maksymalnych równoczesnych uszkodzeń k uzyskana podczas symulacji. Dla przyjmowanych wartości $I(M-C)$ uzyskano $k_{\max} = 8$. W przypadku obu wartości $I(M-C)$ rozkłady liczby równoczesnych uszkodzeń, tj. uzyskany z symulacji M-C oraz teoretyczny, praktycznie się nie różnią (rys. 3.).



Rys. 3. Rozkłady liczby równoczesnych uszkodzeń – uzyskany z symulacji M-C (przy $I(M-C) = 1000$) oraz teoretyczny

Fig. 3. Distributions of a number of concurrent failures both from MC simulation ($I(M-C) = 1000$) and theoretical

4. Sterowanie dokładnością obliczeń w metodzie przeglądu

W dalszej części w miejsce $EN(MPCz)$ i $K_u(MPCz)$ będą stosowane oznaczenia $EN(n;k)$ oraz $K_u(n;k)$. Pierwszy parametr oznacza liczbę uwzględnianych elementów systemu, a drugi liczbę równoczesnych uszkodzeń. W szczególności zapis $EN(n;n)$ oznacza wartość dokładną wyznaczoną za pomocą MPZ z uwzględnieniem wszystkich elementów systemu.

W przypadku kanalizacji podciśnieniowej przy stosowaniu MPCz średni niedobór EN określony ogólnie wzorem $EN = \sum N_i \cdot P_i$ objaśniony w pracy [2] można próbować oszacować, wykorzystując przyjęty rozkład ilości wytwarzanych ścieków (tab. 1.). Ograniczając analizę do liczby równoczesnych uszkodzeń $k_{\max} = 1$, można napisać:

$$EN(n; 1) = \sum_{i=1}^G N_i \cdot P_i \quad (1)$$

gdzie G – liczba przyjętych grup elementów, których niesprawność spowoduje taki sam niedobór. Dla rozważanego przypadku zachodzi $G = 5$ (cztery grupy domów i jedna grupa elementów głównych złożona z KP i SP):

$$EN(n; 1) = \sum_{i=1}^5 \binom{n_i}{1} \cdot Q_i \cdot (1 - K_e) \cdot K_e^{n_d - 1} \quad (2)$$

gdzie: Q_i – niedobór wynikający z niesprawności elementu z i -tej grupy, n_i – liczba elementów w i -tej grupie, n_d – liczba domów („obiektów domowych”), K_e – wartość stacjonarnego współczynnika gotowości jednorodnych elementów.

Ograniczając analizę do $k_{\max} = 2$ równoczesnych uszkodzeń, należałoby dodatkowo uwzględnić człon $EN(k = 2)$ równy:

$$EN(n; 2) = EN(k = 2|TG) \cdot P(TG) + EN(k = 2|RG) \cdot P(RG) \quad (3)$$

gdzie pierwszy człon uwzględnia przypadki, gdy niesprawność dotyczy obiektów z tej samej grupy (TG), a drugi, gdy niesprawność dotyczy obiektów z różnych grup (RG). Jeżeli każda grupa spełnia warunek $n_i \geq 2$, można napisać:

$$\begin{aligned} EN(n; 2) = & \sum_{i=1}^5 \binom{n_i}{2} \cdot \min\{Q_i, Q_n\} \cdot (1 - K_e)^2 \cdot K_e^{n_d - 2} \cdot P(TG) + \\ & + \sum_{i=1}^4 \sum_{j=2}^5 \binom{n_i}{1} \cdot \binom{n_j}{1} \cdot \min\{Q_i + Q_j, Q_n\} \cdot (1 - K_e)^2 \cdot K_e^{n_d - 2} \cdot P(RG) \end{aligned} \quad (4)$$

Wartości prawdopodobieństw $P(TG)$ oraz $P(RG)$ można wyznaczyć ze wzorów:

$$P(TG) = \sum_{i=1}^G \binom{n_i}{2} : \binom{n_d + 2}{2} \quad (5)$$

$$P(RG) = 1 - P(TG) \quad (6)$$

Dla przypadków $k_{\max} > 2$ istnieje więcej kombinacji (np. wszystkie uszkodzenia w tej samej grupie, o ile n_i jest wystarczająco duże, dwa uszkodzenia w tej samej grupie, reszta uszkodzeń w innych grupach, każde z uszkodzeń w innej grupie). Ich uwzględnienie jest trudniejsze, uciążliwe i w przypadku popełnienia pomyłki może być źródłem znacznych błędów. Ten argument oprócz argumentu niewystarczającej dokładności przemawia za faktem, że stosowanie MPCz nie jest zalecane i należałoby jednak rozważyć zastosowanie MPZ.

Tabela 3. Zestawienie wybranych wyników obliczeń dla kanalizacji podciśnieniowej za pomocą MPCz i MPZ z uwzględnieniem wszystkich elementów ($n = 16$)Table 3. Results for the vacuum sewer system using MPCz and MPZ when all the elements ($n = 16$) are considered

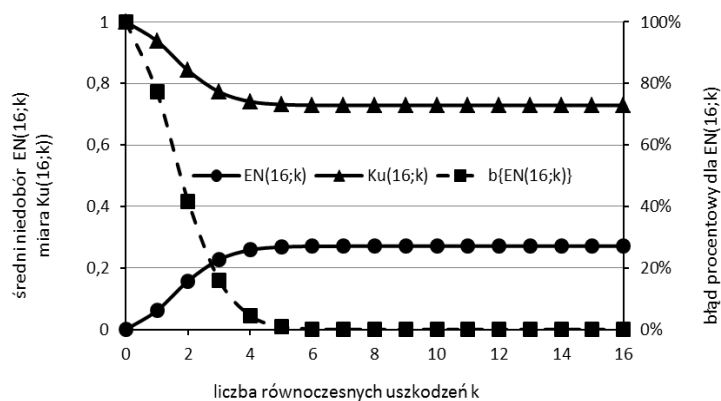
$k \leq$	EN(16;k) [%Q _n]	b{EN(16;k)}	K _u (16;k)	b{K _u (16;k)}
0	0	100%	1	-37,20%
1	6,18	77%	0,9382	-28,70%
2	15,78	42%	0,8422	-15,50%
3	22,75	16,10%	0,7725	-6,00%
4	25,87	4,50%	0,7413	-1,70%
5	26,84	1,00%	0,7316	-0,40%
6	27,06	0,20%	0,7294	-0,10%
7	27,09	0,00%	0,7291	0,00%
16	27,1	0%	0,729	0,00%

Za pomocą odpowiedniego programu wygenerowano wszystkie stany elementarne dla $n = n_d + 2 = 14 + 2 = 16$ elementów i uzyskano $I = 2^{16} = 65536$ stanów elementarnych. Dla każdego z nich wyznaczono prawdopodobieństwo jego zajścia (P_i) oraz niedobór (N_i). Część rezultatów obliczeń zestawiono w tab. 3. Oprócz wartości średnich niedoborów EN(n ;k) i wartości uogólnionego wskaźnika niezawodności $K_u(n$;k) w tabeli zamieszczono również ich błędy procentowe $b\{EN(n$;k) $\}$ oraz $b\{K_u(n$;k) $\}$, wyznaczone w stosunku do wartości dokładnych EN i K_u . Przebieg zmian wartości EN($n = 16$;k) i $K_u(n = 16$;k) oraz błędu procentowego EN(k) w zależności od liczby równoczesnych uszkodzeń uwzględnianych w MPCz zilustrowano na rys. 4.

Wartości dokładne wynoszą EN = 27,1%Q_n oraz $K_u = 0,7290$. Wraz ze wzrostem liczby równoczesnych uszkodzeń k (rys. 4.) rośnie wartość EN(n ;k), a maleje $K_u(n$;k), co oznacza, że stosując MPCz, uzyskujemy zaniżone wartości niedoborów i zawyżone wartości uogólnionego wskaźnika niezawodności. Dla analizowanego przykładu przy uwzględnianiu $k \leq 2$ bezwzględne wartości błędów dla EN i K_u są duże i wynoszą odpowiednio 42% i -15,5%. Jak wynika z tab. 3., znacznie bardziej wiarygodne wyniki daje MPCz dla $k \leq 4$, co oznacza konieczność wyznaczenia $I(\text{MPCz}) = 2517$ stanów elementarnych systemu.

Ze względu na specyfikę pracy kanalizacji podciśnieniowej MPZ można znacznie uprościć, przeprowadzając obliczenia nie dla wszystkich elementów systemu, lecz jedynie dla n_d elementów (tj. dla samych „obiektów domowych”). Wynika to z faktu, że awaria przynajmniej jednego obiektu głównego (KP, SP) powoduje powstanie niedoboru o maksymalnej wielkości $N = Q_w = Q_n$. Dlatego dla całego systemu można napisać:

$$EN'(n = n_d + 2; k) = EN(n_d; k) \cdot K(\text{KP}) \cdot K(\text{SP}) + Q_w \cdot [1 - K(\text{KP}) \cdot K(\text{SP})] \quad (7)$$



Rys. 4. Zależność wartości $EN(n = 16;k)$ i $K_u(n = 16;k)$ oraz błędu procentowego $EN(k)$ od liczby równoczesnych uszkodzeń uwzględnianych w MPCz

Fig. 4. Relationship between $EN(n = 16;k)$ $K_u(n = 16;k)$ and the percentage error $EN(k)$ vs. a number of simultaneous failures included in MPCz

W dalszej części wygenerowano wszystkie stany niezawodnościowe dla $n_d = 14$ elementów w liczbie $I = 2^{14} = 16384$. Rezultaty analizy zestawiono w tab. 4. Porównując wyniki MPZ zastosowanej dla wszystkich elementów systemu ($n = n_d + 2 = 16$) i tylko dla obiektów domowych ($n_d = 14$), stwierdzono, że w drugim przypadku wielkości błędów procentowych wartości $EN(n;k)$ i $K_u(n;k)$ w MPCz są mniejsze.

Kolejnym krokiem było zastosowanie wzoru (7) i wyznaczenie wartości $EN'(n = 16;k)$. Rezultaty zestawiono w tab. 5. W ostatnim wierszu tabeli dla porównania podano błędy procentowe uzyskane wcześniej (tab. 3.) z zastosowaniem MPCz dla wszystkich elementów systemu ($n = 16$).

Tabela 4. Zestawienie wybranych wyników obliczeń kanalizacji podciśnieniowej MPCz i MPZ przy uwzględnianiu jedynie „obiektów domowych” ($n = n_d = 14$)

Table 4. Results of calculations for a vacuum sewer system using MPCz and MPZ, if only „household objects” ($n = n_d = 14$) are considered

$k \leq$	$EN(14;k)$ [% Q_n]	$b\{EN(14;k)\}$	$K_u(14;k)$	$b\{K_u(14;k)\}$
0	0,00%	100%	1	11,10%
1	2,54%	74,58%	0,975	8,29%
2	6,21%	37,87%	0,938	4,21%
3	8,66%	13,39%	0,913	1,49%
4	9,66%	3,42%	0,903	0,38%
5	9,94%	0,65%	0,901	0,07%
6	10,00%	0,00%	0,9	0,00%
7	10,00%	0,01%	0,9	0,00%
		...		
14	10,00%	0%	0,9	0%

Tabela 5. Wartości średniego niedoboru wyznaczonego za pomocą wzoru (7)

Table 5. Average shortages as determined by the formula (7)

$k \leq$	$EN'(16;k) [\%Q_n]$ wg (7)	$b\{EN'(16;k)\}$	$b\{EN(16;k)\}$
1	21,06%	22,29%	100%
2	24,03%	11,32%	77%
3	26,02%	4,00%	42%
4	26,82%	1,02%	16,10%
5	27,05%	0,19%	4,50%
...			
16	27,10%	0%	0%

Jak widać, przy uzupełnieniu średnich niedoborów uzyskanych z „obiektów domowych” ($n = n_d = 14$) o niedobory generowane przez dwa obiekty główne (KP, SP) za pomocą wzoru (7), oprócz znacznego ograniczenia pracochłonności metody uzyskuje się znaczną poprawę dokładności wyników $EN(MPCz)$. W praktyce może to mieć decydujące znaczenie w wyborze sposobu przeprowadzania obliczeń.

5. Wnioski

1. Spostrzeżenia i wnioski uzyskane po przeprowadzeniu obliczeń dla SK podciśnieniowej są zbieżne z wnioskami otrzymanymi dla systemu kanalizacji grawitacyjnej rozważanego w pracy [2].
2. Dla analizowanych systemów kanalizacyjnych (tj. kanalizacji grawitacyjnej [2] i podciśnieniowej) przeprowadzono obliczenia za pomocą symulacji Monte-Carlo i metody przeglądu częściowego (MPCz). Wyniki dokładne (kontrolne) uzyskano za pomocą metody przeglądu zupełnego (MPZ). Celem było wyciągnięcie wniosków o dokładności metod przybliżonych i ich rzeczywistej pracochłonności, czyli o możliwości stosowania i upraszczania wymienionych metod w praktyce.
3. Podczas symulacji metodą Monte-Carlo można zauważyć, że wraz ze wzrostem wartości liczby elementów systemu (n_e) rośnie również liczba symulacji I(M-C) konieczna do uzyskania zadowalającej dokładności wyników. Liczba I(M-C) w konkretnym przypadku może również zależeć od struktury systemu i liczby tzw. elementów krytycznych, których uszkodzenie skutkuje dużym niedoborem.
4. Konsekwencją wzrostu n_e jest dłuższy czas obliczeń. Ocenia się, że dla wartości $n_e \leq 20$ z punktu widzenia kosztów prowadzenia obliczeń bardziej opłacalne jest zastosowanie MPZ, a dla $n > 20$ symulacji Monte-Carlo.

6. Podsumowanie

Obecnie w Polsce infrastruktura kanalizacyjna jest już znacznie rozbudowana. Dominują jednak przede wszystkim stare obiekty (nawet XIX-wieczne), co z pewnością rzutuje na ich stan techniczny. Dotychczas w dużym stopniu zostały rozpoznane rodzaje, przyczyny i skutki uszkodzeń sieci kanalizacyjnych, określono też wartości niektórych miar niezawodności elementów sieci [4-6]. Jednak badania eksploatacyjne nie były prowadzone w wystarczającym zakresie i powinny być nadal kontynuowane. Podobnie powinny być kontynuowane prace związane z metodami wyznaczania miar niezawodności i bezpieczeństwa tych obiektów. Dotychczas oprócz wielu prac prezentujących wyniki empirycznych miar niezawodności pojawiły się prace dotyczące metod badań tych systemów. Informacje o stanie i kierunkach realizowanych prac w tym zakresie omówiono w publikacjach [3, 4]. Jednak znane i stosowane dotychczas metody nie spełniają wszystkich kryteriów przydatności, albo są zbyt pracochłonne i trudne w praktycznych zastosowaniach, albo po ich uproszczeniu nie pozwalają na ocenę błędu metody. Bez względu na wybór metody dokonywanie uproszczeń oznacza ryzyko przyjęcia wartości K , EN lub K_u obarczonych nieznanym, a więc potencjalnie możliwym dużym błędem. Zawsze należy dążyć do uzyskania oszacowania błędu, który można „obronić” i który jest przydatny podczas dalszych analiz i podejmowania decyzji (często strategicznych). Dlatego do wyznaczania miar K , EN oraz K_u zaleca się stosować metody przeglądu częściowego z możliwością sterowania dokładnością obliczeń. W dobie wszechobecnych komputerów i powszechnego stosowania EXCEL-a naturalne wydaje się stosowanie tych narzędzi do oprogramowania metod bez dokonywania zbędnych uproszczeń, a z wystarczającą lub nawet maksymalną dokładnością. Można wprawdzie powiedzieć, że przy znacznej niepewności danych wejściowych (tu: parametrów niezawodnościowych poszczególnych elementów systemu) nie warto stosować zbyt wyrafinowanych metod, bo wynik i tak nie będzie całkiem wiarygodny. Jednak o ile istnieją możliwości zastosowania lepszych metod, to zawsze warto usunąć przynajmniej tzw. błąd metody. Należy mieć na uwadze również to, że w niedalekiej przyszłości może się uda usunąć przynajmniej część niepewności tkwiących w danych eksploatacyjnych.

Niniejsza publikacja, podobnie jak praca [2], dotyczy skuteczności analizowanych wymienionych metod, jednak nadrzędnym celem jest znalezienie lepszej metody – dokładnej i o niewielkiej pracochłonności. Nie można tego dokonać, nie znając metod „od podszewki”, i choć etap ten wiązał się z dużą pracochłonnością, to uzyskane wnioski i pewne zależności są istotne i mogą być bardzo pomocne. Wszak *nemo sapiens nisi patiens*, czyli „nie jest mądry kto nie

jest ciepły”. Rezultaty prac prowadzonych w kierunku uzyskania prostej metody analitycznej są obiecujące.

Literatura

- [1] Bobrowski D.: Probabilistyka w zastosowaniach technicznych. Wydawnictwo Naukowo-Techniczne, Warszawa 1980.
- [2] Iwanejko R., Bajera J.: Rozważania o wybranych metodach wyznaczania niezawodności systemu kanalizacji grawitacyjnej. *Journal of Civil Engineering Environment and Architecture*, z. 62, nr 1/15, s. 109-124.
- [3] Królikowska J.: Niezawodność funkcjonowania i bezpieczeństwa sieci kanalizacyjnej. Wydawnictwo Politechniki Krakowskiej, Monografia 382, seria: Inżynieria Środowiska, Kraków 2010.
- [4] Kwietniewski M., Rak J.: Niezawodność infrastruktury wodociągowej i kanalizacyjnej w Polsce. Polska Akademia Nauk, Komitet Inżynierii Lądowej i Wodnej. Instytut Podstawowych Problemów Techniki, Warszawa 2010.
- [5] Kwietniewski M., Leśniewski M., Liszta-Kruk K., Trymucha J., Zając A.: Ocena awaryjności sieci kanalizacyjnych na podstawie badań wybranych systemów. *Mat. V Ogólnopolskiej Konferencji „Nowe technologie w sieciach i instalacjach wodociągowo-kanalizacyjnych”*, Ustroń 2004, s. 249-261.
- [6] Mikszta-Kruk K.: Analiza niezawodności kanalizacji podciśnieniowej na podstawie badań eksploatacyjnych wybranych systemów. Politechnika Warszawska, Warszawa 2006 (rozprawa doktorska).

DISCUSSION ON THE RELIABILITY OF A VACUUM SEWER SYSTEM

Summary

The article continues a discussion on the arguments presented in [2], where a mathematical basis of the Monte-Carlo methods and the review methods of the system operation status were described as well as their use to determine the reliability measures EN and K_u for simple gravity systems. This article presents how the above methods can be applied to determine the same measures for a simple vacuum sewer system. In both cases, the process is similar. The only difference is how the shortages for individual reliability statuses are determined, which is specific for a particular type of a sewage system. In a gravity sewer, failure of any element eliminates all the items located at the same section of a sewer and cuts off a sewage discharge from the catchment area above the damaged item. In a vacuum sewer system, failure of some elements holds back a sewage discharge from one object only, while failure of others components cause that the entire system is out of operation. Assuming that a sewage volume depends on the number of sewage system users, it was possible to determine a distribution of both a number of houses and a wastewater volume. This way the model has become significantly simplified. The article describes different analyses than had been used for a gravity sewer study, though the conclusions for a vacuum sewer system were the same as for a gravity sewer. Both articles deal with the effectiveness of the analysed methods, however, the overriding goal is to find a better method – the accurate one and not time consuming

as well as to achieve the best results, which would be useful for further analysis and strategic decision making.

Keywords: reliability measures, Monte-Carlo method, the review methods, failures, vacuum sewer system

Przesłano do redakcji: 15.01.2015 r.

Przyjęto do druku: 28.03.2015 r.

DOI: 10.7862/rb.2015.9

Ryszarda IWANEJKO¹
Agnieszka GENEROWICZ²

KLASYFIKACJA PRZYCZYŃ POŻARÓW I OCENA RYZYKA ICH WYSTĘPOWANIA W OBIEKTACH GOSPODARKI ODPADAMI KOMUNALNYMI W ASPEKCIE STRAT EKONOMICZNYCH, EKOLOGICZNYCH I SPOŁECZNYCH

Pożary i zapłony w technologiach gospodarki odpadami to ostatnio często występujące zjawiska. W Polsce dotychczas nie klasyfikowano przyczyn powstawania pożarów w takich instalacjach, chociaż potencjalnie stanowią one zagrożenie ze względu na prowadzoną działalność oraz rodzaj przetwarzanego łatwopalnego surowca. W pracy podjęto próbę klasyfikacji przyczyn powstawania pożaru w obiektach gospodarki odpadami. Na podstawie zaistniałych zdarzeń pożarowych prześledzono ich przyczyny i skutki. Znajomość typowych scenariuszy takich zdarzeń może dopomóc w wyeliminowaniu ich przyczyn oraz ułatwić przeprowadzenie odpowiednich analiz ryzyka. Zasadniczym celem oceny ryzyka jest dostarczenie racjonalnych podstaw do podejmowania wyważonych decyzji dotyczących danego systemu. Pierwszym etapem oceny ryzyka jest tzw. identyfikacja zagrożeń, czyli określenie zdarzeń i sytuacji, które w przyszłości mogą się stać przyczyną pożaru. Kolejnym etapem jest szacowanie ryzyka, czyli proces wyznaczania jego miary. W przypadku pożaru obiektu gospodarki odpadami miary mogą się odnosić do dóbr materialnych, zdrowia i życia ludzi, zagrożeń środowiskowych (np. w przypadku spalania się odpadów niebezpiecznych), utraty miejsc pracy. W zależności od posiadanych informacji można stosować różne metody: ilościowe, jakościowe oraz ilościowo-jakościowe. Po wyznaczeniu ryzyka należy go odnieść do przyjętych wcześniej kryterialnych poziomów dopuszczalności. W rezultacie dokonania oceny ryzyka mogą być przedsięwzięte odpowiednie działania zapobiegawcze polegające na redukcji ryzyka pożaru, jego kontrolowaniu i minimalizacji.

Słowa kluczowe: odpady komunalne, gospodarka odpadami, instalacje gospodarki odpadami, pożary w instalacjach, skutki pożarów, zarządzanie ryzykiem, miary ryzyka

¹ Autor do korespondencji/corresponding author: Ryszarda Iwanejko, Politechnika Krakowska, ul. Warszawska 24, 31-155 Kraków, tel. 12 6282552, riw@vistula.wis.pk.edu.pl

² Agnieszka Generowicz, Politechnika Krakowska

1. Wprowadzenie

Powstawanie odpadów jest problemem globalnym, chociaż dotyczy głównie krajów bogatych i wysokorozwiniętych. Wraz z rozwojem cywilizacyjnym zwiększa się ilość oraz różnorodność produkowanych odpadów. W ostatnich latach rozwój gospodarczy, jak i postęp techniczny spowodowały, że globalnie wytwarzanych jest coraz to więcej odpadów.

W celu redukcji zarówno ilości, jak i szkodliwego charakteru wszelkich strumieni odpadów komunalnych i przemysłowych kraje Unii Europejskiej wypracowały strukturę postępowania z odpadami, zgodną z zasadami zrównoważonego rozwoju zapisaną w przepisach prawa UE jako hierarchię postępowania z nimi: [1]:

- zapobieganie powstawania odpadów „u źródła”,
- przygotowanie do ponownego użycia,
- recykling i wykorzystanie materiałów użytkowych,
- inne metody odzysku, np. spalanie z odzyskiem energii lub bez,
- ostateczne unieszkodliwianie pozostałości po przetworzeniu.

Utworzona w przepisach prawa struktura postępowania z odpadami ma na celu jak największą redukcję masy odpadów przy jednoczesnym zmniejszeniu ich szkodliwego charakteru. Aby to osiągnąć, konieczne jest tworzenie dużych systemów oraz budowa technologii i rozwój technik, które zrealizują zadania odzysku, recyklingu i unieszkodliwiania powstałych odpadów przy jednoczesnym zachowaniu bezpieczeństwa środowiskowego, opłacalności ekonomicznej oraz jak największej akceptacji społecznej [2, 3].

Budowa i eksploatacja technologii gospodarki odpadami wymaga ogromnej odpowiedzialności nie tylko w zakresie przetwarzania odpadów, ale również ich bezpiecznej budowy i eksploatacji. Projektowanie i zabezpieczenie tego rodzaju technologii przed różnego rodzaju awariami stanowi niezwykle istotny aspekt środowiskowy przede wszystkim ze względu na rodzaj surowca przetwarzanego w tych instalacjach. Przetwarzane są tam głównie odpady zmieszane, ale wśród nich mogą się znaleźć również odpady niebezpieczne, np. lampy fluorescencyjne (światówki, rtęciówki itp.), akumulatory, baterie, przepracowane oleje, filtry olejowe, paliwowe i powietrzne, detergenty, odczynniki fotograficzne, przeterminowane lekarstwa, środki ochrony roślin, rozpuszczalniki, farby i lakiery, zużyte urządzenia elektryczne i elektroniczne. Pożar w takiej instalacji to przede wszystkim zagrożenie dla pracowników, zagrożenie dla środowiska naturalnego poprzez powstanie tzw. odpadów wtórnych po pożarze, zagrożenie dla gleb i wód gruntowych, straty w faunie i florze, ale również straty społeczno-gospodarcze związane ze stratą instalacji przetwarzającej odpady w danym regionie, utrata pracy przez pracowników, koszty ich ubezpieczeń itp. Szkodliwe skutki mogą dotyczyć również mieszkańców okolicznych osiedli i miejscowości czy osób, które przypadkowo znalazły się na danym terenie.

Celem pracy jest podjęcie próby klasyfikacji przyczyn powstawania pożaru w różnych obiektach gospodarki odpadami (zarówno takich, które zajmują się odzyskiem i recyklingiem, jak również tych, które zajmują się ich unieszkodliwianiem), przedstawienie poszczególnych etapów procesu zarządzania ryzykiem oraz zaprezentowanie wybranych przykładów aplikacji.

2. Pożary jako awarie technologii

Pożary wszelkiego typu instalacji to zdarzenia o znamionach poważnej awarii. Źródłami zdarzeń o znamionach poważnej awarii mogą być:

- 1) procesy przemysłowe i magazynowanie substancji niebezpiecznych w zakładach mogących być źródłem awarii, w tym w zakładach
 - o dużym ryzyku wystąpienia poważnej awarii przemysłowej, tzw. zakładach o dużym ryzyku (ZDR) [3, 22, 23, 24],
 - o zwiększonym ryzyku wystąpienia poważnej awarii przemysłowej, tzw. zakładach o zwiększonym ryzyku (ZZR),
 - innych (ZI), w których działalność może spowodować poważną awarię spełniającą każde z kryteriów dla awarii, określonych w rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 30 grudnia 2002 r. w sprawie poważnych awarii objętych obowiązkiem zgłaszania do Głównego Inspektora Ochrony Środowiska (Dz. U. 2003. 5. 58),
- 2) procesy przemysłowe i magazynowanie substancji niebezpiecznych w zakładach nienależących do wymienionych grup,
- 3) wypadki w transporcie materiałów niebezpiecznych.

Kryterium kwalifikacji zakładu do kategorii ryzyka ZDR i ZZR stanowi ilość i jakość substancji niebezpiecznych na etapie produkowania, przetwarzania bądź ich magazynowania. Wyróżnia się substancje niebezpieczne: bardzo toksyczne, toksyczne, utleniające, wybuchowe, łatwopalne, wysoce łatwopalne, skrajnie łatwopalne oraz niebezpieczne dla ludzi i środowiska. Dla ZDR i ZZR zlokalizowanych w niewielkiej odległości od siebie ze względu na zwiększone prawdopodobieństwo wystąpienia zdarzeń awaryjnych i ewentualne kumulowanie się ich skutków możliwe jest nałożenie dodatkowych, ostrzejszych kryteriów [22, 24].

Kryterium kwalifikacji zakładu do kategorii ZI stanowi występowanie na jego terenie substancji niebezpiecznych w ilości równej co najmniej 5% ilości, której posiadanie kwalifikuje zakład do grupy zakładów o dużym ryzyku wystąpienia awarii przemysłowej zgodnie z Rozporządzeniem Ministra Gospodarki z dnia 10 października 2013 r. w sprawie rodzajów i ilości substancji niebezpiecznych, których znajdowanie się w zakładzie decyduje o zaliczeniu go do zakładu o zwiększonym ryzyku wystąpienia poważnej awarii przemysłowej (Dz.U. 2013. 1479).

W instalacjach i technologiach gospodarki odpadami, których celem funkcjonowania jest właśnie ochrona środowiska naturalnego, w sposób szczególnie

powinno się zwracać uwagę na dbałość o te aspekty, zwłaszcza że pożar takiej technologii ma znaczące i długotrwałe negatywne efekty technologiczne, środowiskowe i ekonomiczno-społeczne.

3. Przykłady pożarów w instalacjach gospodarki odpadami

Analizując liczne przypadki pożarów w instalacjach gospodarki odpadami, okazuje się, że nie należą one do rzadkości. Podano zaledwie kilka wybranych awarii, które zdarzyły się w niewielkim odstępie czasu.

1. W maju 2013 r. pożar unieruchomił spalarnię osadów ściekowych w oczyszczalni „Czajka” (Warszawa). Przyczyną był pożar wkładu węgla aktywnego w instalacji dezodoryzacji. Nie było ofiar, lecz instalacja po pożarze była unieruchomiona przez 10 dni [6].
2. W listopadzie 2013 r. wybuchł pożar w rejonie kolektora wyprowadzającego kompost z hali kompostowni na plac w Szadółkach (Gdańsk). Instalacja była zamknięta przez kilka miesięcy [4].
3. Dnia 8 stycznia 2014 r. późnym wieczorem wybuchł pożar w sortowni odpadków w Lininie (powiat piaseczyński). Paliły się tworzywa sztuczne, głównie sprasowany styropian i folia. Był to już piąty pożar tej sortowni śmieci, zlokalizowanej na terenie byłej jednostki wojskowej w Lininie (wcześniej w latach 2008, 2010, 2012 i 2013). Prawdopodobną przyczyną pożaru było podpalenie, gdyż miejsce jest położone z dala od ścisłej zabudowy, a składowisko odpadów nie jest należycie monitorowane ani zabezpieczone [9].
4. W maju 2013 r. strażacy prawie 10 godzin walczyli z pożarem w magazynach sortowni odpadów firmy BM EKO w Rzemiechowie koło Kobylina (pow. Krotoszyn). Paliły się odpady magazynowane obok hali, gdzie znajdowało się około 300 ton paliwa stałego i rozdrobnione materiały palne. Udało się uratować budynki. Według mediów straty mogły sięgać nawet 100 tys. zł [4].
5. Na wiosnę 2014 r. w sortowni odpadów w Krakowie przy ul. Nad Drwiną zapaliła się hałda magazynowanych odpadów tworzyw sztucznych i opon. Nie odnotowano strat w ludziach [7].
6. W maju 2014 r. na terenie Zakładu Usług Komunalnych USKOM w Unisz-kach Cegielni wybuchł pożar. Paliły się śmieci składowane w belach na obszarze ok. 50 na 70 metrów. Pożar objął część magazynową półproduktów do produkcji paliw alternatywnych. Nie było zagrożenia dla okolicznych zabudowań i mieszkańców. Nie odnotowano również start w ludziach [5].
7. W maju 2014 r. wybuchł pożar sortowni odpadów w miejscowości Miąskowo koło Leszna (woj. wielkopolskie). Ogień strawił baloty foli, także zniszczył budynki produkcyjno-magazynowe. W kulminacyjnej fazie pożaru z ogniem walczyło ponad 100 strażaków [8].

8. W maju 2014 r. podkarpaccy strażacy gasili pożar w sortowni odpadów komunalnych w Młynach w powiecie jarosławskim. Zapaliła się hala o wymiarach 50 na 80 m, w której były segregowane odpady wykorzystywane do produkcji paliw alternatywnych. W zdarzeniu nikt nie ucierpiał. W akcji gaśniczej w kulminacyjnym momencie brało udział 17 jednostek straży pożarnej. Straty mogą sięgnąć kilku milionów złotych. Spaliły się maszyny do segregacji oraz hala [10].

4. Klasyfikacja przyczyn powstawania pożarów w instalacjach gospodarki odpadami

Požary instalacji w gospodarce odpadami nie należą do rzadkości. Najczęstszą przyczyną pożarów w zakładach gospodarki odpadami w naszym kraju jest czynnik ludzki – zaniedbanie lub podpalenie. Można jeszcze wymienić kilka innych czynników, których wystąpienie może spowodować pożar. Należą do nich wybuchy gazów palnych i pyłów, samozapłony i reakcje chemiczne, podczas których wydziela się duża ilość ciepła oraz następuje zaprószenie ognia [14]. Wybuchy w zakładach gospodarki odpadami są najczęściej powodowane przez odpady, które nie powinny się tam znajdować, np. opakowania po dezodorantach, lakierach do włosów. Do zainicjowania zapłonu takiej mieszaniny potrzebny jest bodziec o bardzo niewielkiej energii (np. niedopałek papierosa, niesprawna instalacja elektryczna). Podczas rozdrabniania odpadów stałych powstają pyły, które mogą tworzyć mieszaniny wybuchowe.

W związku ze znaczną liczbą pożarów występujących w instalacjach gospodarki odpadami zaproponowano następującą klasyfikację przyczyn ich występowania opartą na klasyfikacji przyczyn pożarów lasów [2, 3, 15]:

- naturalna – pożary powstałe z przyczyn naturalnych bez udziału człowieka, np. niekontrolowana, naturalna emisja gazów z wysypiska, wyładowania atmosferyczne,
- wypadek – pożary wywołane w sposób niezamierzony i pośredni przez ludzi bez użycia ognia, np. przez iskry powstałe na skutek awarii linii wysokiego napięcia i innych typów przewodów, pożary wywołane przez spaliny, gorące katalizatory i hamulce pojazdów, pożary wywołane przez iskry pochodzące z silników i maszyn lub przez łatwopalne materiały i opary, pożary powstałe na skutek samozapłonu odpadów łatwopalnych,
- zaniedbanie – pożary wywołane w sposób niezamierzony przez ludzi używających ognia lub obiektów żarzących się,
- podpalenie – pożary wywołane w sposób celowy przez ludzi za pomocą ognia,

- powtórny zapłon – pożar wtórny, ponowny wybuch, ponowne wzniecenie się pożaru, pożary wywołane przez powtórny zapłon po wcześniejszym pożarze przez żarzące się resztki,
- nieznaną.

Przedstawioną klasyfikację można zastosować do przeprowadzenia pierwszego etapu procesu zarządzania ryzykiem, czyli do identyfikacji zagrożeń [2, 16, 18]. W praktyce należy tylko te grupy przyczyn uszczegółowić, uwzględniając ich charakterystyki i specyficzne cechy konkretnych instalacji. Należy przy tym, oprócz zdarzeń, które w przeszłości były przyczyną pożarów, wziąć pod uwagę wszystkie zdarzenia, które potencjalnie mogłyby stanowić taką przyczyną.

5. Skutki pożarów

Kolejnym etapem (po identyfikacji przyczyn pożaru) w procesie zarządzania ryzykiem jest zazwyczaj analiza skutków. Każde zdarzenie szkodliwe (np. pożar) powoduje wystąpienie negatywnych skutków, które można oceniać w różnych aspektach, tj. w zależności od rodzaju zagrożonych dóbr, utraconych wartości materialnych lub niematerialnych, utraconego miejsca pracy itp. Skutki pożarów można więc pogrupować jako: ekologiczne, gospodarcze i społeczne.

Wśród skutków ekologicznych pożaru instalacji można wyróżnić: zagrożenie środowiska naturalnego poprzez emisję szkodliwych substancji do atmosfery w wyniku niekontrolowanego procesu spalania lub tlenia się odpadów, emisję substancji szkodliwych ze spalania niekontrolowanego odpadów niebezpiecznych, które mogą się znajdować w odpadach komunalnych, emisję metali ciężkich, dioksyn i furanów, pyłów, odorów i rozwiewanych frakcji odpadów lekkich. Bezpośrednim następstwem pożarów lasu dla środowiska naturalnego dodatkowo jest wzrost stężenia CO₂ w powietrzu. Do wód gruntowych, powierzchniowych oraz gleb przedostają się zazwyczaj odcieki ze spalonej masy odpadów i zanieczyszczenia chemiczne. Zagrożenie takie ma charakter długotrwały i długofalowy. Pożar stanowi zagrożenie dla życia i zdrowia ludzi oraz dla zwierząt i roślinności. W wyniku pożarów ekosystemów, na które rozprzestrzenił się pożar z sąsiadujących instalacji, znacznemu zmniejszeniu ulega również różnorodność biologiczna. Bezpośrednim skutkiem pożarów jest bowiem całkowite lub częściowe uszkodzenie roślin, śmierć organizmów glebowych, zwierząt, a także zniszczenie siedlisk wielu ich gatunków. Powierzchnia ziemi zniszczona w wyniku takiej awarii wymaga zazwyczaj bardzo długiego okresu rekultywacji i odrodzenia się ekosystemu. Według ustawy Prawo ochrony środowiska (Dz.U. Nr 129 z 2006 r., poz. 902 ze zm.) w instalacjach tego typu należy dotrzymywać zasad prewencji i przezorności w celu zapobiegania temu oddziaływaniu poprzez zastosowanie środków zapobiegawczych oraz zasadę ponoszenia kosztów zapobiegania lub usunięcia szkód środowiskowych przez podejmującego się prowadzenia działalności gospodarczej (zasada zanieczyszczający

płaci). Zgodnie z tymi zasadami i odpowiedzialnością przedsiębiorcy znalezienie przyczyn powstawania pożaru jest niezmiernie istotne i kluczowe dla późniejszego ponoszenia kosztów i redukcji skutków takiej awarii.

Skutki gospodarcze to ekonomiczne i technologiczne konsekwencje pożarów. Są to przede wszystkim straty finansowe przedsiębiorcy lub gminy oraz konieczność odbudowy zniszczonej infrastruktury. Należy również uwzględnić koszty akcji gaśniczej i oczyszczania pożarzyska. Niejednokrotnie są to także koszty naprawy szkód i strat środowiskowych, wypłacanych rekompensat, świadczeń i ubezpieczeń. Należy również podkreślić, że brak takiej instalacji czy infrastruktury zniszczonej w trakcie pożaru powoduje zburzenie istniejących struktur administracyjnych w regionalnych rozwiązaniach systemów gospodarki odpadami, stworzonych na podstawie wojewódzkich planów gospodarki odpadami. Stwarza to konieczność poszukiwania nowych rozwiązań regionalnych, poszukiwania instalacji zastępczych, zmian tras przewozu odpadów oraz reorganizację całego systemu. Wszystko to wiąże się z kolejnymi kosztami inwestycyjnymi i operacyjnymi.

Skutki społeczne to nie tylko utrata zdrowia lub życia pracowników, ale również utrata miejsc pracy. Są to również straty i doznania pracowników, którzy szczęśliwie przeżyli. W przypadku rozprzestrzenienia się pożaru, np. na las, łąki czy pola uprawne, skutki społeczne obejmą również szkody w sferze psychicznej spowodowane utratą miejsc rekreacji i przygnębiającym widokiem porzecziska.

6. Szacowanie ryzyka związanego z pożarami instalacji gospodarki odpadami

6.1. Wybór miary ryzyka

Szacowanie ryzyka R polega na wyznaczeniu jego miary, co musi być poprzedzone świadomym wyborem najlepszej dla danego problemu miary ryzyka [13, 15, 19]. Ze względu na wielkość i znaczenie szkód w instalacjach gospodarki odpadami szacowanie ryzyka wybuchu pożaru powinno mieć szczególne znaczenie.

W przypadku gdy straty (S) dotyczą dóbr materialnych, to miarą ryzyka może być: wielkość strat finansowych (np. zniszczone budynki, spalone materiały), liczba jednostek straży pożarnej gaszącej pożar, czas trwania akcji gaśniczej, czas przestoju instalacji spowodowany pożarem itp. Jeśli straty dotyczą tzw. dóbr szczególnie chronionych (życie i zdrowie ludzkie), wówczas można mówić o szkodach, których miarą może być liczba osób poszkodowanych lub zagrożonych albo stopień uszczerbku na zdrowiu. Gdy straty rozpatruje się w kategorii środowiska naturalnego, to miarą może być: wielkość zdegradowanego terenu, czas potrzebny na przywrócenie środowiska do stanu pierwotnego, liczba gatun-

ków zwierząt lub roślin albo liczba osobników chronionego gatunku, które ucierpiały lub wyginęły wskutek pożaru.

Trudniej jest oszacować prawdopodobieństwo (P) wystąpienia pożaru danej instalacji. Można je próbować wyznaczać w sposób empiryczny jako liczbę zaistniałych (np. w jednym roku) zdarzeń pożarowych odniesioną do liczby wszystkich działających wówczas instalacji danego typu. Jednak ze względu na znaczące zróżnicowanie tych obiektów (np. różne rozwiązania techniczne, różne procesy technologiczne, bardzo duże zróżnicowanie przetwarzanych odpadów, czynnik ludzki czy zabezpieczenia przeciwpożarowe i przestrzeganie przepisów) oraz trudną do określenia liczbę instalacji analogicznych prawdopodobieństwo należałoby przyjmować na podstawie delfickiej metody ekspertów. Jej ideą jest kilkukrotne anonimowe ankietowanie grupy ekspertów połączone z zaznajamianiem ich z wynikami poprzednich ankiet, aż do uzyskania wystarczającej zgodności osądów [13, 18].

Oprócz proponowanych powyżej miar pojedynczych ($R = P$ albo $R = S$) można stosować miary kompleksowe. Tradycyjnie najczęściej stosuje się miarę $R = P \cdot S$. Innymi przykładami mogą być: $R = P \cdot S \cdot E$ lub $P \cdot S/O$, gdzie R – ryzyko, P – prawdopodobieństwo, S – straty, E – stopień ekspozycji na zagrożenie, O – stopień odporności systemu na zagrożenia. Można zatem przyjmować różne miary ryzyka w zależności od potrzeb i możliwości (dostępne dane).

6.2. Wyznaczanie miary ryzyka

Do wyznaczenia wybranej miary ryzyka należy zastosować odpowiednią metodę. Jeśli dysponuje się znaczną liczbą danych (np. dotyczących wielkości strat), to zasadne będzie zastosowanie metody ilościowej, np. statystycznej, która pozwoli wyznaczyć ryzyko w jednostkach rzeczywistych (np. straty w PLN, czas w godzinach lub latach, prawdopodobieństwo jako liczbę z zakresu $0 \div 1$). Można przy tym wyznaczać wartości maksymalne, średnie lub zakres wielkości. Jeśli danych jest niewiele, można zastosować metody jakościowe (np. metodę matrycową), która pozwoli wyznaczyć ryzyko względne (tzn. w umownie przyjętym zakresie). Oprócz tych dwóch podstawowych grup metod istnieją metody tzw. ilościowo-jakościowe, które w zależności od sposobu zastosowania staną się metodami ilościowymi albo jakościowymi. Do tej grupy należą metoda drzewa zdarzeń ETA (ang. *Event Tree Analysis*) i metoda drzewa uszkodzeń FTA (ang. *Fault Tree Analysis*) [11-13, 17, 19].

7. Ocena ryzyka

Po oszacowaniu istniejącego ryzyka, tj. po wyznaczeniu jego miary, należy je ocenić. Wcześniej trzeba sformułować kryteria dopuszczalności ryzyka. Inaczej mówiąc, należy określić, kiedy ryzyko będzie [11]:

- akceptowalne (RA), inaczej małe – redukcja ryzyka nie jest konieczna, lecz wskazane jest jego monitorowanie,
- tolerowane (RT), inaczej średnie lub akceptowalne warunkowo – zgodnie z zasadą ALARP (ang. *As Low As Reasonably Practicable* [21]) należy je zredukować, jeśli koszty zmniejszenia ryzyka nie są zbyt wysokie, lecz są racjonalnie uzasadnione (w praktyce – gdy koszty redukcji nie przekraczają potencjalnych strat),
- niedopuszczalne (RN), inaczej duże – należy je zredukować bez względu na koszty, jeśli redukcja ryzyka jest technicznie niemożliwa albo nieopłacalna finansowo, to instalację należy bezwarunkowo zamknąć.

Po dokonaniu oceny ryzyka, jeśli nie będzie ono mogło być zaakceptowane bezwarunkowo, należy wskazać metody jego redukcji. Można wyróżnić dwie grupy metod. Pierwsza to metody określane mianem prewencji, czyli takie, które poprzez dobór różnych zabezpieczeń, zastosowanie nowszych technologii czy choćby doszkalania pracowników, zmniejszają prawdopodobieństwo wystąpienia pożaru. Drugą grupę stanowią metody stosowane już po zajściu zdarzenia, mające na celu minimalizację skutków. Są one określane jako ratownictwo (techniczne, medyczne itp). Zakres działań ratowniczych powinien być określony w tzw. planach operacyjno-ratunkowych. Wybór metody redukcji ryzyka należy traktować jako zadanie optymalizacyjne, gdzie tzw. koszty bezpieczeństwa (obejmujące zarówno koszty wypadkowe, jak i koszty zabezpieczeń) osiągną minimum.

8. Przykłady aplikacji metod oceny ryzyka

8.1. Metoda ETA

Przedstawiono aplikacje dwóch metod. Pierwsza ETA jest metodą drzew logicznych, zastosowana jako metoda jakościowa. Pozwala ona na ocenę scenariuszy, które mogą się losowo zrealizować po zajściu w wybranej instalacji gospodarki odpadami kombinacji różnych okoliczności i zdarzeń. Szczegółowa analiza przyczyn pozwala na zredukowanie ryzyka rozprzestrzeniania się pożaru. Druga to metoda matrycowa (metoda jakościowa) pozwalająca ocenić ryzyko związane z pożarem i zagrożeniem zdrowia zamieszkujących ludzi w bliskim sąsiedztwie palącej się instalacji gospodarki odpadami.

Metoda drzewa zdarzeń ETA (ang. *Event Tree Analysis*) jest metodą kreowania scenariuszy i oceny ich skutków. Przez scenariusz rozumie się rozwój sytuacji od tzw. zdarzenia inicjującego, poprzez zdarzenia rozwojowe, do zdarzeń końcowych, dla których można określić skutki. Konstrukcja scenariuszy wymaga uwzględnienia ciągu zdarzeń i okoliczności, które, występując w określonej kolejności, mają istotny wpływ na skutki (wielkość, zasięg, dotkliwość).

Dla każdego zdarzenia inicjującego oraz wybranych okoliczności i zdarzeń rozwojowych można skonstruować wiele możliwych scenariuszy. Ich graficzny

obraz przedstawia drzewo zdarzeń. Ponieważ dla każdego zdarzenia rozwojowego i każdej okoliczności rozpatruje się dwie możliwości (albo zajdzie albo nie zajdzie), to maksymalna liczba możliwych scenariuszy wynosi $I = 2^n$, gdzie n – liczba uwzględnianych zdarzeń rozwojowych.

W praktyce pewne scenariusze się pomija, gdyż niektóre kombinacje zdarzeń rozwojowych się wykluczają. Można wyróżnić dwa rodzaje scenariuszy. W wyniku zrealizowania się scenariuszy „optymistycznych” straty albo nie powstaną, albo będą nieistotne. Takich scenariuszy zgodnie z krzywą Farmera jest zazwyczaj najwięcej. Natomiast scenariusze „pesymistyczne” to scenariusze o istotnych skutkach, które można np. określić jako skutki średnie, duże, bardzo duże. Z punktu widzenia oceny ryzyka ważne są tzw. scenariusze wypadkowe o najcięższych skutkach. Dla instalacji, dla której wdrożono zarządzanie ryzykiem, takich scenariuszy jest zazwyczaj mało, czasem tylko jeden i jest on na ogół mało prawdopodobny. Scenariusze wypadkowe są podstawą procesu redukcji ryzyka. Znajomość tych scenariuszy nietypowych może pomóc w identyfikacji mało prawdopodobnych przyczyn. Natomiast znajomość typowych scenariuszy może pomóc wyeliminować najczęstsze przyczyny.

Konstrukcję drzewa zdarzeń i ocenę wielkości skutków należy traktować jako metodę jakościową. O ile są dostępne informacje o występowaniu zdarzeń rozwojowych, to możliwe jest wyznaczenie prawdopodobieństwa zajścia poszczególnych scenariuszy, wówczas metoda staje się metodą ilościową.

Podczas konstruowania drzewa zdarzeń ważny jest dobór zdarzeń rozwojowych i okoliczności. Należy uwzględniać te, o których z retrospekcji wiadomo, że miały istotne znaczenie, ale również takie, które dotychczas nie odegrały żadnej roli, choć było to potencjalnie możliwe. Według A. Einsteina wyobraźnia jest ważniejsza niż wiedza, bo choć wiedza wskazuje na to, co jest, wyobraźnia wskazuje na to, co będzie. Zatem pominięcie czegoś co jeszcze się nie wydarzyło wcale nie oznacza, że jest to niemożliwe. W przykładzie ETA zastosowano jako metodę jakościową.

Przykład 1.

Pożar w hali sortowni odpadów komunalnych. Hala sortowni jest otwarta i wentylowana, istnieje więc ciągły dopływ dużej ilości powietrza, co stwarza dobre warunki palne. W hali podczas pracy robotnicy stoją na drewnianych paletach lub pomostach z tworzyw sztucznych. W pobliżu hali na hałdach są składowane odpady i wysegregowane surowce (papier, drewno, tworzywa sztuczne, czasem odpady niebezpieczne, np. opakowania ciśnieniowe) w ilości ok 50 Mg. W pobliżu (zazwyczaj do 1 km) brak jest większych skupisk ludzi (np. obiektów gęstej zabudowy). Skutkiem pożaru są jedynie straty materialne.

Jako zdarzenie inicjujące (A) przyjęto niesprawność instalacji elektrycznej (np. iskrzenie przewodu prowadzonego w listwie). Ponieważ podczas analizy uwzględniono 5 zdarzeń rozwojowych (B-F), w drzewie zdarzeń (rys. 1.) uwzględniono następujące zdarzenia i okoliczności:

A – wystąpienie zdarzenia inicjującego – niesprawność instalacji elektrycznej,

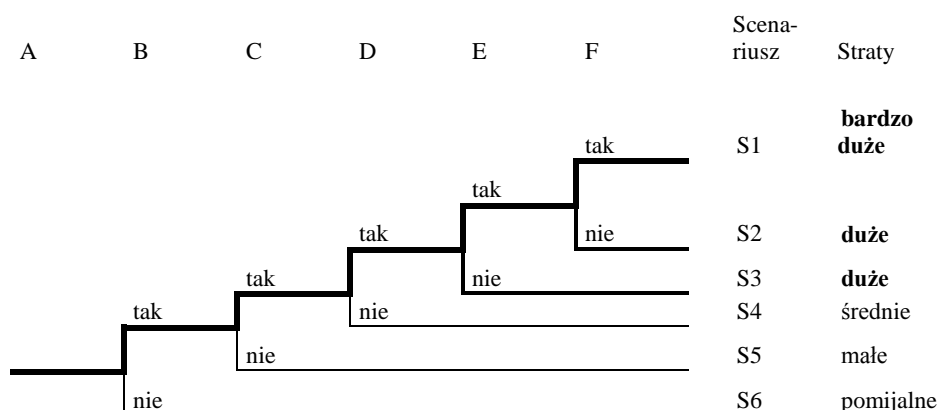
B – niezauważenie pierwszych oznak,

C – rozprzestrzenienie się pożaru na halę,

D – rozprzestrzenienie się pożaru na hałdy magazynowanych odpadów,

E – powstanie mieszanek wybuchowych,

F – przeniesienie przez wiatr pożaru na sąsiednie obiekty (np. magazyny).



Rys. 1. Drzewo zdarzeń dla zdarzenia inicjującego – niesprawność instalacji elektrycznej w hali sortowni

Fig. 1. Event tree for initiating event: the failure of the electrical system in the sorting hall

W rezultacie wyodrębniono 6 scenariuszy. Scenariusze wypadkowe zaznaczono przez pogrubienie odpowiednich linii. Dzięki opracowaniu drzewa zdarzeń zidentyfikowano jeden scenariusz wypadkowy o bardzo dużych stratach. Dodatkowo przyjęto dwa scenariusze o dużych stratach. Po analizie drzewa można wskazać metody redukcji ryzyka. W tym przypadku mogą to być: przeglądy instalacji, prowadzenie przewodów elektrycznych podtynkowo, montaż czujników dymu, usunięcie z hali niepotrzebnych palnych elementów, odpowiednia lokalizacja magazynów i hałd odpadów (odległość, zbiornik ppoż., oddzielenie pasem zieleni), segregacja odpadów niebezpiecznych (wybuchowych) ze strumienia odpadów komunalnych. Ważnym elementem procesu redukcji ryzyka jest okresowe przeprowadzanie ćwiczeń ppoż. na terenie zakładu. Takie ćwiczenia pomagają pracownikom podjąć szybką reakcję, a ponadto umożliwiają strażakom wcześniejsze zapoznanie się z obiektem (poznanie technologii, stosowanych zabezpieczeń, najbardziej newralgicznych miejsc i instalacji, warunki ewakuacji i zaopatrzenia wodnego).

8.2. Metoda matrycowa

Metoda matrycowa należy do grupy tzw. metod jakościowych. Ich ideą jest wyznaczanie względnej miary ryzyka w umownie przyjętym zakresie. Metodę matrycową stosuje się, jeśli brak jest wystarczających informacji do zastosowania metod ilościowych oraz jeśli są możliwe skutki w zakresie zdrowia lub życia ludzi.

Pierwszym krokiem jest wybór miary i parametrów ryzyka, czyli czynników, które będą istotnie wpływać na wielkość miary ryzyka. Następnie przyjmuje się liczbę klas (k), na które dzieli się możliwy zakres parametrów. Najczęściej przyjmuje się $k = 3$. Równocześnie wszystkim klasom przypisuje się określenia jakościowe. Obowiązuje zasada, że im bardziej prawdopodobne jest zdarzenie i im większe są skutki, tym wyższy numer klasy należy im przypisać. Zakresy parametrów w klasach muszą spełniać warunki rozłączności i zupełności, tak aby w każdym przypadku określenie klasy parametru było jednoznaczne. Kolejnym krokiem jest utworzenie matrycy ryzyka (zgodnie z przyjętą miarą) oraz sprecyzowanie zakresów ryzyka, co stanowi równocześnie podanie kryterium dopuszczalności ryzyka. Ostatnim krokiem jest ocena ryzyka oraz wskazanie metod ewentualnej redukcji ryzyka.

Przykład 2.

W czasie pożaru instalacji gospodarki odpadami powstają szkodliwe związki, których chmurę wiatr przenosi nad pobliską miejscowość. Jako miarę ryzyka proponuje się przyjąć iloczyn $R = P \cdot S$, gdzie P – prawdopodobieństwo narażenia zdrowia ludzi, S – ciężkość szkód zdrowotnych. Dla każdego z parametrów ryzyka (P , S) przyjmuje się $k = 3$ klasy. Określenie klasy prawdopodobieństwa zależy oczywiście od częstości zdarzenia (tab. 1.).

Tabela 1. Klasy prawdopodobieństwa pożaru instalacji i przeniesienia chmury spalin na zamieszkały rejon

Table 1. Classes of probability of fire installations and moving clouds of smoke in the living area

Klasa	Prawdopodobieństwo	Specyfikacja szczegółowa
1	małe	rzadziej niż raz na 15 lat
2	średnie	częściej niż raz na 15 lat, lecz rzadziej niż raz na 5 lat
3	duże	częściej niż raz na 5 lat

Określenie klasy skutków jest uzależnione zarówno od składu i działania dymów, jak i od liczby poszkodowanych osób (tab. 2.). Następnie skonstruowano matrycę ryzyka (tab. 3.). Jak widać, względna miara ryzyka R może przyjmować wartości w zakresie 1-9.

Tabela 2. Klasy prawdopodobieństwa skutków

Table 2. Classes of probability effects

Klasa	Skutki	Specyfikacja szczegółowa
1.	małe	dym o działaniu drażniącym drogi oddechowe bez zawartości związków toksycznych; skutki odczuwa do 10% populacji
2.	średnie	alternatywnie <ul style="list-style-type: none"> dym o działaniu drażniącym drogi oddechowe bez zawartości związków toksycznych, skutki odczuwa 11-50% populacji, dym zawiera związki toksyczne, skutki dla pojedynczych osób
3.	duże	alternatywnie <ul style="list-style-type: none"> dym o działaniu drażniącym drogi oddechowe bez zawartości związków toksycznych, skutki odczuwa co najmniej 50% populacji dym zawiera związki toksyczne, skutki co najmniej dla kilkunastu osób

Tabela 3. Matryca ryzyka

Table 3. Risk matrix

		Skutki		
		1	2	3
Prawdopodobieństwo	3	3	6	9
	2	2	4	6
	1	1	2	3

Przyjęto następujące zakresy ryzyka:

- RA – ryzyko akceptowalne, gdy $R \leq 2$,
- RT – ryzyko tolerowane, gdy $2 < R \leq 4$,
- RN – ryzyko niedopuszczalne, gdy $R > 4$ lub $S = 3$ (najwyższy stopień skutku bez względu na częstość).

Gdyby pożar tej instalacji zdarzał się średnio raz na 7 lat ($P = 2$) i gdyby skutkiem były przemijające dolegliwości układu oddechowego u ok. 30% populacji ($S = 2$), to ryzyko należałoby ocenić jako tolerowane $R = 2 \cdot 2 = 4$. Należałoby ryzyko to monitorować i minimalizować, o ile koszty jego redukcji nie byłyby bardzo wysokie. Metodami redukcji ryzyka może być: podjęcie działań w celu zmniejszenia prawdopodobieństwa wystąpienia pożaru, szybkie podjęcie profesjonalnej akcji ppoż., zalesienie obszarów wokół instalacji, wykupienie działek od ludzi w pobliżu instalacji, ustalenie obszarów ograniczonego użytkowania zgodnie z prawem ochrony środowiska itp.

Przykład 2. został uproszczony, gdyż intencją auterek było przedstawienie idei metody. Przeprowadzając dokładną ocenę ryzyka, należałoby zastanowić się nad inną miarą. Mogłaby ona uwzględniać stopień narażenia zależny od chwili powstania pożaru (w porze nocnej narażonych jest 100% populacji, natomiast

w dzień tylko ok. 40%, tj. głównie osoby starsze i dzieci, gdyż dorośli i młodzież przebywają w pracy lub w szkole, w dalszej odległości od miejsca zamieszkania). Można też uwzględnić warunki pogodowe (np. kierunek wiatru, ciśnienie, wilgotność). Wówczas należałoby uwzględnić dodatkowe parametry ryzyka, przez co matryca ryzyka stałaby się bardziej złożona. Praktyczne przykłady innych miar ryzyka, konstruowania i wykorzystania 3-, 4- i 5-parametrycznych matryc można znaleźć w pracach dotyczących ryzyka w systemach zaopatrzenia w wodę [20, 21].

9. Podsumowanie i wnioski

Požary i zapłony w technologiach gospodarki odpadami to ostatnio częste zjawisko. W Polsce dotychczas nie klasyfikowano w żaden sposób przyczyn powstawania pożarów w takich instalacjach, chociaż potencjalnie stanowią one zagrożenie z uwagi na prowadzoną działalność oraz rodzaj przetwarzanego łatwopalnego surowca.

Współcześnie uważa się, że żaden system ani żadna instalacja nie są wolne od ryzyka. Nawet jeśli dotychczas nic złego się nie wydarzyło, nie oznacza to, że nie może się wydarzyć w przyszłości. Dlatego lepiej jest zapobiegać zajściom ewentualnych tzw. zdarzeń szkodliwych i powstawaniu strat. Konieczne jest zatem stosowanie procesu zarządzania ryzykiem. Kolejne jego etapy (identyfikacja zagrożeń, szacowanie i ocena ryzyka) w rezultacie pozwolą na zabezpieczenie się przed powstawaniem strat poprzez wybór i realizację najlepszych metod redukcji ryzyka. W zależności od typu systemu można wyróżnić wiele rodzajów ryzyka. Przykładowo, dla instalacji gospodarki odpadami można mówić o ryzyku zanieczyszczenia powietrza, gruntu, zagrożeniu pracowników lub ludzi mieszkających w sąsiedztwie czy w końcu o ryzyku powstania pożarów.

W pracy przedstawiono problematykę związaną z ryzykiem pożarowym obiektów gospodarki odpadami. Dotychczas nie podejmowano w literaturze tej tematyki, ale liczne przykłady ostatnio występujących pożarów takich instalacji wskazują, że warto szczegółowo ją rozpracować.

Literatura

- [1] Directive 2008/98/EC of the European Parliament and of the Council of 19 November 2008 on waste and repealing certain Directives (Dz.U.UE.L.08.312.3).
- [2] Generowicz A., Iwanejko R.: Wstępna ocena ryzyka zagrożeń środowiska pracy w technologiach gospodarki odpadami komunalnymi. I Ogólnopolska Konferencja Naukowa w ramach Światowego Dnia Bezpieczeństwa i Ochrony Zdrowia w Pracy. Politechnika Częstochowska i Centralna Szkoła Państwowej Straży Pożarnej w Częstochowie, 22 maja 2014.
- [3] Generowicz A., Kowalski Z., Makara A.: Ocena technologii spalania odpadów komunalnych z wykorzystaniem koncepcji najlepszej dostępnej technologii BATNEEC. Rynek Instalacyjny, vol. 12, 2013.

- [4] <http://krotoszyn.naszemiasto.pl/tag/pozar-sortowni-odpadow-kobylin.html> (dostęp: 21.11.2014).
- [5] <http://naszamlawa.pl/pozar-na-wysypisku-smieci-w-uniszkach-cegielni-uskom-wy-dal-oswiadczenie,news,6885,aktualnosc.html> (dostęp: 21.11.2013).
- [6] <http://tvnwarszawa.tvn24.pl/informacje,news,pozar-unieruchomil-spalarnie-w-czaj-ce-kolejny-przestoj,89082.html> (dostęp: 21.11.2014).
- [7] <http://wiadomosci.onet.pl/krakow/pozar-sortowni-smieci-kleby-dymu-nad-krakowem/d35fb> (dostęp: 21.11.2014).
- [8] <http://wiadomosci.onet.pl/poznan/miaskowo-ogromny-pozar-w-sortowni-odpadow/vs100> (dostęp: 21.11.2014).
- [9] <http://www.kurierpoludniowy.pl/wiadomosci.php?art=12513> (dostęp: 21.11.2014).
- [10] <http://www.nowiny24.pl/apps/pbcs.dll/tngallery?Site=NW&Date=20140509&Category=FOTWYDARZENIA&ArtNo=509009998&Ref=PH> (dostęp: 21.11.2014).
- [11] Iwanejko R.: O praktycznym stosowaniu jakościowych metod szacowania ryzyka w systemach zaopatrzenia w wodę. Czasopismo Techniczne Politechniki Krakowskiej, nr 8-Ś, 2005.
- [12] Iwanejko R., Lubowiecka T.: Ryzyko w gospodarce wodno-ściekowej współczesnego zakładu przemysłowego. Ryzyko. Zarządzanie ryzykiem w przedsiębiorstwie. TNOiK, Bydgoszcz 2002.
- [13] Komorowicz T., Gwadera M., Wojsa P.: Ocena ryzyka wypadku pożaru i wybuchu związanego z obecnością niebezpiecznych czynników chemicznych. Czasopismo Techniczne Politechniki Krakowskiej, nr 1-Ch/2010, Issue 10.
- [14] Ościłowska B.: Pożary w zakładach zagospodarowania odpadów. Przegląd Komunalny, nr 5/2012.
- [15] Piwnicki J.: Nowa klasyfikacja przyczyn pożarów obowiązująca w Unii Europejskiej. Samodzielna Pracownia Ochrony Przeciwpozarowej Lasu, Sękocin Stary 2012.
- [16] PN-N-18002:2000: System zarządzania bezpieczeństwem i higieną pracy. Ogólne wytyczne oceny ryzyka zawodowego.
- [17] PN-EN 61025:2007: Analiza drzewa niezdatności – wersja angielska.
- [18] PN-EN ISO 14121-1:2008: Bezpieczeństwo maszyn. Ocena ryzyka. Część 1. Zasady (zastępuje PN-EN 1050:1999).
- [19] PN-IEC 60300-3-9: Zarządzanie niezawodnością. Przewodnik zastosowań. Analiza ryzyka w systemach technicznych.
- [20] Rak J.: Podstawy bezpieczeństwa systemów zaopatrzenia w wodę. Komitet Inżynierii Środowiska PAN, t. 28, 2005, s. 133-141.
- [21] Rak J., Tchórzewska-Cieślak B.: Metody analizy i oceny ryzyka w systemie zaopatrzenia w wodę. Oficyna Wydawnicza Politechniki Rzeszowskiej, 2005, s. 79-102.
- [22] Raport o występowaniu zdarzeń o znamionach poważnej awarii w 2013 roku. Główny Inspektorat Ochrony Środowiska, Warszawa 2014.
- [23] Rozporządzenie Ministra Gospodarki z dnia 10 października 2013 w sprawie rodzajów i ilości substancji niebezpiecznych, których znajdowanie się w zakładzie decyduje o zaliczeniu go do zakładu o zwiększonym ryzyku wystąpienia poważnej awarii przemysłowej (Dz.U. 2013. 1479).
- [24] Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 30 grudnia 2002 w sprawie poważnych awarii objętych obowiązkiem zgłaszania do Głównego Inspektora Ochrony Środowiska (Dz.U. 2003. 5. 58).

CLASSIFICATION OF CAUSES OF FIRES AND RISK ASSESSMENT THEIR PREVALENCE IN MUNICIPAL WASTE MANAGEMENT TECHNOLOGIES IN THE CONTEXT OF ECONOMIC LOSS, ENVIRONMENTAL AND SOCIAL

S u m m a r y

Fires and ignition in waste management technologies recently frequent phenomenon. In Poland, has not classified in any way the causes of fires in these systems, although they are potentially a threat because of the business are being processed and the type of flammable material. This article attempts to classification causes of fire in the waste facilities. On the basis of the events after-glow traced their causes and effects. Knowledge of typical scenarios such events can help eliminate the cause and help provided for-conducting appropriate risk analysis. The main objective of risk assessment is to provide a rational basis to make informed decisions concerning-to the described system. The first step in risk assessment is called identification of hazards, which determine the events and situations, which in the future may cause a fire. The next step is to estimate the risk, which is the process of switching his designated-measure. Measures in case of fire waste facility may relate to material goods, health and life of humans, environmental hazards (e.g. in the case of incineration of hazardous waste), the loss of jobs. Depending on the available information can be used a variety of methods: quantitative, qualitative and quantitative – qualitative. After determining the risk-core it should refer to the previously adopted criterion levels of tolerance. As a result, evaluating the risks may be taken appropriate preventive action consisting in reducing the risk of fire, its control and minimization.

Keywords: municipal waste, waste management, waste management systems, fire installations, the effects of fires, risk management, risk measures.

Przesłano do redakcji: 5.01.2015 r.

Przyjęto do druku: 28.03.2015 r.

DOI: 10.7862/rb.2015.10

Ryszarda IWANEJKO¹

Tomasz LEŃ²

ANALIZA USZKADZALNOŚCI SIECI WODOCIĄGOWEJ EKSPLOATOWANEJ PRZEZ SPGK W SANOKU

Sanockie Przedsiębiorstwo Gospodarki Komunalnej Sp. z o.o. w Sanoku obecnie zaopatruje w wodę ok. 43 tys. mieszkańców miasta Sanok oraz części gmin Sanok i Zagórz. Głównym źródłem zaopatrzenia w wodę jest rzeka San. Woda jest ujmowana za pomocą dwóch ujęć brzegowych. Od 2006 roku wielkość produkcji wody praktycznie się nie zmienia, jednak obserwuje się zmniejszenie zużycia wody i wzrost strat wody w sieci. Długość sieci wodociągowej wynosi ok. 219,6 km. Przewody magistralne stanowią ok. 5% całej długości sieci wodociągowej, rozdzielcze ok. 56,5%, a przyłącza ok. 38,5%. Duża część sieci jest zbudowana z żeliwa szarego (ok. 43%) i stali (ok. 29%). Liczby uszkodzeń sieci wodociągowej w kolejnych latach wykazują pewne wahania, jednak można stwierdzić ich słaby rosnący trend. Liczba awarii wykazuje również wyraźną zależność od pory roku. Najczęstszą przyczyną awarii była korozja (ok. 40% wszystkich awarii). Przekroczenia wartości dopuszczalnych wykazują wyznaczone wartości uszkodzalności dla przewodów magistralnych i rozdzielczych. Najwyższą wartość uszkodzalności stwierdzono dla przewodów stalowych. Około 82% wszystkich awarii zostało usuniętych w czasie nieprzekraczającym 8 godzin. Podstawą przeprowadzonych analiz i ocen były informacje uzyskane od Sanockiego Przedsiębiorstwa Gospodarki Komunalnej Sp. z o.o. z lat 2002-2012 (w odniesieniu do produkcji wody) i 1994-2012 (w odniesieniu do awarii). Eksploatująca sieć wodociągową SPGK od pewnego czasu przeprowadza wymianę magistralnych i rozdzielczych przewodów, a w planach przewiduje budowę zbiornika i rozbudowę sieci mające na celu stabilizację pracy sieci. W rezultacie należy spodziewać się zmniejszenia awaryjności sieci.

Słowa kluczowe: sieć dystrybucji wody, awarie sieci wodociągowej, niezawodność, intensywność uszkodzeń

¹ Autor do korespondencji/correspondig autor: Ryszarda Iwanejko, Politechnika Krakowska, ul. Warszawska 24, 31-155 Kraków, tel. 12 6282552, riw@vistula.wis.pk.edu.pl

² Tomasz Leń, Politechnika Krakowska

1. Krótka charakterystyka obszaru badań

Sanok jest miastem powiatowym położonym w południowo-wschodniej części województwa podkarpackiego. Według danych GUS na koniec 2012 r. miasto liczyło ok. 40 tys. mieszkańców, gminę Sanok z wyłączeniem miasta zamieszkiwało prawie 18 tys. osób. Gmina ma charakter typowo rolniczy (ok. 49% powierzchni terenu gminy stanowią użytki rolne, a ok. 38% lasy). W mieście znajdują się ważne zakłady przemysłowe, m.in.: Fabryka Autobusów „Autosan” S.A., STOMIL S.A. czy Zakład Górnictwa Nafty i Gazu. Działalność związaną ze zbiorowym zaopatrzeniem w wodę na obszarach miasta i gminy Sanok (pięć gminnych miejscowości Bykowce, Czerteż, Sanoczek, Trepcza, Zabłotce) oraz części miasta i gminy Zagórz (wieś Zahutyń i część Zagórze) realizuje Sanockie Przedsiębiorstwo Gospodarki Komunalnej Spółka z o.o. w Sanoku. Głównym źródłem zaopatrzenia w wodę jest rzeka San. Woda jest pozyskiwana z dwóch ujęć powierzchniowych brzegowych: w Zasławiu i Trepczy. Ujęcie w Zasławiu budowano w latach 1971-1974, a po około 10 latach przeszło modernizację. Woda spiętrzona za pomocą jazu jest kierowana do ujęcia poprzez okratowane okna wlotowe. Obecnie maksymalna wydajność wynosi około $Q_{\max} = 250 \text{ m}^3/\text{h}$, a średnia $Q_{\text{sr}} = 164 \text{ m}^3/\text{h}$. Obniżenie stężenia zawiesin następuje w osadnikach wstępnych poziomych, a w przypadku dużej ich zawartości woda jest poddawana procesowi koagulacji. Z osadnika woda przepływa na filtry pośpieszne kontaktowe i jest kierowana do zbiornika wody czystej. Po drodze jest poddawana dwuetapowemu procesowi dezynfekcji (promieniami UV i dezynfekcji chlorem gazowym). Następnie ze zbiornika wody uzdatnionej poprzez pompownię wysokiego ciśnienia jest przekazywana do sieci miejskiej.

Ujęcie oraz Stacja Uzdatniania Wody w Trepczy powstały w 1934 r. Po wielu modernizacjach obecnie wydajność maksymalna stacji wynosi $Q_{\max} = 460 \text{ m}^3/\text{h}$, a średnia $Q_{\text{sr}} = 204 \text{ m}^3/\text{h}$. Woda jest ujmowana i sprowadzana do studni zbiorczej za pomocą stalowej rury o średnicy 600 mm wprowadzonej w nurt rzeki na odległość 8 m. W studni jest dozowany koagulant mieszany mechanicznie. Stąd woda przepływa do dwóch zbiorników brzegowych zlokalizowanych przy Sanie, które pełnią rolę osadników wstępnych. Po procesie sedymentacji części zawieszonych woda jest tłoczona na filtr pośpieszny piaskowy, z którego spływa grawitacyjnie do zbiorników wody czystej. Po drodze jest poddawana także dwuetapowemu procesowi dezynfekcji (jak w Zasławiu), a następnie za pomocą pomp tłoczona do sieci.

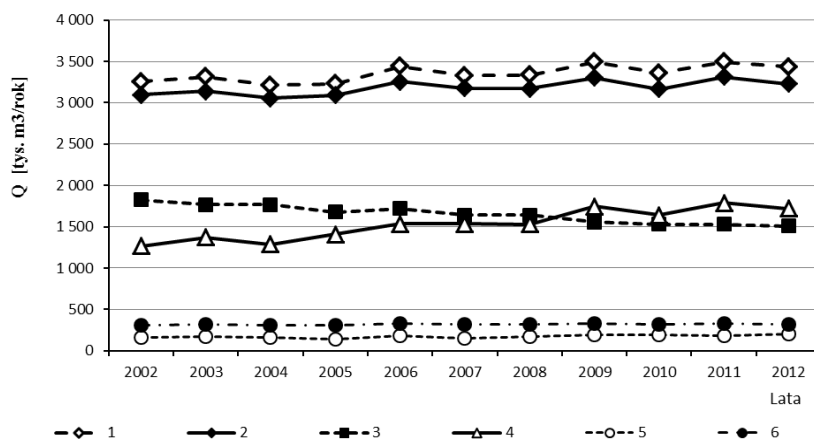
2. Rys gospodarki wodno-ściekowej

W analizowanym okresie (2002-2012) wielkość produkcji wody praktycznie nie ulegała zmianie (tab. 1., rys. 1.), choć obserwuje się spadkową tendencję sprzedaży wody [3, 4]. Zużycie wody na cele uzdatniania przed wtłó-

Tabela 1. Bilans wodny na obszarze działania SPGK Sp. z o.o. w Sanoku w latach 2002-2012 [tys. m³], na podstawie [4]
 Table 1. Water balance of the area operated by the Sanok MMW, in the years 2002-2012 [thousand m³], based on [4]

Woda	Lata										
	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012
Pobrana	3253,7	3314,5	3211,1	3231,6	3438,8	3330,2	3335,8	3494,0	3363,1	3495,6	3434,1
Wtłoczona do sieci	3096,3	3140,8	3053,9	3089,7	3257,4	3177,6	3170,1	3303,2	3166,9	3314,9	3229,0
Sprzedana	1827,8	1769,0	1766,0	1679,7	1721,1	1641,8	1639,4	1554,8	1528,2	1528,2	1508,0
- gospodarstwa domowe	1325,1	1301,9	1291,9	1265,0	1263,8	1249,6	1237,9	1211,3	1202,8	1207,0	1193,0
- przemysł	166,7	195,8	212,0	113,1	159,9	93,7	105,0	75,3	64,6	63,2	59,6
- inni	336,0	271,3	262,1	301,6	297,4	298,4	296,5	268,2	260,8	258,0	255,3
Zużycie własne przed wtłoczeniem do sieci	157,3	173,7	157,2	141,9	181,4	152,6	165,8	190,9	196,1	180,7	205,1
Woda niedochodowa	1268,6	1371,8	1287,9	1410,1	1536,3	1535,8	1530,7	1748,4	1638,7	1786,7	1721,0
Zużycie własne po wtłoczeniu do sieci	309,6	314,1	305,4	309,0	325,7	317,8	317,0	330,3	316,7	331,5	322,9
Straty wody w sieci	958,9	1057,7	982,5	1101,1	1210,6	1218,0	1213,7	1418,0	1322,0	1455,3	1398,1
Procentowe straty wody w sieci	31,0%	33,7%	32,2%	35,6%	37,2%	38,3%	38,3%	42,9%	41,7%	43,9%	43,3%

zeniem nie jest duże i sięga około 5-6% wody pobranej. Natomiast zużycie wody na potrzeby własne po wtłoczeniu jest dwukrotnie wyższe i sięga około 10%. Obserwuje się również powolny wzrost wielkości strat wody w sieci.



Rys. 1. Graficzny obraz bilansu wodnego na obszarze działania SPGK Sp. z o.o. w Sanoku w latach 2002-2012; 1 – woda pobrana, 2 – woda wtłoczona do sieci, 3 – woda sprzedana, 4 – straty wody w sieci, 5 – zużycie własne przed wtłoczeniem do sieci, 6 – zużycie własne po wtłoczeniu do sieci

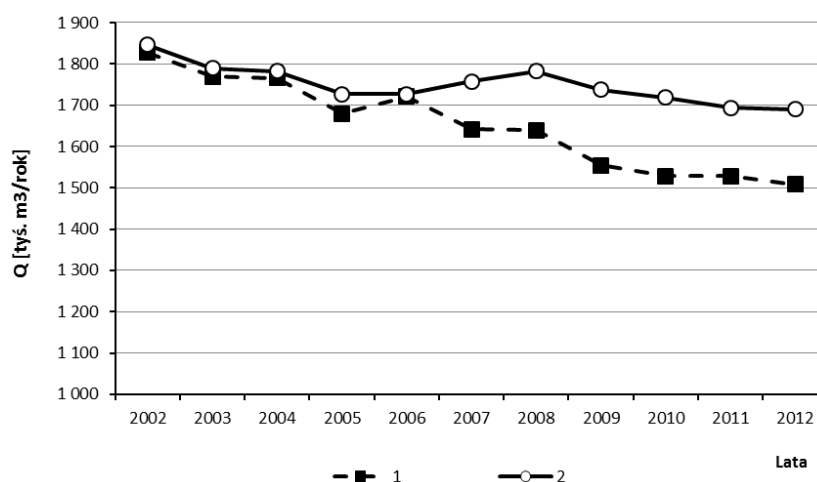
Fig. 1. Graphic image of the water balance within the area of the MMW administration in Sanok, in the years 2002-2012; 1 – water collected, 2 – water supplied to the water system, 3 – water sold, 4 – water losses in the system, 5 – consumption of water before it enters the water system, 6 – consumption of water once it has been pumped to a system

W badanym okresie największy procent sprzedanej wody przypada na gospodarstwa domowe (w 2012 r. ok. 79%). Resztę wody zużywają tzw. pozostali odbiorcy (np. szkoły, urzędy, w 2012 r. ok. 17%) i przemysł (w 2012 r. ok. 4%). W analizowanym okresie odnotowano znaczne obniżenie sprzedaży wody dla przemysłu (w 2012 r. spadek w stosunku do 2002 wyniósł ok. 64%). Jest to spowodowane: recesją gospodarki, „wyhamowaniem” działania przemysłu, zamykaniem nierentownych, często wodochłonnych zakładów przemysłowych (np. zamknięcie zakładów mięsnych „Beef-San”), zaostrzającymi się normami dotyczącymi ochrony środowiska (co wymusza stosowanie nowych technologii bezpiecznych dla środowiska), szukaniem oszczędności poprzez własne ujęcia wody do celów produkcyjnych (np. zakłady „Stomil” posiadają na rzece San ujęcie o wydajności 73 m³/d) oraz oszczędną gospodarką wodno-ściekową w zakładach przemysłowych (m.in. wprowadzanie zamkniętych obiegów wodnych).

Na podstawie przytoczonych danych można zauważyć (tab. 1., rys. 1.), że straty wody od 2002 r. stopniowo rosły – w 2012 r. wskaźnik procentowych strat

wody osiągnął poziom 43%. Wartość jednostkowego wskaźnika strat wody odniesionych do długości sieci wahała się od 15,08 do 20,12 m³/km-d, a wartość średnia wynosiła 17,10 m³/km-d. Średnia wartość wskaźnika hydraulicznego obciążenia sieci wynosiła 45,22 m³/km-d.

W końcowych latach obserwuje się rosnącą różnicę między sprzedażą wody a odbiorem ścieków (rys. 2.). W 2012 roku SPGK Sp. z o.o. odebrało prawie o 182,5 tys. m³ więcej ścieków niż sprzedało wody [3]. Wynikało to ze zwiększającego się stopnia skanalizowania obszarów gminnych i wykorzystywania przez odbiorców własnych ujęć wody. Na terenach wiejskich około 85% mieszkańców korzysta z własnych źródeł zaopatrzenia w wodę (studnie kopane, wiercone, ujęcia zbiorowe itp.). Również część zakładów przemysłowych korzysta z własnych ujęć wody.



Rys. 2. Sprzedaż wody i odbiór ścieków przez SPGK Sp. z o.o. w Sanoku w latach 2002-2012; 1 – sprzedaż wody, 2 – odbiór ścieków

Fig. 2. Water sale and sewage discharge by the MMW in Sanok, in the years 2002-2012; 1 – sale, 2 – sewage discharge

3. Sieć wodociągowa

Sieć wodociągowa obsługiwana przez Sanockie Przedsiębiorstwo Gospodarki Komunalnej Sp. z o.o. w Sanoku ma strukturę pierścieniowo-promienistą. Jest to układ trzystrefowy, a w centralnej strefie jest zlokalizowany zbiornik wyrównawczy. Długość sieci eksploatowanej w 2012 r. przez SPGK Sp. z o.o. Sanok wynosiła 219,6 km (tab. 2.).

Najwięcej jest przewodów rozdzielczych (ok. 124 km), co stanowi prawie 56,5% całej sieci. Przyłącza wodociągowe stanowią 38,5%, a sieć magistralna

5% całości sieci. Od 2002 roku długość przewodów sieci magistralnej oraz przyłączy wodociągowych nie uległy żadnej zmianie. Znaczny wzrost długości (o około 58%) wystąpił na sieci rozdzielczej. Do 2012 roku przyrost sieci był w miarę równomierny z zauważalnym skokiem w 2010 r., spowodowanym dodaniem dzierżawy wodociągu.

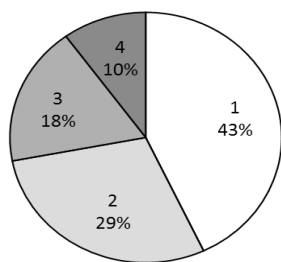
Tabela 2. Długość sieci wodociągowych SPGK sp. z o.o. Sanok w latach 2002-2012, na podstawie [4]

Table 2. Length of water lines in the Sanok MMW in the years 2002-2012, based on [4]

Sieć	Długość sieci [km] w poszczególnych latach										
	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012
M	11,2	11,2	11,2	11,2	11,2	11,2	11,2	11,2	11,2	11,2	11,2
R	78,6	84,1	85,1	88	89,9	94,4	97,1	97,5	120,2	120,2	124
P	84,4	84,4	84,4	84,4	84,4	84,4	84,4	84,4	84,4	84,4	84,4
Ogółem	174,2	179,8	180,7	183,6	185,5	190	192,7	193,1	215,8	215,8	219,6

M – przewody magistralne, R – przewody rozdzielcze, P – przyłącza wodociągowe (M – mains, R – distribution lines, P – connections)

Sieć wodociągowa w większości jest zbudowana z żeliwa (43%) oraz stali (29%). Pozostałą część stanowią przewody wykonane z tworzyw sztucznych PCW i PE, które łącznie stanowią około 28% długości całej sieci (rys. 3.). Przewody magistralne żeliwne były wykonane w latach 1972-1987. Średnio przewody magistralne mają powyżej 25 lat. Brak jest dokładnych informacji co do struktury wiekowej pozostałych przewodów sieci wodociągowej. Szacunkowo ich wiek ocenia się średnio na 10-25 lat [4].

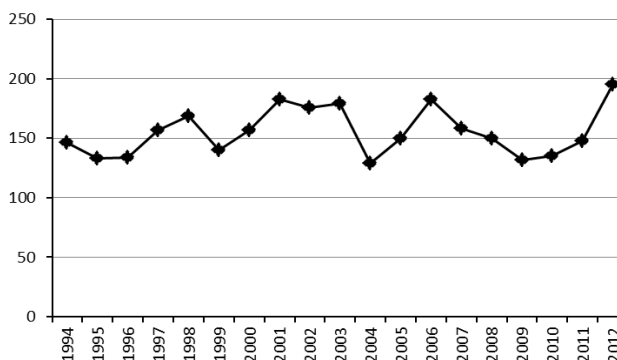


Rys. 3. Procentowa struktura materiałowa całej sieci wodociągowej; 1 – żeliwo, 2 – stal, 3 – PCW, 4 – PE

Fig. 3. Water supply system construction materials; as percentage 1 – cast iron, 2 – steel, 3 – PCV, 4 – PE

4. Awarie sieci wodociągowej

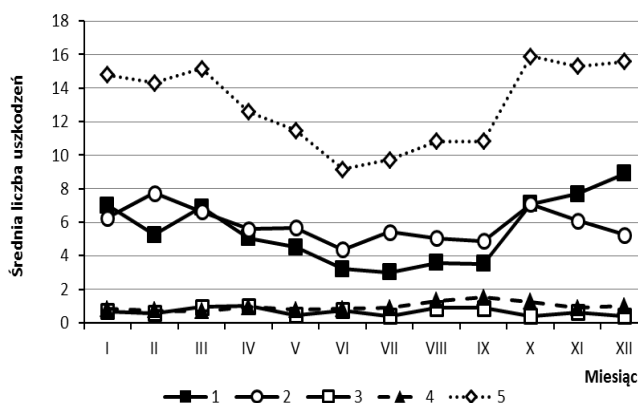
W latach 1994-2012 łącznie odnotowano 2954 awarii sieci wodociągowej [4]. Można zauważyć, że liczby awarii w kolejnych latach, pomijając pewne wahania, przejawiają niewielki rosnący trend (rys. 4.) [3].



Rys. 4. Roczne liczby awarii w badanym okresie (1994-2012)

Fig. 4. Annual number of failures in the analyzed time period (1994-2012)

Liczba awarii sieci jest zależna od pory roku i materiału przewodu (rys. 5.). Największa średnia liczba uszkodzeń przypadała na miesiące jesienne, zimowe i wczesną wiosnę (od 14 do 16 uszk./mies.), przy czym były to zazwyczaj awarie na przewodach stalowych i żeliwnych, a najmniejsza na czerwiec (średnio 9,2 uszk./mies.). W odniesieniu do całego roku najwięcej awarii miało miejsce na przewodach stalowych (ok. 45% wszystkich awarii) i żeliwnych (ok. 42%), znacznie mniej na przewodach wykonanych z PE i PCW (odpowiednio ok. 8% i 5%).

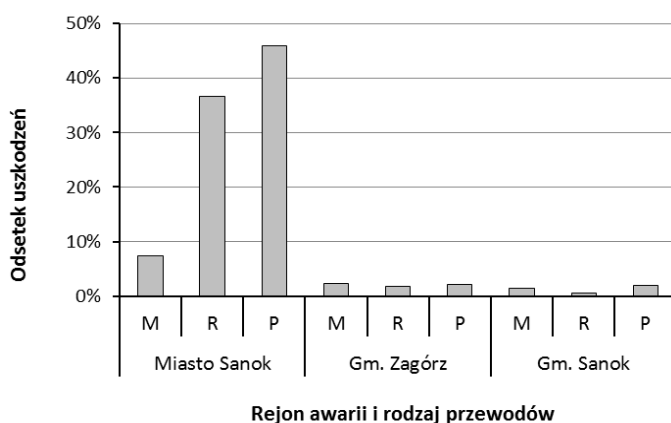


Rys. 5. Średnia liczba awarii na przewodach wykonanych z różnych materiałów w poszczególnych miesiącach lat 1994-2012; 1 – stal, 2 – żeliwo, 3 – PCW, 4 – PE, 5 – razem

Fig. 5. The average number of failures of pipes constructed of different materials, by months of the years 1994-2012; 1 – steel, 2 – cast iron, 3 – PE, 4 – PCV, 5 – together

Najczęstszą przyczyną występowania awarii była korozja (ok. 40,12% wszystkich awarii), nieszczelności sieci (34,1%) oraz pęknięcia (13,5%). Resztę stanowiły uszkodzenia inne (np. uszkodzenia mechaniczne, uszkodzenia zasuw czy hydrantów). Korozja i nieszczelności przeważały głównie w okresie jesiennym i zimowym. W lecie częściej prowadzono zaplanowane prace modernizacyjne.

Na terenie miasta Sanok wystąpiło najwięcej awarii – około 90%, z czego ok. 46% na przyłączach, prawie 37% na przewodach rozdzielczych, a 7,4% na przewodach magistralnych (rys. 6.). Na terenie miasta znajduje się prawie 71% długości sieci i jest to najstarsza część sieci. Pozostałe 10% awarii wystąpiło w obsługiwanych gminach. Na terenach wiejskich gminy Sanok znajduje się około 19,4% długości całej sieci wodociągowej, lecz na ten fragment sieci przypada ok. 4,8% wszystkich awarii sieci. Natomiast na terenie gminy Zagórz, gdzie znajduje się około 9,8% całej sieci wodociągowej, zarejestrowano około 5,6% wszystkich awarii.

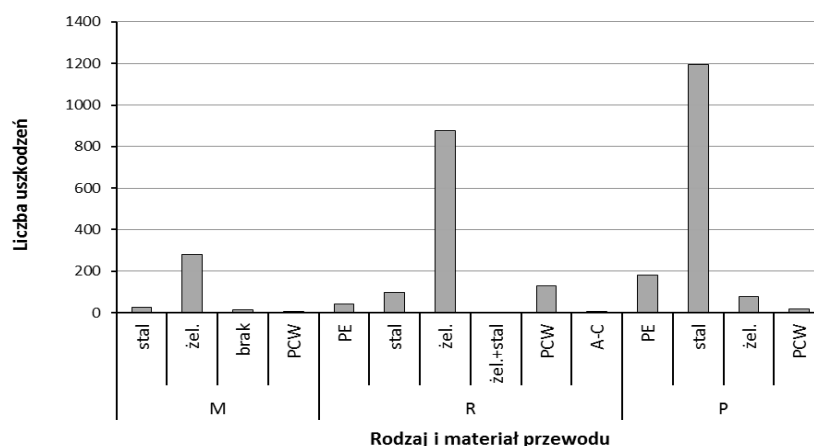


Rys. 6. Rozkład liczby awarii w latach 1994-2012 w zależności od rejonu i rodzaju przewodu; M – przewody magistralne, R – przewody rozdzielcze, P – przyłącza

Fig. 6. Failures distribution in the years 1994-2012, by and type of pipe; M – mains, R – distribution lines, P – connections

Dominującym miejscem występowania niesprawności sieci wodociągowej były przyłącza. Odnotowano na nich ok. 50% wszystkich awarii. Na kolejnym miejscu pod względem awaryjności znajdowała się sieć rozdzielcza (39% awarii). Najmniej awarii wystąpiło na przewodach magistralnych (11%). Największy stopień awarii na przyłączach wykazują przewody wykonane ze stali (rys. 7.). W przewodach magistralnych i rozdzielczych uszkodzeniom podlegało głównie żeliwo (w 80%). Tak duża i ciągle wzrastająca liczba awarii przewodów

przyłączeniowych wykonanych ze stali wskazuje na potrzebę gruntownej ich wymiany, np. na przewody PE+PEHD.



Rys. 7. Rozkład liczby awarii w latach 1994-2012 w zależności od rodzaju materiału i przewodu; M – przewody magistralne, R – przewody rozdzielcze, P – przyłącza

Fig. 7. Failures distribution in the years 1994-2012, for different pipes and pipe materials; M – mains, R – distribution lines, P – connections

5. Uszkodzalność przewodów wodociągowych

Wskaźnik jednostkowej intensywności uszkodzeń λ_0 , nazywany najczęściej uszkodzalnością lub awaryjnością sieci, jest jednym z podstawowych wskaźników służących do oceny stanu technicznego sieci wodociągowej. Jego znajomość ułatwia podejmowanie decyzji dotyczących konieczności podjęcia planowych prac modernizacyjnych przewodów. W pracy wyznaczono wartości λ_0 dla całej sieci, w podziale na przewody magistralne, rozdzielcze, przyłącza oraz w odniesieniu do rodzaju materiału, z jakiego wykonano przewody. Do wyznaczenia wskaźnika powszechnie stosuje się wzór:

$$\lambda_0 = \frac{u}{L \cdot t} \left[\frac{\text{uszk.}}{\text{km} \cdot \text{rok}} \right],$$

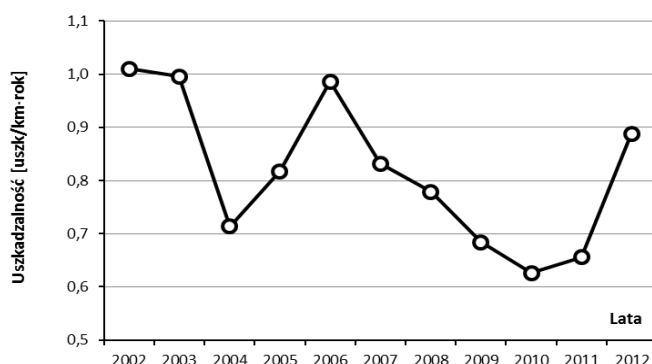
gdzie: λ_0 – jednostkowa intensywność uszkodzeń, u – liczba uszkodzeń, L – sumaryczna długość przewodów [km], t – czas, dla którego ustalono liczbę uszkodzeń [rok].

W krajach zachodnioeuropejskich najczęściej przyjmuje się, że przekroczenie wartości $\lambda_0 = 1$ uszk./km-rok kwalifikuje przewód do odnowy, zwolennicy ostrzejszego kryterium przyjmują $\lambda_0 = 0,5$ uszk./km-rok [2]. W Polsce eks-

plloatatorom proponuje się przyjęcie wartości granicznych zależnych od rodzaju przewodu [5]:

- dla przewodów magistralnych $\lambda_0 \leq 0,3$ uszk./km-rok,
- dla przewodów rozdzielczych $\lambda_0 \leq 0,5$ uszk./km-rok,
- dla połączeń domowych $\lambda_0 \leq 1,0$ uszk./km-rok.

Średnia intensywność uszkodzeń całej sieci w latach 2002-2012 kształtowała się na poziomie 0,82 uszk./km-rok, przy czym wartość λ_0 wahała się w zakresie 0,6-1,1 uszk./km-rok. Po wcześniejszym spadku w ostatnich latach można zaobserwować jej wzrost (rys. 8.).



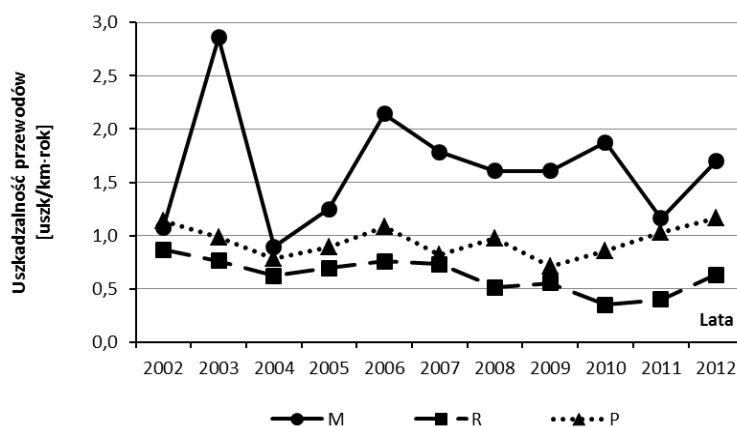
Rys. 8. Jednostkowa intensywność uszkodzeń całej sieci dla poszczególnych lat [uszk./km-rok]

Fig. 8. Failure rates in the whole system vs. time [failures/km x year]

Średnia jednostkowa intensywność wynosiła dla przewodów [3] magistralnych 1,63 uszk./km-rok, rozdzielczych 0,63 uszk./km-rok, przyłączy wodociągowych 0,95 uszk./km-rok. Jak widać na rys. 9., średnia uszkodzalność λ_0 zarówno przewodów magistralnych, jak i rozdzielczych wykazuje przekroczenia (ponadpięciokrotnie dla przewodów magistralnych [5]), natomiast średnia uszkodzalność przyłączy zbliża się do wartości granicznej. Wartości λ_0 w 2012 r. dla wszystkich rodzajów przewodów przekroczyły wartości graniczne.

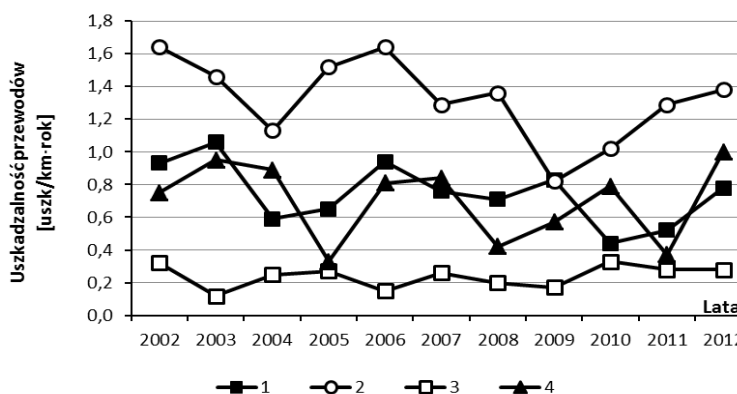
Najwyższą średnią jednostkową intensywnością uszkodzeń charakteryzują się przewody stalowe: średnio 1,32 uszk./km-rok, a najniższą przewody PCW – średnio 0,24 uszk./km-rok (rys. 10.). Dla przewodów żeliwnych średni wskaźnik kształtował się na poziomie 0,747, a dla przewodów wykonanych z PE na poziomie 0,70 uszk./km-rok. Zatem wynika, że modernizacji w pierwszej kolejności należałoby poddać przewody wykonane ze stali. Przewody żeliwne również wymagają uwagi, gdyż wykazują wysoki stopień uszkodzalności. Ich awa-

ryjność uwidacznia się przede wszystkim na sieci rozdzielczej i magistralnej. Fakt ten może skutkować dotkliwymi awariami.



Rys. 9. Jednostkowa intensywność uszkodzeń [uszk/km-rok] dla lat 2002-2012 w zależności od rodzaju przewodu; M – przewód magistralny, R – przewód rozdzielczy, P – przyłącza

Fig. 9. Failure rates [failures/km x year] for the years 2002-2012 for different of pipes; M – mains, R – distribution lines, P – connections

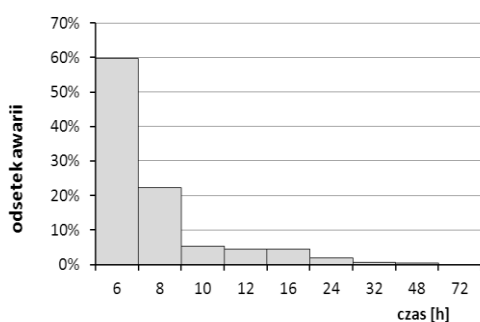


Rys. 10. Jednostkowa intensywność uszkodzeń dla całej sieci w latach 2002-2012 z podziałem na rodzaj materiału, z jakiego wykonano przewód; 1 – żeliwno, 2 – stal, 3 – PCW, 4 – PE

Fig. 10. Failure rates in the whole system in the years 2002-2012 for different pipe materials; 1 – cast iron, 2 – steel, 3 – PCV, 4 – PE

6. Czas usuwania awarii

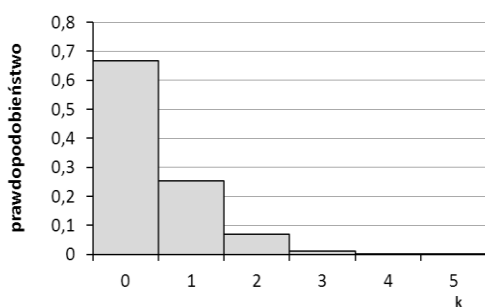
Czas, w jakim są usuwane awarie, jest zależny m.in. od: średnicy przewodów, usytuowania i rozległości awarii, sprzętu, jaki jest w posiadaniu eksploatatora, liczby brygad remontowych, warunków atmosferycznych oraz dostępności do miejsca awarii. Prawie 60% awarii zaistniałych na terenie obsługiwanym przez SPGK było usuniętych w ciągu do 6 godzin (rys. 11.), około 22,3% awarii – w ciągu 6-8 godzin, a dla zaledwie 1,9% awarii czas naprawy przewyższał 24 godziny.



Rys. 11. Rozkład czasu usuwania awarii

Fig. 11. Time distribution for failure repairs

Duża szybkość napraw wiąże się z występowaniem awarii głównie w mieście Sanoku (ok. 90% wszystkich awarii), a więc szybkim dojazdem na miejsce awarii. Należy jeszcze zwrócić uwagę, że przez większą część roku (średnio przez 244 doby) nie usuwano żadnych awarii. Można więc oczekiwać, że w najbliższym czasie prawdopodobieństwo wystąpienia doby bezuszkodzeniowej wyniesie ok. 0,67 (rys. 12.). Jako maksymalną liczbę uszkodzeń w dobie odnotowano $k = 5$ (1 przypadek w ciągu 19 lat).



Rys. 12. Rozkład dób w roku, w których wystąpiło k awarii sieci wodociągowej; k – liczba awarii w ciągu doby

Fig. 12. Annual distribution of days with k failures in the water supply system

7. Uwagi końcowe

W ciągu ostatnich 20 lat wchodzący w skład SPGK Sp. z o.o. Zakład Wodociągów i Kanalizacji został wyposażony nie tylko w sprzęt potrzebny do realizacji podstawowych działań (m.in. koparki czy samochody), lecz także w sprzęt diagnostyczny służący do lokalizacji urządzeń podziemnych, wykrywania nieszczelności sieci, sprawdzania sieci kanalizacyjnej, wykrywania zasuw i studzienek. Został również wprowadzony monitoring najważniejszych obiektów (np. SUW Zasław, SUW Trepcza, hydrofornie, większe przepompownie, zbiornik wody czystej znajdujący się w parku). ZWiK dysponuje również własnymi laboratoriami, w których wykonuje się badania jakości wody surowej i uzdatnionej. Laboratoria te znajdują się na terenie SUW Trepcza oraz SUW Zasław i są prowadzone według zasad zezwolenia Stacji Sanitarno-Epidemio-logicznej oraz wdrożonego w Państwie systemu ISO.

Według informacji SPGK Sp. z o.o. w Sanoku od pewnego czasu przewody magistralne oraz rozdzielcze są systematycznie poddawane częściowej wymianie. Opracowany jest plan budowy 3 km nowej sieci wodociągowej, łączącej dwa systemy zasilania miasta w wodę z ujęć w Trepczy i Zasławiu. Powstanie również zbiornik wyrównawczy o objętości 2000 m³ wraz z kilometrową magistralą zasilającą. Zbiornik ten wraz z infrastrukturą będzie miał na celu stabilizację pracy sieci, umożliwienie zmniejszenia różnic między ekstremalnymi wartościami ciśnienia, szczególnie w magistralach doprowadzających wodę od strony Trepczy. Ponadto zbiornik pozwoli na wyrównanie dotychczasowych nierównomierności pracy sieci wodociągowej, co w znacznym stopniu ma się przyczynić do zmniejszenia awaryjności sieci.

Wyniki analiz uszkodzalności sieci obsługiwanej przez SPGK Sp. z o.o. w Sanoku do 2012 r. są niekorzystne. Jednak ze względu na potencjał eksploatatora (m.in. posiadany sprzęt, laboratoria, monitoring, plany modernizacji, stosowanie systemów ISO 9001 i 14001, liczne certyfikaty [1]) oraz rozpoczęcie wymiany przewodów wydaje się, że już niedługo poprawa stanu technicznego sieci będzie zauważalna i odczuwalna.

Literatura

- [1] <http://www.spgk.com.pl/> (dostęp: 10.06.2014).
- [2] Kwietniewski M., Rak J.: Niezawodność infrastruktury wodociągowej i kanalizacyjnej w Polsce. Komitet Inżynierii Lądowej i Wodnej PAN, Warszawa 2010, s. 41-59.
- [3] Leń T.: Analiza pracy i uszkodzalności sieci wodociągowej miasta i gminy Sanok. Praca dyplomowa wykonana pod kierownictwem dr R. Iwanejko, Kraków 2014.
- [4] Materiały z Sanockiego Przedsiębiorstwa Gospodarki Komunalnej Sp. z o.o. w Sanoku dla lat 2002-2012.
- [5] Rak J.: Podstawy bezpieczeństwa systemów zaopatrzenia w wodę. Wydaw. Komitet Inżynierii Środowiska PAN, Lublin 2005, s.113-119.

ANALYSIS OF A FAILURE RATE IN THE WATER SUPPLY SYSTEM OPERATED BY THE SANOK PUBLIC UTILITIES

Summary

Municipal Management Works (MMW) at Sanok supply currently water to approx. 43 thousand residents of the city as well as to some parts of the Sanok and Zagorz municipalities. The San river constitutes the main source of water. Water is collected by two boundary water intakes. Since 2006, the water production has not practically changed, however, a lower water consumption and higher water losses have been observed in the network. The length of the water supply system is approx. 219.6 km. The mains comprise approx. 5% of the total length of water lines while distribution pipes account for approx. 56.5%; the remaining approx. 38.5% are individual connections. Most of the water system is made of gray cast iron (approx. 43%) and steel (approx. 29%). The number of failures, observed in the water supply system, varied in subsequent years though a slight upward trend could be observed. Each year, most failures occurred in the winter and corrosion turned out to be the most frequent cause of failure (approx. 40%). The determined failures values for mains and distribution lines exceed the recommended limiting values; the highest failure value was found for steel pipes. Approximately 82% of all failures were removed in less than 8 hours. The analyzes and evaluations were performed on the basis of information obtained from the Sanok MMW for the years 2002-2012 (water production) and the years 1994-2012 (failures). The Sanok MMW, which operates the water supply system, have been for some time replacing the mains and distribution lines with new ones. The unit has also plans to further develop the water system and carry out the construction of a water reservoir in order to stabilize the system operation. The actions are expected to reduce the system failure rate.

Keywords: water distribution system, water supply system failures, reliability, failure rate, repair of failures

Przesłano do redakcji: 7.01.2015 r.

Przyjęto do druku: 28.03.2015 r.

DOI: 10.7862/rb.2015.11

Małgorzata IWANEK¹

Beata KOWALSKA²

Dariusz KOWALSKI³

Marian KWIETNIEWSKI⁴

Katarzyna MISZTA-KRUK⁵

Paulina MIKOŁAJUK⁶

WPLYW RÓŻNYCH CZYNNIKÓW NA AWARYJNOŚĆ SIECI WODOCIĄGOWEJ W UKŁADZIE PRZESTRZENNYM – STUDIUM PRZYPADKU

W pracy przedstawiono wyniki badań eksploatacyjnych awaryjności obiektów sieci wodociągowej funkcjonującej w dużym mieście. Badaniami objęto system dystrybucji wody o długości około 1615 km, przy czym przewody rozdzielcze stanowiły około 1 200 km, przewody magistralne około 220 km i przewody tranzytowe około 190 km. Głównym celem badań była ocena i zilustrowanie awaryjności sieci wodociągowej i jej elementów na mapach numerycznych miasta. Oceniono wpływ rodzaju (funkcji – magistralne, rozdzielcze) i materiału (stal, żeliwo głównie szare, PVC, PE, azbestocement, żelbet) przewodów, ciśnienia w sieci, pory roku, rodzaju gruntu oraz występowania wód gruntowych (poniżej i powyżej 2 m pod powierzchnią terenu) na awaryjność obiektów sieciowych. Na potrzeby analiz awaryjności wyodrębniono odpowiednie obiekty badawcze. Obiekty te są podstawą tworzenia bazy danych w GIS do celów zarządzania awariami. Zamieszczono fragment planu siatki ulic ze wskazaniem miejsc awarii wraz z ich opisem. Zidentyfikowano następujące rodzaje uszkodzeń: uszkodzenie korozyjne, pęknięcie poprzeczne, pęknięcie podłużne, uszkodzenie armatury, uszkodzenie mechaniczne, wypchnięcie uszczelnienia, wyrwanie płata rury. Uszkodzenia te powodowały także skutki w pracy przewodu, jak przerwa i zakłócenie w pracy. W całym okresie obserwacji odnotowano 1991 uszkodzeń na przewodach sieci wodociągowej. Zdecydowanie najwięcej awarii (96%) wystąpiło na przewodach rozdzielczych. Badana sieć wodociągowa nie wyróżnia się wysoką awaryjnością. Średnia intensywność uszkodzeń wyniosła 0,27 uszk./km·rok i jest porównywalna z intensywnością

¹ Małgorzata Iwanek, Politechnika Lubelska

² Beata Kowalska, Politechnika Lubelska

³ Dariusz Kowalski, Politechnika Lubelska

⁴ Autor do korespondencji/corresponding author: Marian Kwietniewski, Politechnika Warszawska, Wydział Inżynierii Środowiska, ul. Nowowiejska 20, 00-653 Warszawa, tel. 22 2345336, marian.kwietniewski@is.pw.edu.pl,

⁵ Katarzyna Miszta-Kruk, Politechnika Warszawska

⁶ Paulina Mikołajuk, Adaptronica Sp. z o.o., Łomianki k/Warszawy

uszkodzeń sieci wodociągowych miast polskich badanych w latach 2005-2008 (0,37 uszk./km-rok). Uzupełniającym rezultatem badań jest hierarchizacja obiektów pod względem ryzyka ich awarii. Ustalono, że największym ryzykiem awarii są obciążone przewody rozdzielcze wykonane z żeliwa (szarego), ułożone w glinach zwałowych i na głębokości poniżej 2 m.

Słowa kluczowe: niezawodność, sieci wodociągowe, czynniki awaryjności, GIS

1. Wprowadzenie

Badania awaryjności i niezawodności sieci wodociągowych i ich elementów są prowadzone w Polsce i na świecie już od ponad 40 lat. W tym czasie uzyskano wiele oryginalnych wyników. Powstały ogromne zbiory wartości wskaźników niezawodności różnych obiektów wodociągowych, które na ogół były i nadal są wykorzystywane w celach praktycznych, np. do oceny stanu technicznego czy też wskazania możliwości podnoszenia niezawodności funkcjonowania sieci i ich elementów. Zakres tych badań jest bardzo szeroki i nie jest możliwe w ramach niniejszej pracy chociażby skrótowne przybliżenie ich wyników. Obejmują one m.in. analizę wpływu funkcji, materiału i średnicy przewodu, czasu eksploatacji, ciśnienia w sieci, niestabilności gruntu na awaryjność i niezawodność sieci oraz ich elementów. W tym obszarze można wymienić prace [1-4, 5, 8, 9, 15, 22, 24, 27]. Prowadzone są także prace badawcze w poszukiwaniu odpowiednich metod analizy różnych aspektów niezawodnościowych związanych z dystrybucją wody [9, 19, 20, 21, 26] oraz badania opinii odbiorców na temat pewności dostawy wody [10-12, 17, 18, 23]. Pełne omówienie wyników w zakresie badań niezawodności sieci wodociągowych można znaleźć w monografiach [11] i [13].

Wśród bogatego dorobku badawczego w odniesieniu do sieci wodociągowych niezwykle skromne są publikacje wyników badań ukierunkowanych na wykorzystanie baz danych typu GIS (*Geographical Information System*) do oceny niezawodności sieci [7, 25]. Wiąże się to z wyodrębnieniem w systemie dystrybucji wody odpowiednich obiektów wodociągowych i ich właściwą identyfikacją przestrzenną w bazie GIS. Wizualizacja awaryjności tych obiektów na mapach numerycznych sieci i miasta jest istotnym elementem w procesie decyzyjnym dotyczącym odnowy sieci wodociągowej. W pracy [25] przeanalizowano częstość uszkodzeń przewodów przy wykorzystaniu danych z bazy GIS. Pomimo uzyskania zamierzonych wyników wskazano na występujące nadal problemy z zastosowaniem GIS do oceny awaryjności obiektów wodociągowych. Zaobserwowano też wiele niedociągnięć w opisie danych w bazie.

W związku z tym autorzy niniejszej publikacji podjęli próbę badań eksploatacyjnych niezawodności sieci wodociągowej na przykładzie dużego miasta, których celem była ocena wpływu różnych czynników na tę niezawodność z możliwością przestrzennej wizualizacji tego wpływu na mapie numerycznej sieci.

Wyniki oceny przedstawiono także w sposób tradycyjny w formie opracowanych statystycznie wykresów i zestawień tabelarycznych.

Przeprowadzone badania są kolejnym etapem prac na drodze tworzenia standardów współpracy baz danych typu GIS z modulem „analiza i ocena awaryjności sieci wodociągowych” rozwijanym w przedsiębiorstwach. Prace w tym kierunku zostały zapoczątkowane przez zespół autorski w ramach projektu badawczego [16] realizowanego w latach 2011-2012 na Politechnice Warszawskiej i Politechnice Lubelskiej. Opracowano już propozycje zakresu i formatu danych oraz sposoby wizualizacji wyników ocen awaryjności, które obecnie są wdrażane w MPWiK w Puławach. Wyniki przedstawione w niniejszej pracy są efektem rozpoznania aktualnego stanu i zakresu ewidencjonowania danych w wybranym przedsiębiorstwie oraz możliwości wizualizacji oceny awaryjności sieci wodociągowej, która powinna usprawnić proces zarządzania jej eksploatacją.

2. Obiekt badań

Sieć wodociągowa objęta badaniami dostarcza wodę do miasta w ilości ok. 55 mln m³ rocznie. Łączna długość sieci w 2012 r. wynosiła około 1 615 km, w tym przewody rozdzielcze stanowiły około 1 200 km, przewody magistralne około 220 km, a przewody tranzytowe około 190 km. Ze względu na znaczne zróżnicowanie wysokościowe terenu w sieci wodociągowej wydzielono strefy ciśnienia. Przewody sieci wodociągowej zostały wykonane głównie z żeliwa szarego (ponad 41% długości – najstarsza część sieci) oraz PVC (ponad 34%). Na pozostałą część sieci składają się rurociągi wykonane ze stali, PE, PP, żelbetu, azbestocementu i GRP.

3. Metodyka badań

Badania były prowadzone w taki sam sposób i według tej samej metodyki, jak w przypadku sieci kanalizacyjnych, co omówiono w innej publikacji tego wydania czasopisma [6]. W przypadku sieci wodociągowej autorzy dysponowali większymi zasobami danych niż w odniesieniu do sieci kanalizacyjnych, co umożliwiło dokładniejsze tworzenia obiektów badawczych. W rezultacie możliwe było wyodrębnienie następujących obiektów:

- 1) sieć wodociągowa jako całość (SW),
- 2) przewody magistralne (M) z podziałem na
 - żeliwne (Z – głównie żeliwo szare),
 - stalowe (S),
 - polietylenowe (PE),
 - żelbetowe (ZB),
- 3) przewody rozdzielcze (R) z podziałem na
 - żeliwne (Z – głównie żeliwo szare),
 - stalowe (S),

- polietylenowe (PE),
- azbestocementowe (AC),
- żelbetowe (ZB),
- wykonane z polichlorku winylu (PVC).

Ze względu na brak danych liczbowych dotyczących uzbrojenia tych elementów w analizach nie uwzględniono awaryjności i niezawodności.

W wyniku analizy zgromadzonych danych źródłowych ustalono następującą listę czynników, których wpływ na awaryjność sieci wodociągowej badano w ramach przyjętego programu:

- czas eksploatacji,
- rodzaj i związana z tym funkcja przewodu,
- materiał przewodu,
- ciśnienie w sieci,
- pora roku,
- rodzaj gruntu,
- występowanie i głębokość zwierciadła wód gruntowych.

Wybór czynników był uwarunkowany dostępnością danych.

Do oceny awaryjności i niezawodności sieci poza analizą bezwzględnych liczebności awarii zastosowano jednostkową intensywność uszkodzeń oszacowaną według zależności opisanej w pracy [6]. Zidentyfikowano następujące rodzaje uszkodzeń:

- uszkodzenie korozyjne,
- pęknięcie poprzeczne,
- pęknięcie podłużne,
- uszkodzenie armatury,
- uszkodzenie mechaniczne,
- wypchnięcie uszczelnienia,
- wyrwanie płata rury.

Uszkodzenia te powodowały następujące skutki w pracy przewodu:

- przerwa w pracy,
- zakłócenie w pracy.

Ze względu na brak danych w analizie nie było możliwe zidentyfikowanie wieku uszkodzonych przewodów.

4. Wyniki badań

4.1. Rodzaje i skutki uszkodzeń

Analizę rodzajów i skutków uszkodzeń przeprowadzono dla przewodów z uwzględnieniem materiału, z którego zostały wykonane. Wstępna analiza danych wykazała, że uszkodzenia przewodów z tworzyw termoplastycznych (PVC, PE, PP), jak również z azbestocementu wymagały głównie wyłączenia uszkodzonego odcinka z pracy, co skutkowało przerwą w dostawie wody do

mieszkańców. Ze względu na dostępność danych przedstawiono relacje rodzajowo-skutkowe uszkodzeń przewodów najbardziej awaryjnych, tj. wykonanych z żeliwa (tab. 1.).

4.2. Wpływ różnych czynników na awaryjność sieci wodociągowej

Na rysunkach 1-9. i w tab. 1., 2. zilustrowano rozkłady uszkodzeń oraz jednostkowe intensywności uszkodzeń w funkcji rozważanych czynników: awaryjności w funkcji czasu, wpływu rodzaju materiału, ciśnienia panującego w przewodach, pory roku, wpływu rodzaju gruntu i wód gruntowych.

Tabela 1. Relacje rodzajowo-skutkowe uszkodzeń dla przewodów z żeliwa

Table 1. Causes and types of cast iron pipelines failures

Rodzaj uszkodzenia	Skutek uszkodzenia					
	przerwa w pracy		zakłócenie w pracy		razem uszkodzenia	
	liczba	%	liczba	%	liczba	%
Uszkodzenia korozyjne	96	7	12	1	108	8
Pęknięcie podłużne rury	231	17	21	2	252	18
Pęknięcie poprzeczne rury	506	36	46	3	552	40
Uszkodzenie armatury	8	1	1	0	11	1
Uszkodzenie mechaniczne	182	17	13	1	199	14
Wypchnięcie uszczelnienia	199	61	14	4	260	19
Wyrwanie płata rury	1	0	0	0	1	0
Inne	8	1	0	0	8	1
Razem	1231	88	160	12	1391	100

Należy podkreślić, że liczba uszkodzeń, choć jest istotną informacją o awaryjności sieci wodociągowej, nie wystarcza do pełnej oceny tej awaryjności, zależy ona bowiem od długości sieci. Dlatego koniecznym uzupełnieniem oceny jest średnia jednostkowa liczba uszkodzeń odniesiona do km i roku.

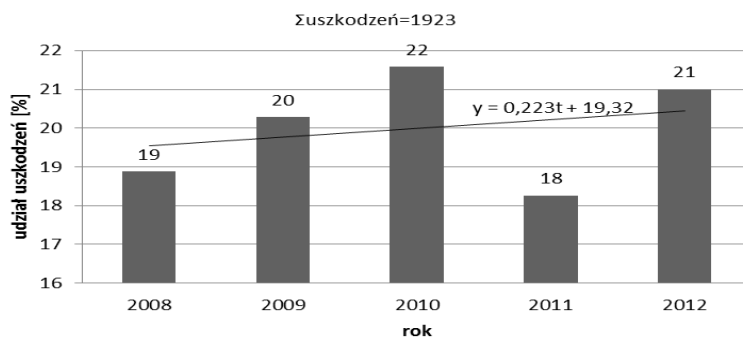
Awaryjność w funkcji czasu

Ten aspekt awaryjności analizowano dla sieci jako całości przewodów magistralnych i rozdzielczych oraz wszystkich rodzajów materiałów. Wyniki zilustrowano na przykładzie sieci oraz najbardziej uszkadzających się obiektów, tj. przewodów żeliwnych (rys. 1. i 2.).

Rodzaj/funkcja przewodów

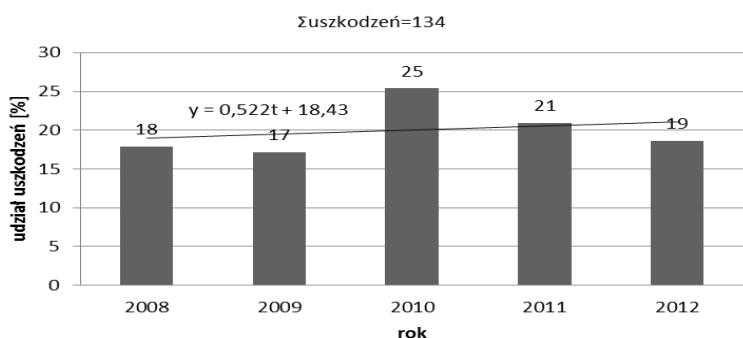
Przy długości przewodów magistralnych 220 km i długości przewodów rozdzielczych 1200 km jednostkowa intensywność uszkodzeń wyniosła:

- przewody magistralne – **0,06** uszk./km·rok,
- przewody rozdzielcze – **0,31** uszk./km·rok.



Rys. 1. Rozkład ilościowy uszkodzeń sieci wodociągowej w latach 2008-2012

Fig. 1. Quantitative distribution of water supply network failures in 2008-2012



Rys. 2. Rozkład ilościowy uszkodzeń przewodów żeliwnych w latach 2008-2012

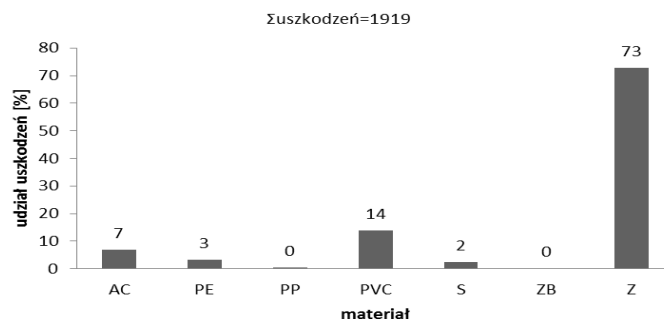
Fig. 2. Quantitative distribution of cast iron pipelines failures in 2008-2012

Material przewodu

Wpływ materiału na awaryjność analizowano w odniesieniu do wszystkich przewodów wodociągowych, dla których uzyskano dane o uszkodzeniach. Wyniki zilustrowano na rys. 3. i w tab. 2.

Ciśnienie w sieci

Analizie poddano liczbę awarii skonfrontowaną z rozkładem przestrzennym ciśnienia w sieci wodociągowej. Ze względu na ograniczoność danych możliwe było uwzględnienie tylko przedziałów wartości ciśnienia w zadanych strefach miasta. Na wykresie (rys. 4.) przedstawiono rozkład liczby awarii w funkcji ciśnienia maksymalnego w sieci wodociągowej.



Rys. 3. Rozkład uszkodzeń sieci wodociągowej w zależności od materiału przewodów

Fig. 3. Distribution of water supply network failures depending on the pipe material

Tabela 2. Średnia intensywność uszkodzeń obiektów sieci wodociągowej w zależności od materiału przewodów

Table 2. The average failure rate of the water network objects depending on the pipe material

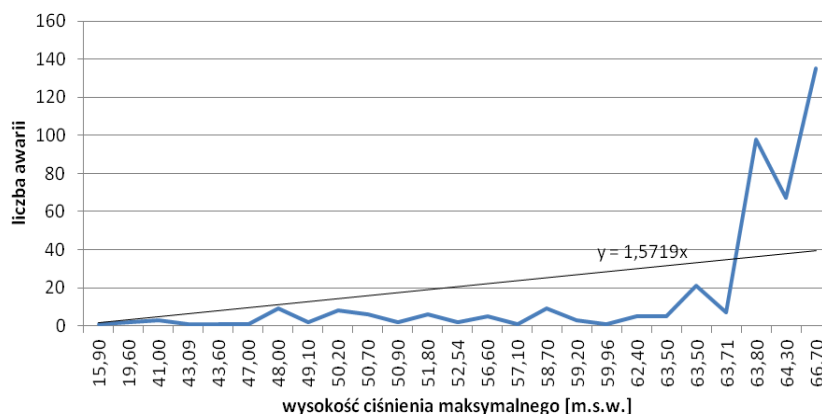
Material przewodu	Długość [km]	Liczba awarii w latach 2008-2012	Średnia intensywność uszkodzeń [uszk/(km ·rok)]	Jedna awaria na przewodach o długości [km]
Żeliwo	643	1397	0,43	2,30
Stal	39	46	0,24	4,24
PVC	424	265	0,13	8,00
PE	208	64	0,06	16,25
Azbestocement	92	134	0,29	3,43
Inne (PP, żelbet)	22	13	0,12	8,46

Wpływ pory roku

Wpływ pory roku na awaryjność sieci wodociągowej analizowano w całym okresie obserwacji, również w rozbiciu na poszczególne miesiące, uwzględniając przy tym średnią temperaturę w miesiącu. Wybrane wyniki przedstawiono na rys. 4-6.

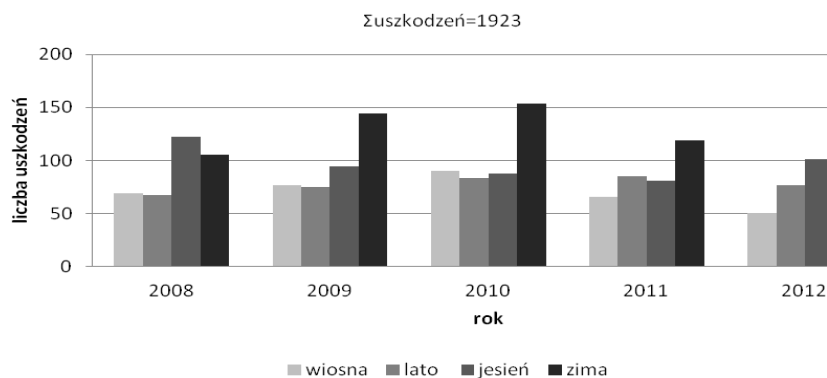
Rodzaj gruntu

Wyniki analizy wpływu warunków gruntowych na awaryjność sieci wodociągowej przedstawiono na rys. 7., a odnoszą się one do 2012 r.



Rys. 4. Rozkład awarii w funkcji ciśnienia maksymalnego w sieci wodociągowej (wartości z 2012 r.)

Fig. 4. The distribution of failures as a function of the maximum pressure in the water network (values from 2012 year)

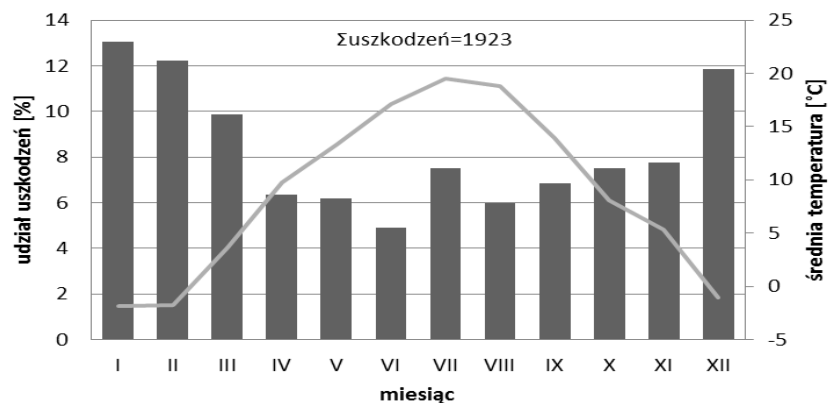


Rys. 5. Rozkład uszkodzeń sieci wodociągowej w kolejnych latach z uwzględnieniem pory roku

Fig. 5. Distribution of the water network failures in subsequent years, taking into account the season

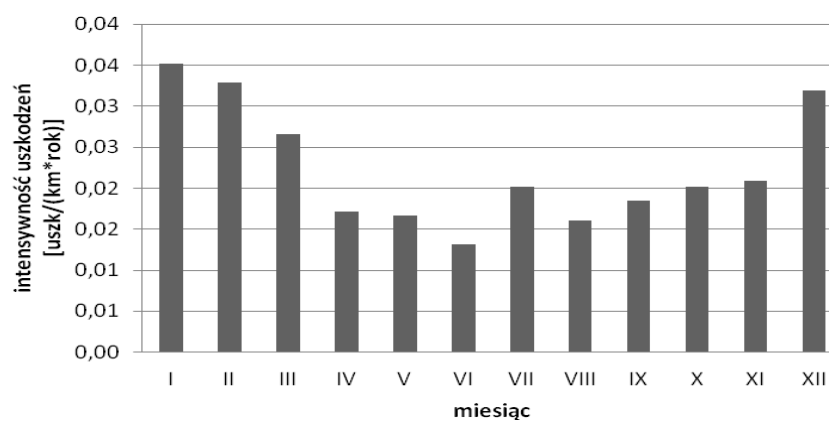
Woda gruntowa

Wpływ występowania wody gruntowej na awaryjność sieci analizowano przy uwzględnieniu zalegania wody na głębokości do 2 m p.p.t. i poniżej 2 m p.p.t. Wyniki zilustrowane na rys. 8. i 9. odnoszą się do danych otrzymanych w 2012 r.



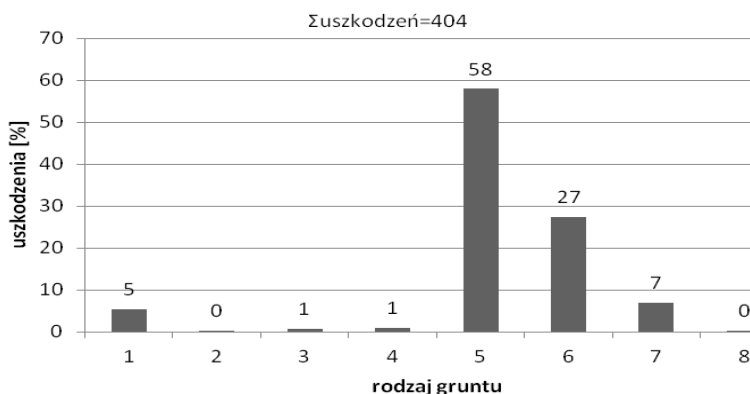
Rys. 6. Rozkład uszkodzeń sieci wodociągowej oraz średniej temperatury powietrza w kolejnych miesiącach w latach 2008-2012

Fig. 6. Distribution of water network failures and the average air temperature in the subsequent months in 2008-2012



Rys. 7. Rozkład intensywności uszkodzeń sieci wodociągowej w kolejnych miesiącach w latach 2008-2012

Fig. 7. Distribution of water network failure rate in the subsequent months in 2008-2012



Rys. 8. Rozkład uszkodzeń przewodów wodociągowych w 2012 r. w zależności od rodzaju otaczającego gruntu; 1 – nasypy niebudowlane, 2 – namuły, gytie, 3 – koluwia i deluwia + stożki napływowe, 4 – piaski i żwiry tarasów zalewowych, serie korytowe, 5 – gliny zwałowe, 6 – piaski wodnolodowcowe i lodowcowe, rzeczno-peryglacialne: moren czołowych, ozów, kemów, sandrów, 7 – utwory zastoiskowe, 8 – zwietrzeliny

Fig. 8. Distribution of water pipelines failures in 2012 depending on the surrounding soil; 1 – embankments, 2 – alluvial deposits, gythias, 3 – colluvium and deluvium + alluvial cones, 4 – sands and gravels of flood terraces, a series of beds, 5 – tills, 6 – glacial and fluvioglacial sands, river-periglacial: front moraine, eskers, kames, sandurs, 7 – pocket deposits, 8 – weathered materials



Rys. 9. Rozkład uszkodzeń przewodów wodociągowych w 2012 r. w zależności od zasięgu występowania wód gruntowych; 1 – wody gruntowe powyżej 2 m p.p.t, 2 – wody gruntowe poniżej 2 m p.p.t.

Fig. 9. Distribution of water pipelines failures in 2012 depending on the range of occurrence of groundwater; 1 – groundwater above 2 m p.p.t., 2 – groundwater below 2 m p.p.t.

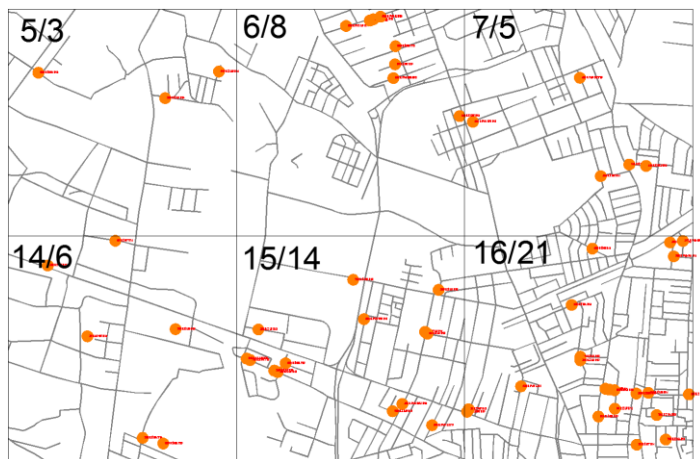
4.3. Klasyfikacja obiektów infrastruktury wodociągowej pod kątem ryzyka awarii

W przypadku sieci wodociągowej ryzyko dotyczy przerw w dostawie wody do odbiorców i związanych z tym strat wody. Badane obiekty sklasyfikowano pod kątem ryzyka wystąpienia awarii w kolejności od maksymalnego do minimalnego. Klasyfikacje przygotowano z uwzględnieniem różnych kryteriów. Należy zaznaczyć, że są one pochodną zakresu i dokładności danych źródłowych, jakie można było uzyskać na potrzeby prowadzonych analiz.

1. Obiekty według funkcji:
 - przewody rozdzielcze,
 - przewody magistralne.
2. Obiekty według materiału:
 - przewody z żeliwa (głównie szarego),
 - przewody z PVC,
 - przewody azbestocementowe,
 - przewody stalowe.
3. Obiekty z uwzględnieniem wpływu rodzaju gruntu:
 - przewody ułożone w glinach zwałowych,
 - przewody ułożone w piaskach wodnolodowcowych i lodowcowych.
4. Obiekty z uwzględnieniem wpływu poziomu wód gruntowych:
 - przewody ułożone na głębokości zalegania wód gruntowych poniżej 2 m,
 - przewody ułożone na głębokości zalegania wód gruntowych powyżej 2 m.
5. Obiekty z uwzględnieniem wpływu ciśnienia w sieci:
 - przewody ułożone w strefie o maksymalnym ciśnieniu powyżej 60 m s w.,
 - pozostałe przewody wodociągowe.

4.4. Rozkład przestrzenny awaryjności sieci wodociągowej

Ze względu na ograniczoną dostępność danych przestrzenne rozkłady awaryjności sieci opracowano dla ostatniego 2012 r. obserwacji. W tym celu na mapie miasta z naniesioną siecią wodociągową utworzono regularną siatkę jednokowych pól i zidentyfikowano w nich awarie, uwzględniając przede wszystkim lokalizację oraz w miarę możliwości wszystkie czynniki determinujące zdarzenia awaryjne. Rozkład przestrzenny awarii zilustrowano na przykładzie fragmentu podstawowej warstwy tematycznej, tj. siatki ulic z inwentaryzacją awarii (rys. 10. i 11.).



Rys. 10. Fragment planu ogólnej siatki ulic z inwentaryzacją awarii;
2/3 – nr strefy/liczba awarii w strefie

Fig. 10. Fragment of a general plan for the street grid with the inventory of the accident; 2/3 – no area/number of failures in the area



Rys. 11. Szczegóły oznaczenia awarii na planie ogólnym z rys. 10.; R – przewód rozdzielczy, Ź – żeliwo, LU – luty, N – nie występuje

Fig. 11. Details of the sign of failure on the general plan from Fig. 10; R – distribution pipe, Y – cast iron, LU – February, N – not occur

5. Dyskusja wyników i wnioski

W całym okresie (2008-2012) obserwacji odnotowano 1991 uszkodzeń na przewodach sieci wodociągowej. Zdecydowanie najwięcej awarii, bo 96%, wy-

stąpiło na przewodach rozdzielczych, a tylko 4% na magistralnych, tj. 24 razy mniej. Badana sieć wodociągowa nie wyróżnia się wysoką awaryjnością – średnia intensywność uszkodzeń wyniosła 0,27 uszk./km·rok i jest porównywalna z intensywnością uszkodzeń sieci wodociągowych miast polskich badanych w latach 2005-2008 (0,37 uszk./km·rok) [14].

Najwyższą intensywnością uszkodzeń charakteryzują się przewody żeliwne (0,43 uszk./km·rok), co oznacza, że średnio w roku jedna awaria wystąpiła na 2,3 km przewodów. Natomiast najmniejszą intensywność uszkodzeń mają rurociągi polietylenowe (0,06 uszk./km i rok) lub inaczej jedna awaria w roku na długości 16,3 km przewodów. Wraz ze wzrostem wysokości ciśnienia w sieci wzrasta także awaryjność (trend ten zaobserwowano zwłaszcza bardzo wyraźnie dla wysokich wartości ciśnienia powyżej 60 m.s.w. (rys. 4.).

Można zauważyć znaczący wpływ pory roku i związanej z nią temperatury powietrza i gruntu na awaryjność sieci wodociągowej. W miesiącach zimowych, tj. grudzień, styczeń, luty, zarejestrowano największą liczbę awarii (37% wszystkich uszkodzeń). Zdecydowanie mniej uszkodzeń występowało wiosną i latem, a miesiącem o najniższej intensywności uszkodzeń (0,01 uszk./km·rok) był czerwiec (rys. 6.). Można również zaobserwować silną odwrotną zależność liczby uszkodzeń od średniej temperatury powietrza w mieście – gdy temperatura wzrastała, liczba awarii malała w skali roku (rys. 5.).

Ponad połowa awarii wiąże się z przewodami ułożonymi w glinach zwałowych, natomiast co czwarta awaria wodociągowa wystąpiła na rurociągach ułożonych w piaskach wodnolodowcowych i lodowcowych (rys. 7.). Ponad 80% awarii wystąpiło na przewodach ułożonych powyżej poziomu wody gruntowej. W związku z tym można ogólnie stwierdzić, że wpływ wód gruntowych na awaryjność sieci wodociągowej jest niewielki (co piąte uszkodzenie).

W badanym okresie, tj. 5 lat, liczba awarii wykazuje tendencję rosnącą niezależnie od rodzaju materiału. Wyjątkiem są lata 2010 (415 awarii) i 2011 (351 awarii). Na sytuację tę wpłynęły głównie awarie na przewodach żeliwnych. Awarie przewodów wykonanych z żeliwa charakteryzują się dużą różnorodnością. Dominującymi uszkodzeniami są jednak pęknięcia poprzeczne i podłużne. Uszkodzenia w 88% powodowały wyłączenie przewodu z pracy.

Przewody ze stali ulegały głównie korozji (74% awarii). Awarie te powodowały na ogół przerwy w dostawie wody do odbiorców. Przewody z PVC uszkadzały się najczęściej w sposób mechaniczny (ponad $\frac{3}{4}$ wszystkich awarii). W 99% przypadków awarie skutkowały wyłączeniem odcinka z pracy. Rurociągi polietylenowe (PE) ulegały uszkodzeniom mechanicznym. W przypadku rurociągów wykonanych z azbestocementu uszkodzenia miały głównie charakter pęknięć poprzecznych i podłużnych (odpowiednio 51% i 31%).

Ogólnie można stwierdzić, że największym ryzykiem awarii są obciążone przewody rozdzielcze wykonane z żeliwa (szarego), ułożone w glinach zwałowych, przy głębokości zalegania wód poniżej 2 m i ciśnieniu powyżej 60 m.s.w.

Strefy o największej liczbie awarii są skupione w południowo-wschodniej części miasta, jednak głównie obejmują jego centrum. Liczba awarii występujących w tych obszarach przekracza 10, a w niektórych nawet 20 w ciągu jednego roku. Ponieważ obszary te charakteryzują się dużą gęstością zabudowy, usuwanie awarii może być utrudnione ze względu na problemy związane z dostępnością terenu.

Wizualizacja oceny zasięgu skutków awarii jest niezwykle trudna, podobnie jak w przypadku sieci kanalizacyjnych, ze względu na ograniczoną ilość danych w archiwach przedsiębiorstwa i stopień szczegółowości dostępnych map. Dlatego nie zawsze można było zastosować jednostkową intensywność uszkodzeń, która byłaby lepszym wskaźnikiem awaryjności niż liczebność awarii. Niemniej liczby awarii skojarzone z określonymi obszarami miasta sygnalizują także gęstość nasilenia uszkodzeń w tych rejonach, co może być istotną pomocą dla eksploatatora sieci.

6. Podsumowanie

Pomimo dużego zaawansowania prac wdrożeniowych w zakresie tworzenia baz danych typu GIS w przedsiębiorstwach wodociągowych nadal widać duże braki w zasobach tych baz niezbędnych do analizy i oceny awaryjności obiektów wodociągowych, która jest podstawą oceny stanu technicznego, a w konsekwencji podejmowania decyzji o ich odnowie.

Na podstawie zebranych dotychczas doświadczeń i analiz danych zawartych w bazach typu GIS innych przedsiębiorstw można stwierdzić, że opracowane już podstawy standardów określających sposób wykorzystania tych baz do oceny awaryjności sieci wodociągowych nie są jeszcze stosowane w przedsiębiorstwach wodociągowych. Ponieważ bazy GIS stwarzają ogromne możliwości usprawnienia procesu zarządzania eksploatacją układów sieciowych, chociażby poprzez wspomaganie oceny przestrzennej stanu technicznego przewodów i podejmowania decyzji odnośnie do ich odnowy, warto podejmować próby odpowiedniego porządkowania i uzupełniania danych o awariach w GIS.

Literatura

- [1] Bjorklund I.: Plastic pipes in water distribution systems. A study of failure frequencies. The Nordic Plastic Pipe Association, Stockholm 1990.
- [2] Buckler M., Sattler R.: DVGW-Schadenstatistik Wasser, erste Auswertung und Umsetzung. GWF Wasser-Abwasser, nr 13, 1999, s. 48-53.
- [3] Dohnalik P., Jędrzejewski A.: Efektywna eksploatacja wodociągów. Wydaw. LEM-tech Consulting sp. z o.o., Kraków 2004.
- [4] Hotłoś H.: Ilościowa ocena wpływu wybranych czynników na parametry i koszty eksploatacji sieci wodociągowych. Politechnika Wroclawska, Wrocław 2007 (rozprawa habilitacyjna).

- [5] Hotłoś H., Mielcarzewicz E.: Warunki i ocena niezawodności działania sieci wodociągowych i kanalizacyjnych na terenach górniczych. Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej, seria: Monografie, nr 56, Wrocław 2011.
- [6] Iwanek M., Kowalska B., Kowalski D., Kwietniewski M., Miszta-Kruk K., Rzepka A., Szotowicz K.: Wpływ różnych czynników na awaryjność sieci kanalizacyjnych w układzie przestrzennym – studium przypadku. Czasopismo Inżynierii Lądowej, Środowiska i Architektury Politechniki Rzeszowskiej (JCEEA), t. XXXII, z. 62, nr 1/15.
- [7] Kowalska B., Kowalski D., Kwietniewski M., Miszta-Kruk K.: Ocena awaryjności systemu dystrybucji wody z wykorzystaniem bazy danych typu GIS. Mat. konf. „Zaopatrzenie w wodę, jakość i ochrona wód”. Poznań-St. Jabłonki 2012, t. II, s. 67-77.
- [8] Kuś K., Witek E.: Badania granicznych wskaźników eksploatacji sieci wodociągowych. Mat. konf. „Zaopatrzenie w wodę miast i wsi”. Wydaw. PZITS O/Wielkopolski, Poznań 1998.
- [9] Kwietniewski M.: Metodyka badań eksploatacyjnych sieci wodociągowych pod kątem niezawodności dostawy wody do odbiorców. Prace naukowe „Inżynieria Środowiska”, z. 28. Oficyna Wydawnicza Politechniki Warszawskiej, Warszawa 1999.
- [10] Kwietniewski M.: Ocena zawodności dostawy wody z punktu widzenia jej odbiorców na przykładzie badań w wybranym osiedlu mieszkaniowym. Mat. konf. „Zaopatrzenie w wodę miast i wsi”, Kraków 2000, s. 705-713.
- [11] Kwietniewski M., Rak J.: Niezawodność infrastruktury wodociągowej i kanalizacyjnej w Polsce. Studia z Zakresu Inżynierii, nr 67. Polska Akademia Nauk, Warszawa 2010.
- [12] Kwietniewski M., Roman M., Kłoss-Trębaczkiwicz H.: Niezawodność wodociągów i kanalizacji. Arkady, Warszawa 1993.
- [13] Kwietniewski M., Podedworna J., Sozański M. (red.): Stan aktualny i kierunki rozwoju nauki w zakresie zaopatrzenia w wodę, usuwania ścieków i unieszkodliwiania osadów oraz gospodarki odpadami. Wydaw. Komitetu Inżynierii Lądowej i Wodnej PAN. Studia z Zakresu Inżynierii, nr 85. Warszawa 2014.
- [14] Kwietniewski M., Tłoczek M., Wysocki L.: Zasady doboru rozwiązań materiałowo-konstrukcyjnych do budowy przewodów wodociągowych. Wydaw. Izba Gospodarcza „Wodociągi Polskie”, Bydgoszcz 2011.
- [15] Piechurski F., Kuś K.: Znaczenie wskaźników awaryjności i strat wody w ocenie pracy sieci wodociągowej. Mat. konf. „Zaopatrzenie w wodę, jakość i ochrona wód”. Wyd. PZITS O/Wielkopolski, t. II, Poznań 2004, s. 603-617.
- [16] „Przygotowanie założeń i wdrożenie Zintegrowanego Systemu Zarządzania Infrastrukturą Techniczną Przedsiębiorstwa. Cz I.” Projekt realizowany dla MPWiK „Wodociągi Puławskie” w ramach Programu Operacyjnego Innowacyjna Gospodarka. Działanie 1.4, 2011-2012, <http://www.mpwik.pulawy.pl/> (dostęp: 26.11.2014).
- [17] Rak J.: Zarządzanie ryzykiem w systemie zaopatrzenia w wodę. Oficyna Wydawnicza Politechniki Rzeszowskiej, Rzeszów 2009.
- [18] Rak J., Tchórzewska-Cieślak B.: Czynniki ryzyka w eksploatacji systemów zaopatrzenia w wodę. Oficyna Wydawnicza Politechniki Rzeszowskiej, Rzeszów 2007.

- [19] Rak J. (red.), Kwietniewski M., Kowalski D., Tchórzewska-Cieślak B., Zimoch I., Bajer J., Iwanek R., Misztal-Kruk K., Studziński A., Boryczko K., Pietrucha-Urbaniak K., Piegdoń I.: *Metody oceny niezawodności i bezpieczeństwa dostawy wody do odbiorców*. Oficyna Wydawnicza Politechniki Rzeszowskiej, Rzeszów 2013.
- [20] Tanyimboh T.T., Tabesh M., Burrows R.: *Appraisal od source head methods for calculating reliability of water distribution networks*. ASCE J Water Res Plan Manage., 2001, no. 127(4), pp. 206-213.
- [21] Tchórzewska-Cieślak B.: *Metody analizy i oceny ryzyka awarii podsystemu dystrybucji wody*. Oficyna Wydawnicza Politechniki Rzeszowskiej, Rzeszów 2011.
- [22] Wieczysty A.: *Niezawodność systemów wodociągowych i kanalizacyjnych. Cz. I i II: Teoria niezawodności i jej zastosowania*. Politechnika Krakowska, Kraków 1990.
- [23] Wieczysty A., Krawczyk P.: *Ocena uciążliwości przerw w dostawie wody przez jej odbiorców*. Mat. konf. „Bezpieczeństwo, niezawodność, diagnostyka urządzeń i systemów gazowych, wodociągowych, kanalizacyjnych, grzewczych”. Zakopane 2001, s. 409-417.
- [24] Zakrzewska A.: *Wpływ wybranych czynników na niezawodność stalowych i żeliwnych przewodów sieci wodociągowych*. Politechnika Śląska, Gliwice 2005 (rozprawa doktorska).
- [25] Zhang T.: *Application of GIS and CARE-W systems on water distribution networks*, Skärholmen. Praca powstała w ramach „International Master Programme of Environmental Engineering & Sustainable Infrastructure”. Royal Institute of Technology, Stockholm, Sweden 2006.
- [26] Zimoch I.: *Zintegrowana metoda analizy niezawodności funkcjonowania i bezpieczeństwa systemów zaopatrzenia w wodę*. Wydaw. Politechniki Śląskiej, Gliwice 2011.
- [27] Zuber T.: *Wpływ eksploatacji górniczej na uszkodzalność sieci wodociągowych i kanalizacyjnych na obszarze wybranych miast Śląska*. Gaz, Woda i Technika Sanitarna, nr 6/1999, s. 207-213.

EFFECT OF VARIOUS FACTORS ON WATER SUPPLY NETWORK FAILURE IN SPATIAL SYSTEM – A CASE STUDY

S u m m a r y

The paper presents results of field reliability tests of water supply network. The investigated network is located in a big city. The study covered 1615 km of water distribution system including a distribution network aprox. 1200 km a main pipelines aprox. 220 km and transit pipelines aprox. 190 km. Main aims of the presented research were an evaluation of failures of water supply network and its elements and an illustration of these failures on numerical maps of the city. During the investigation, authors estimated the influence of following factors on network's objects failures: the type of a pipes (function – main and distribution pipelines), their material (steel, grey cast iron, asbestos-cement, reinforced concrete, PVC, PE) , pressure head, seasons, type of soil and groundwater level (below and above 2 m of the ground level). For the purposes of failure analysis the relevant research objects were extracted. These objects are the basis for the creation of a GIS database for the management failures. A fragment of the street grid plan indicating the points of failures and their descriptions were posted. The following types of failures were identified: dam-

age to corrosion, crack transverse, longitudinal fracture, damage to fittings, mechanical damage, pushing seals, pipe wrench lobe. These failures caused to the following effects in the pipeline work: interruption and disruption in the work. Throughout the observation period 1991 failures were recorded on water supply network. By far the largest failure because 96% occurred on distribution lines. The water supply network is not distinguished by a high failure rate. The average failure rate was 0.27 failures / (km·year) and is comparable with the intensity of failure to the water supply networks of Polish cities surveyed in the 2005 to 2008 (0.37 failures / (km·year)). The additional effect of the investigation is an elaboration of the network's objects failure risk hierarchy. The greatest risk of a failure exists in conditions of distributing pipes, made by gray cast iron, located over 2 m under the ground level in boulder clay.

Keywords: reliability, water supply networks, failure factors, GIS

Przesłano do redakcji: 18.12.2014 r.

Przyjęto do druku: 28.03.2015 r.

DOI: 10.7862/rb.2015.12

Małgorzata IWANEK¹

Beata KOWALSKA²

Dariusz KOWALSKI³

Marian KWIETNIEWSKI⁴

Katarzyna MISZTA-KRUK⁵

Anna RZEPKA⁶

Kornelia SZOTOWICZ⁷

WPLYW RÓŻNYCH CZYNNIKÓW NA AWARYJNOŚĆ SIECI KANALIZACYJNYCH W UKŁADZIE PRZESTRZENNYM – STUDIUM PRZYPADKU

W pracy przedstawiono wyniki badań eksploatacyjnych awaryjności sieciowych obiektów kanalizacyjnych tworzących systemy odprowadzania ścieków w dużym mieście. Badaniami objęto 1568 km sieci kanalizacyjnych, w tym sieć ogólnospławną około 429 km, sieć sanitarną około 660 km, sieć deszczową około 470 oraz przewody tłoczne około 9 km. Głównym celem badań była ocena i wizualizacja awaryjności sieci kanalizacyjnych i kanałów na mapach numerycznych miasta. Oceniono wpływ rodzaju sieci, wymiaru (poniżej i powyżej 300 mm) i materiału kanałów (kamionka, beton i żelbet, żeliwo szare, PVC), pory roku, rodzaju gruntu oraz występowania wód gruntowych na awaryjność obiektów sieciowych. Na potrzeby analiz awaryjności wyodrębniono odpowiednie obiekty badawcze. Obiekty takie są podstawą tworzenia bazy danych w GIS do celów zarządzania awariami. Zamieszczono fragment planu siatki ulic ze wskazaniem miejsc awarii wraz z ich opisem. Zdefiniowano trzy grupy zdarzeń awaryjnych, tj. zamulenie – pełne zablokowanie przepływu, niedrożność – częściowe blokowanie przepływu, i inne zdarzenia, głównie mechaniczne uszkodzenia. Analiza uzyskanych wyników pokazała, że blisko $\frac{3}{4}$ wszystkich zarejestrowanych zdarzeń to niedrożności powodujące zakłócenia w przepływie, ale nieblokujące go całkowicie. W badanym okresie zaobserwowano tendencję malejącą w zakresie awaryjności badanych sieci kanali-

¹ Małgorzata Iwanek, Politechnika Lubelska

² Beata Kowalska, Politechnika Lubelska

³ Dariusz Kowalski, Politechnika Lubelska

⁴ Autor do korespondencji/corresponding author: Marian Kwietniewski, Politechnika Warszawska, ul. Nowowiejska 20, 00-653 Warszawa, tel. 22 2345336, marian.kwietniewski@is.pw.edu.pl

⁵ Katarzyna Miszta-Kruk, Politechnika Warszawska

⁶ Anna Rzepka, Politechnika Warszawska

⁷ Kornelia Szotowicz, Politechnika Warszawska

zacyjnych. Uzupełniającym efektem badań jest hierarchizacja obiektów pod względem ryzyka ich awarii. Ustalono, że największym ryzykiem awarii są obarczone kanały sanitarne o średnicy poniżej 300 mm, ułożone w piaskach wodnolodowcowych i lodowcowych przy głębokości zalegania wód gruntowych do 5 m ppt.

Słowa kluczowe: niezawodność, sieci kanalizacyjne, czynniki uszkodzeń, GIS

1. Wprowadzenie

Badania awaryjności i niezawodności sieci kanalizacyjnych oraz ich elementów składowych są prowadzone w Polsce i na świecie już od wielu lat, choć zakres publikowanych ocen niezawodności jest niewielki. Badania są ukierunkowane tradycyjnie na identyfikację rodzajów (typów), przyczyn oraz skutków zdarzeń awaryjnych [4, 5, 8, 10, 14-16, 23-25] lub na wyznaczenie wskaźników niezawodności dla sieci jako całości i ich elementów składowych, uwzględniając przy tym wpływ niektórych czynników na niezawodność sieci [1, 3, 4, 6, 9, 16, 17, 19, 22, 26]. Prowadzone są też rozważania i studia analityczne, których efektem są metody oceny niezawodności funkcjonowania różnych systemów kanalizacyjnych, konwencjonalnych i niekonwencjonalnych [2, 7, 12, 13, 18, 20, 21].

Brak jest publikowanych wyników badań idących w kierunku oceny awaryjności i niezawodności obiektów kanalizacyjnych klasyfikowanych w odpowiedni sposób i identyfikowanych przestrzennie w bazie GIS. Wizualizacja oceny tych obiektów jest istotnym elementem w procesie decyzyjnym dotyczącym odnowy sieci. Przykładem takiego podejścia jest propozycja wykorzystania bazy GIS do oceny awaryjności i niezawodności obiektów sieci wodociągowej przedstawiona w pracy [11].

Przedmiotem niniejszej pracy są badania eksploatacyjne awaryjności i niezawodności obiektów sieciowych systemów odprowadzania ścieków funkcjonujących w dużym mieście. Głównym celem badań była ocena wpływu określonych czynników na awaryjność i niezawodność obiektów kanalizacyjnych z możliwością przestrzennej wizualizacji tego wpływu na mapie numerycznej sieci. Wyniki oceny przedstawiono także w sposób tradycyjny w formie opracowanych statystycznie wykresów i zestawień tabelarycznych.

Przeprowadzone badania są kolejnym etapem prac na drodze tworzenia standardów współpracy baz danych typu GIS z modułem „analiza i ocena awaryjności sieci kanalizacyjnych” rozwijanym w przedsiębiorstwach wodociągowych. Prace w tym kierunku zostały zapoczątkowane przez zespół autorski w ramach projektu badawczego [24] realizowanego w latach 2011-2012 na Politechnice Warszawskiej i Politechnice Lubelskiej. Opracowano już propozycje zakresu i formatu danych oraz sposoby wizualizacji wyników ocen awaryjności, które są aktualnie wdrażane w MPWiK w Puławach. Wyniki przedstawione w niniejszej publikacji są efektem rozpoznania aktualnego stanu i zakresu ewi-

dencjonowania danych w wybranym przedsiębiorstwie oraz możliwości wizualizacji oceny awaryjności sieci kanalizacyjnych usprawniającej proces zarządzania ich eksploatacją.

2. Obiekt badań

Całkowita długość sieci kanalizacyjnych w badanym mieście w 2012 r. wynosiła około 1568 km, przy czym sieć ogólnospławna około 429 km, sieć bytowo-gospodarcza 660 km, sieć deszczowa 470 km i przewody tłoczne o długości około 9 km. Badane sieci obejmują kanały zbudowane niemal ze wszystkich stosowanych dotychczas na rynku materiałów. Niemniej w sieci ogólnospławnej dominują głównie kanały wykonane z kamionki tradycyjnej – około 233 km (54% długości sieci) i murowane – około 170 km (około 40%). Pozostała część sieci jest zbudowana z betonu, żelbetu i tworzyw sztucznych.

Struktura materiałowa sieci sanitarnej obejmuje głównie kamionkę – około 454 km (około 69% długości sieci), w tym kamionkę tradycyjną – około 302 km i kamionkę nowej generacji – 152 km oraz PVC – około 135 km (około 21%). Pozostałą część stanowią kanały wykonane z cegły, PE, GRP i żelbetu.

Sieć deszczowa została zbudowana głównie z rur betonowych i żelbetowych – około 384 km (82% długości sieci) i w małej części z PVC – około 43 km (około 9%). Do budowy sieci zastosowano także tworzywa sztuczne, żeliwo szare i cegłę.

Kanały mają przekroje kołowe, jajowe, jajowe podwyższone, gruszkowe i dzwonowe o wysokości zawierającej się w przedziale od 0,2 do 5 m, w tym kanały nieprzełazowe około 1268 km (około 81% długości wszystkich sieci) i kanały przełazowe o długości około 292 km (około 18,5%).

3. Metodyka badań

Badania były prowadzone w naturalnych warunkach utrzymania i eksploatacji sieci kanalizacyjnych, a ich podstawą były dane gromadzone przez ostatnie pięć lat (2008-2012) funkcjonowania tych sieci. Głównym źródłem danych była dokumentacja eksploatacyjna przedsiębiorstwa zawierająca ewidencję sieci oraz zgłoszenia awarii, napraw i remontów uszkodzonych elementów.

Program badań obejmował następujące etapy:

- 1) przygotowanie organizacyjne badań,
- 2) analizę strukturalną sieci i wyodrębnienie obiektów badawczych,
- 3) identyfikację czynników wpływających na awaryjność sieci,
- 4) ustalenie zakresu i gromadzenie danych o uszkodzeniach wraz z ich weryfikacją,
- 5) opracowanie statystyczne danych pod kątem

- analizy rodzajów i skutków uszkodzeń,
 - oceny wpływu ustalonych czynników na awaryjność sieci,
 - analizy przestrzennej rozkładu awaryjności sieci,
- 6) klasyfikację obiektów wyodrębnionych w sieciach pod kątem ryzyka awarii.

Na potrzeby analiz awaryjności wyodrębniono następujące obiekty badawcze:

- ze względu na rodzaj sieci
 - sanitarna (S),
 - ogólnospławna (O),
 - deszczowa (D),
- ze względu na materiał kanałów
 - kanały kamionkowe (K),
 - kanały betonowe i żelbetowe (B),
 - kanały z PVC (PVC),
- ze względu na wymiar kanału
 - kanały o wysokości ≤ 300 mm,
 - kanały o wysokości > 300 mm.

Należy zaznaczyć, że dokładność tworzenia obiektów badawczych była silnie uzależniona od dostępności danych dotyczących zarówno zdarzeń awaryjnych, jak i charakterystyk technicznych sieci kanalizacyjnych i ich elementów.

W wyniku analizy i weryfikacji zgromadzonych danych źródłowych ustalono następujące czynniki, które mogą wpływać na awaryjność wyodrębnionych obiektów:

- czas eksploatacji,
- rodzaj (funkcja) sieci kanalizacyjnej,
- wymiar kanału,
- materiał kanału,
- pora roku,
- rodzaj gruntu,
- występowanie i poziom zwierciadła wód gruntowych.

Należy podkreślić, że wybór czynników był również uwarunkowany dostępnością danych.

Do oceny awaryjności i niezawodności sieci poza analizą bezwzględnych liczebności awarii zastosowano również jednostkową intensywność uszkodzeń szacowaną według zależności:

$$\lambda = \frac{m}{L \cdot \Delta t},$$

gdzie: λ – estymator średniej intensywności uszkodzeń obiektów [uszk./(km·rok)], Δt – przedział czasu [lata], m – liczba uszkodzeń w przedziale czasu Δt , L – średnia długość badanych obiektów w przedziale czasu Δt [km].

Zdarzenia awaryjne (uszkodzenia) rejestrowane w czasie eksploatacji sieci miały różny charakter. Zdefiniowano trzy grupy takich zdarzeń, a mianowicie:

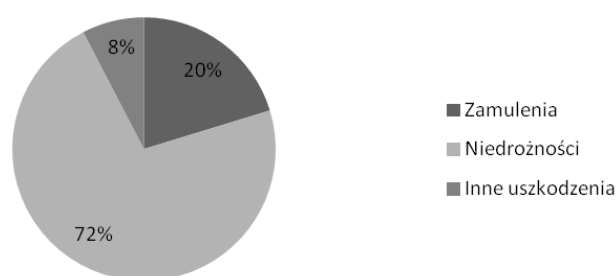
- zamulenie (Z) – powodujące zablokowanie przepływu (całkowitą niedrożność kanału),
- niedrożność (N) – powodujące częściowe blokowanie przepływu w kanale,
- inne uszkodzenia (I) – głównie uszkodzenia mechaniczne (pęknięcie, zerwanie, osiadanie kanału itp.).

Badania są wstępem do analizy wielowymiarowej, gdzie wynikowa ocena awaryjności obiektów kanalizacyjnych jest funkcją wielu zmiennych. Stąd też jednym z celów badań jest ustalenie istotnych parametrów w modelu wielowymiarowym, który będzie tworzony w przyszłości.

4. Wyniki badań

4.1. Rodzaje i skutki uszkodzeń

W materiałach źródłowych brak było informacji na temat przyczyn uszkodzeń. Potwierdzą to dotychczasowe doświadczenia autorów pracy, z których wynika, że bardzo trudno jest ustalić jednoznacznie bezpośrednią przyczynę zdarzenia awaryjnego, w szczególności w odniesieniu do sieci kanalizacyjnych. Każde stwierdzenie opisujące przyczynę jest subiektywne i wynika z doświadczenia pracowników zajmujących się usuwaniem awarii. Zwykle awaria jest ostatnim ogniwem w ciągu przyczynowo-skutkowym, w którym pojawiają się kolejne zdarzenia warunkowe, a cały proces powstawania uszkodzenia odbywa się według zasady domina i zajmuje długi czas. W rezultacie wiele podanych opisów uszkodzeń można często interpretować dwojako: jako rodzaje i przyczyny uszkodzeń. Strukturę zarejestrowanych uszkodzeń na sieciach kanalizacyjnych przedstawia rys. 1.

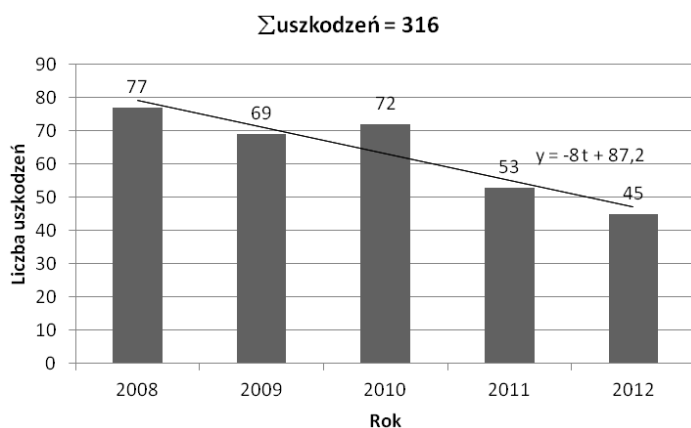


Rys. 1. Rodzaje zdarzeń awaryjnych na sieciach kanalizacyjnych

Fig. 1. Types of sewage network failures

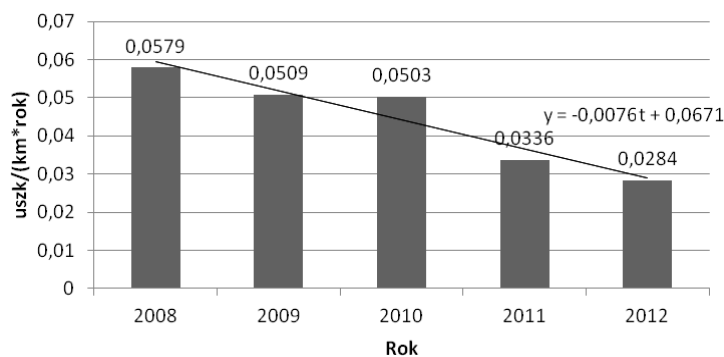
4.2. Wpływ różnych czynników na awaryjność sieci kanalizacyjnych

Na rysunkach 2-9. i w tab. 1-3. zilustrowano rozkłady uszkodzeń oraz jednostkowe intensywności uszkodzeń.



Rys. 2. Rozkład liczby uszkodzeń sieci kanalizacyjnych w okresie badań

Fig. 2. Distribution of failure numbers In sewage Network during investigation period



Rys. 3. Rozkład intensywności uszkodzeń sieci kanalizacyjnych w okresie badań

Fig. 3. Distribution of failure intensity of sewage network during investigation period

Awaryjność w funkcji czasu obserwacji

Awaryjność analizowano w odniesieniu do liczby i jednostkowej intensywności uszkodzeń sieci. Wyniki zestawiono na rys. 2. i 3. oraz w tab. 1. Należy podkreślić, że liczba uszkodzeń, choć jest istotną ogólną informacją o awaryjności sieci kanalizacyjnych, nie wystarcza do pełnej oceny jej awaryjności, zależy

ona bowiem od długości sieci. Dlatego koniecznym uzupełnieniem jest tutaj średnia jednostkowa liczba uszkodzeń odniesiona do 1 km i roku.

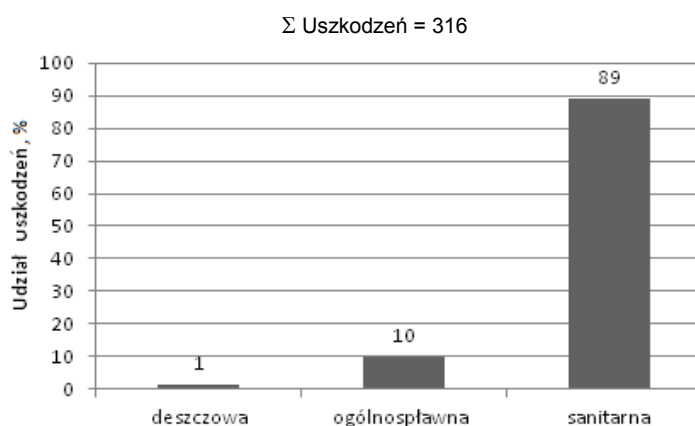
Tabela 1. Intensywność uszkodzeń sieci kanalizacyjnych w kolejnych latach obserwacji

Table 1. Failure intensity of sewage Network during observation period

Rok	Długość sieci [km]	Liczba awarii	Intensywność uszkodzeń λ [uszk./km·rok]	Jedna awaria na przewodach o długości [km]
2008	1330	77	0,0579	17,27
2009	1355	69	0,0509	19,64
2010	1431	72	0,0503	19,88
2011	1577	53	0,0336	29,75
2012	1585	45	0,0284	35,22

Rodzaj/funkcja sieci

Wpływ rodzaju/funkcji sieci przedstawiono na rys. 4. oraz w tab. 2.



Rys. 4. Rozkład uszkodzeń w zależności od rodzaju sieci kanalizacyjnej w okresie obserwacji (2008-2012)

Fig. 4. Distribution of failure number In dependance of sewage Network type during investigation period (2008-2012)

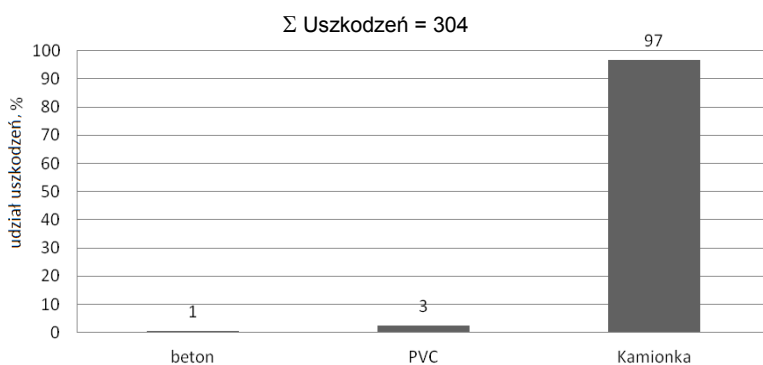
Material i wymiar kanału

Wpływ materiału, z jakiego zbudowano kanały, i ich wymiaru na występowanie awarii w badanej sieci przedstawiono na rys. 5. i 6. oraz w tab. 3.

Tabela 2. Jednostkowa intensywność uszkodzeń w zależności od rodzaju sieci kanalizacyjnej w okresie obserwacji (2008-2012)

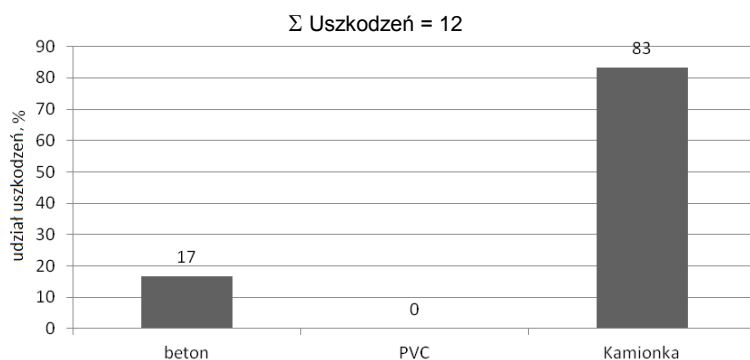
Table 2. The failure intensity in dependence of type of sewage network, during observation period (2008-2012)

Obiekt badawczy	Długość sieci [km]	Liczba awarii	Intensywność uszkodzeń [uszk./(km·rok)]	Jedna awaria na kanałach o długości [km]
Sieci kanalizacyjne łącznie	1455,6	63	0,0434	23,03
Sanitarna	592,8	56	0,0945	10,59
Ogólnospławna	396,6	6	0,0161	61,97
Deszczowa	466,2	1	0,0017	582,75



Rys. 5. Rozkład uszkodzeń kanałów w zależności od rodzaju materiału i wymiaru kanałów (DN ≤ 300)

Fig. 5. Distribution of pipe failures in dependence of material type and pipe dimension (DN ≤ 300)



Rys. 6. Rozkład uszkodzeń w zależności od rodzaju materiału i wymiaru kanałów (DN > 300)

Fig. 6. Distribution of pipe failures in dependence of material type and pipe dimension (DN > 300)

Tabela 3. Jednostkowa intensywność uszkodzeń kanałów wykonanych z różnych materiałów w okresie obserwacji (2008-2012)

Table 3. The failure intensity of pipes realised by various materials, during observation period (2008-2012)

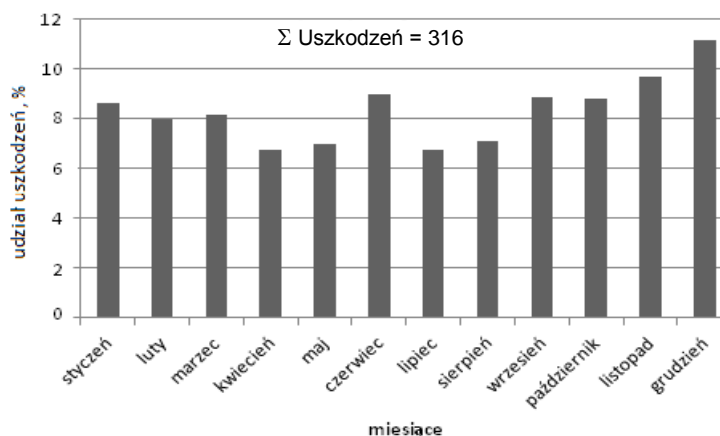
Obiekt badawczy	Długość sieci [km]	Liczba awarii	Intensywność uszkodzeń λ [uszk/(km-rok)]	Jedna awaria na kanałach o długości [km]
Kanały kamionkowe	626,4	60	0,0967	10,34
Kanały betonowe	424,6	1	0,0019	530,75
Kanały z PVC	172,8	2	0,0104	96

Pora roku

Wpływ pory roku na awaryjność przeanalizowano w skali poszczególnych miesięcy całego okresu obserwacji (rys. 7.).

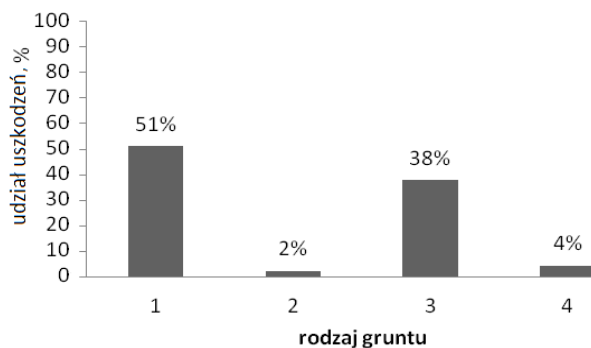
Rodzaj gruntu

W ramach oceny wpływu warunków gruntowych na awaryjność sieci kanalizacyjnych skorelowano rozkład przestrzenny awarii z mapą gruntów na obszarze miasta. Następnie określono liczby uszkodzeń występujących na poszczególnych rodzajach gruntu (rys. 8.).



Rys. 7. Rozkład uszkodzeń w poszczególnych miesiącach w latach 2008-2012

Fig. 7. Failure ratio distribution in the subsequent months of 2008-2012 year

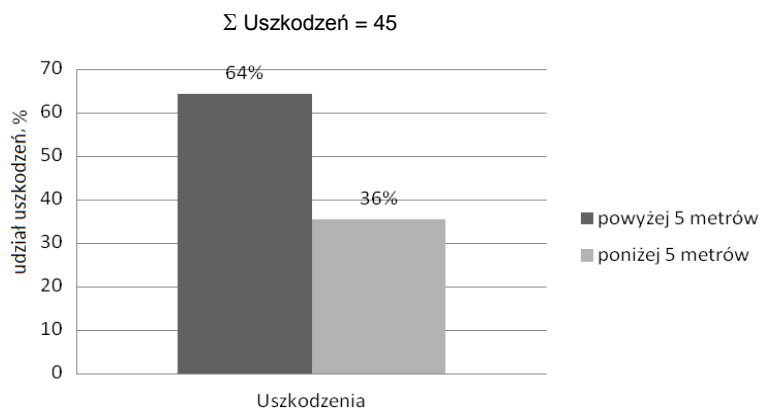


Rys. 8. Rozkład uszkodzeń kanałów w zależności od rodzaju otaczającego gruntu; 1 – piaski wodolodowcowe i lodowcowe, 2 – twory zaiskowe, 3 – gliny zwałowe, 4 – grunty nasypowe

Fig. 8. Distribution of sewage pipelines failures depending on the surrounding soil; 1 – glacial and fluvioglacial sands, 2 – pocket deposits, 3 – tills, 4 – embankments

Występowanie wody gruntowej

Wpływ wody gruntowej na awaryjność sieci analizowano z uwzględnieniem danych informujących, że występuje ona na głębokości do 5 m ppt i poniżej 5 m ppt. Wyniki obliczeń odnoszą się do 2012 r. (rys. 9.).



Rys. 9. Rozkład uszkodzeń w zależności od poziomu zalegania wód

Fig. 9. Distribution of water pipelines failures depending on the range of occurrence of groundwater

4.3. Klasyfikacja obiektów infrastruktury kanalizacyjnej pod kątem ryzyka awarii

Jednym z efektów przeprowadzonych analiz awaryjności jest uporządkowanie obiektów badawczych pod kątem ryzyka wystąpienia awarii. W przypadku sieci kanalizacyjnych ryzyko dotyczy nieodprowadzenia z obiektów budowlanych przewidywanej ilości ścieków lub też przepełnienia sieci oraz wystąpienia podtopień i zalania nisko położonych części budynków lub terenu. Podano klasyfikację badanych obiektów pod kątem ryzyka wystąpienia awarii w kolejności od największego do najmniejszego. Klasyfikacji dokonano w obszarze każdego czynnika wpływającego na awaryjność sieci. Należy zaznaczyć, że oceny ryzyka są pochodną zakresu i dokładności danych źródłowych, jakie można było uzyskać na potrzeby badań.

1. Obiekty według funkcji:

- sieć sanitarna,
- sieć ogólnospławna,
- sieć deszczowa.

2. Obiekty według materiałów:

- kanały kamionkowe (najprawdopodobniej kamionka tradycyjna),
- kanały betonowe i z PVC.

3. Obiekty według wymiaru:

- kanały o średnicy ≤ 300 mm,
- kanały o średnicy > 300 mm.

4. Obiekty z uwzględnieniem wpływu rodzaju gruntu:

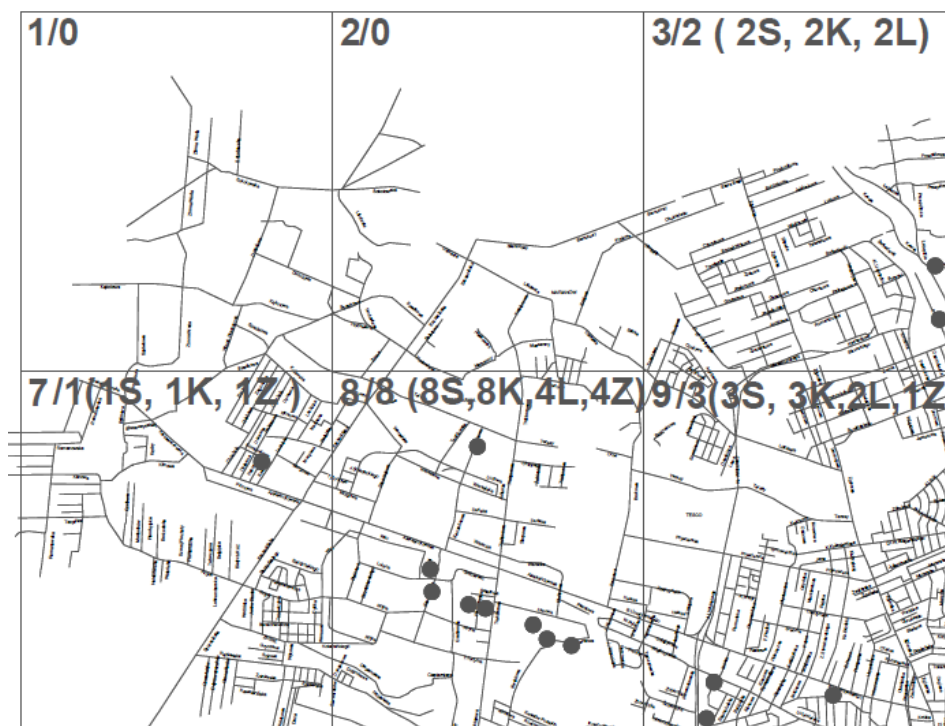
- kanały ułożone w piaskach wodnolodowcowych i lodowcowych,
- kanały ułożone w glinach zwałowych,
- kanały ułożone w pozostałych gruntach.

5. Obiekty z uwzględnieniem wpływu poziomu wód gruntowych:

- kanały ułożone na głębokości zalegania wód gruntowych do 5 m ppt.,
- kanały ułożone na głębokości zalegania wód gruntowych poniżej 5 m ppt.

4.4. Rozkład przestrzenny awaryjności infrastruktury kanalizacyjnej

Ze względu na ograniczoną dostępność danych przestrzenne rozkłady awaryjności sieci opracowano dla ostatniego 2012 r. obserwacji. W tym celu na mapie miasta z naniesioną siecią kanalizacyjną utworzono regularną siatkę jednokowych pól i zidentyfikowano w nich awarie, uwzględniając lokalizację oraz w miarę dostępności danych wszystkie czynniki determinujące zdarzenia awaryjne. Przestrzenny rozkład awarii zilustrowano na przykładzie podstawowej warstwy tematycznej przedstawiającej rozmieszczenie awarii na siatce ulic (rys. 10.).



Rys. 10. Fragment planu ogólnej siatki ulic z rozmieszczeniem awarii na sieci kanalizacyjnej; 1/2 – 1 to nr strefy, a 2 – całkowita liczba awarii w strefie (2S, 2K, 2L), 2S – liczba awarii na kanalizacji sanitarnej, 2K – liczba awarii na kanałach kamionkowych, 2L – liczba awarii latem, Z – zimą

Fig. 10. Fragment of a general plan for the street grid of the inventory of the accident; 1/2 – no. area/number of failures in the area (2S, 2K, 2L), 2S – number of sanitary network failures, 2K – number of failures of ceramic pipes, 2L – number of failures in summer season, Z – number of failures in winter season

5. Dyskusja wyników i wnioski

Analiza uzyskanych wyników wyraźnie wskazuje, że blisko $\frac{3}{4}$ uszkodzeń to zdarzenia, które określono jako niedrożności powodujące zakłócenie przepływu, ale niewstrzymujące go całkowicie. Całkowite zapchania kanałów stanowiły 18,3%, a inne uszkodzenia, głównie mechaniczne, poniżej 10% wszystkich zarejestrowanych zdarzeń (rys. 1.). Znacznie rzadsze zamulenia i niedrożności kanalizacji deszczowej i ogólnospławnej można tłumaczyć m.in. większą zdolnością ich samooczyszczania się w czasie intensywnych opadów.

W badanym okresie awaryjność sieci kanalizacyjnych wykazuje zdecydowanie tendencję malejącą, nawet w 2010 r., kiedy intensywność uszkodzeń się nie zmieniła w stosunku do 2009 r. (rys. 3.), mimo że liczba awarii wzrosła (rys. 2.).

Awaryje odnotowywano głównie na sieci sanitarnej, gdzie występowało około 90% wszystkich zdarzeń. Pozostałe sieci charakteryzują się zdecydowanie mniejszą awaryjnością (rys. 4.), co potwierdzają również jednostkowe intensywności uszkodzeń (tab. 2.).

Zdecydowana większość awarii miała miejsce na kanałach małych o średnicy ≤ 300 mm. Obejmowały one ponad 96% wszystkich zdarzeń i były rejestrowane głównie na kanałach kamionkowych. Awaryje występowały przede wszystkim w miesiącach jesienno-zimowych i wiosennych. Podwyższoną awaryjność zaobserwowano także latem (czerwiec, lipiec).

Większość awarii występowała na kanałach ułożonych w piaskach wodolodowcowych, lodowcowych i glinach zwałowych. Zaobserwowano relację pomiędzy występowaniem wody gruntowej na głębokości do 5 m ppt. a awaryjnością kanałów. Większość awarii występowała na kanałach przy tej głębokości zalegania wody gruntowej. Stwierdza się, że kanały sanitarne o średnicy poniżej 300 mm ułożone w piaskach wodnolodowcowych i lodowcowych przy głębokości zalegania wód gruntowych do 5 m ppt. są najbardziej narażone na ryzyko awarii.

Wizualizacja oceny zasięgu skutków awarii jest niezwykle trudna chociażby ze względu na ograniczoność i stopień szczegółowości dostępnych map. W prezentowanej pracy wykorzystywano zatem głównie liczebność awarii, rzadziej natomiast jednostkową intensywność uszkodzeń, która jest lepszym wskaźnikiem awaryjności i pozwala jednocześnie na jednoparametryczną ocenę niezawodności badanych obiektów. Niemniej jednak, liczby awarii w poszczególnych polach informują wstępnie o skali zagrożenia dla otoczenia uszkodzonych kanałów. Sygnalizują gęstość nasilenia awarii w danym rejonie, co może być istotną pomocą dla eksploatatora sieci. Taka forma wizualizacji oceny awaryjności infrastruktury kanalizacyjnej może być pomocna dla służb utrzymujących i eksploatujących sieci kanalizacyjne w usprawnieniu zarządzania eksploatacją tych sieci.

6. Podsumowanie

Należy podkreślić, że bardzo pomocne w ustalaniu obszarów zagrożonych skutkami awarii są przegląd i właściwa analiza historii wcześniejszych zdarzeń awaryjnych, a zwłaszcza warunków dokonywania napraw. Odnosi się to w szczególności do obszarów o dużym nasileniu uszkodzeń, jak również do obszarów o intensywnym zagospodarowaniu terenu. Przydatna jest w tym przypadku przestrzenna wizualizacja rozkładu gęstości awarii na mapie sieci.

Identyfikacja i analiza zagrożeń awariami oraz wynikające z niej wnioski potwierdzają dotychczasowe spostrzeżenia, że awaryjne sieci kanalizacyjne mają w dużej części charakter zdarzeń warunkowych. W procesie ich powstawania można bowiem zaobserwować istnienie ciągu związków przyczynowo-skutkowych, w którym zdarzenia poprzednie, niekoniecznie poważne implikują

następne, aż do powstania awarii lub nawet katastrofy kanalizacyjnej, którą można zaobserwować bez ciągłego monitoringu sieci. W związku z tym bardzo trudno jest podać dokładne przyczyny powstawania awarii w sieciach kanalizacyjnych. Można natomiast wskazać ogólnie na trzy grupy tych przyczyn, a mianowicie:

- operacyjne związane z funkcjonowaniem i eksploatacją sieci,
- zewnętrzne w stosunku do sieci, jak np. oddziaływanie obiektów znajdujących się w najbliższym otoczeniu kanału,
- naturalne, jak np. powodzie miejskie.

Dotychczas stworzono podstawy jednolitych standardów określających sposób wykorzystania baz danych typu GIS do oceny awaryjności sieci kanalizacyjnych. Pomimo dużego zaawansowania prac wdrożeniowych w zakresie tworzenia GIS w przedsiębiorstwach wodociągowych nadal widać braki w danych niezbędnych do analizy i oceny awaryjności obiektów kanalizacyjnych, która jest podstawą oceny stanu technicznego sieci.

Zakres dotychczas przeprowadzonych badań awaryjności i niezawodności systemów odprowadzania ścieków jest dużo skromniejszy niż w odniesieniu do sieci wodociągowych, dla których uzyskano już bogate zbiory wartości różnych wskaźników niezawodności. Istnieje zatem potrzeba zintensyfikowania tego typu badań, co pozwoli na stworzenie lepszych podstaw do oceny stanu technicznego elementów sieci kanalizacyjnych.

Obecne zasoby danych dostępnych w przedsiębiorstwie nie umożliwiają jednoznacznej identyfikacji obiektów sieci kanalizacyjnych ani też możliwości wyznaczenia dokładnych wartości parametrów niezawodności. Uzyskiwane na ich podstawie oceny awaryjności/niezawodności tych obiektów są więc jeszcze mało dokładne, a w rezultacie niepewna jest ocena stanu technicznego sieci i ich elementów, co z kolei utrudnia podejmowanie decyzji o odnowie sieci.

Literatura

- [1] Chudzicki J., Czechowicz Z., Kwietniewski M., Miszta-Kruk K.: Ocena niezawodności eksploatacyjnej elementów sieci kanalizacyjnej, [w:] Nowe technologie w sieciach i instalacjach wodociągowych i kanalizacyjnych, K. Kuś, F. Piechurski (red.). Wydaw. Politechniki Śląskiej, Gliwice 2012, s. 369-387.
- [2] Ermolin Y.A.: Estymation of raw sewage discharge resulting from sewer network failures. Urban Water no. 3, 2001, pp. 271-276.
- [3] Hotłoś H., Mielcarzewicz E.: Uszkodzalność sieci wodociągowej i kanalizacyjnej w warunkach eksploatacji górniczej. Gaz, Woda i Technika Sanitarna, nr 12, 1995, s. 429-433.
- [4] Hotłoś H., Mielcarzewicz E.: Warunki i ocena niezawodności działania sieci wodociągowych i kanalizacyjnych na terenach górniczych. Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej, seria: Monografie, nr 56. Wrocław 2011.
- [5] Jamska H.: Wstępna ocena parametrów niezawodności sieci wodociągowej i kanalizacyjnej w Krakowie. Mat. XII Seminarium Szkoleniowego Projektantów Wodociągów. Wydaw. PZITS, Zakopane 1983.

- [6] Kapcia J.: Niezawodność syfonów kanalizacyjnych. Politechnika Krakowska, Kraków 1997 (praca doktorska).
- [7] Kapcia J., Lubowiecka T.: Metoda oceny niezawodności funkcjonowania kanalizacji ciśnieniowej. Czasopismo Techniczne Politechniki Krakowskiej, Kraków 2003.
- [8] Karangawa A., Madryas C.: Uszkodzenia i naprawa przelazowych kolektorów żelbetowych. *Gaz, Woda i Technika Sanitarna*, nr 12, 1997, s. 469-474.
- [9] Kotowski A., Kluska W.: Badanie sprawności sieci kanalizacyjnej na terenach szkód górniczych. *Gaz, Woda i Technika Sanitarna*, nr 11, 2000, s. 445-449.
- [10] Kotowski A., Wartalski J., Kluska W.: Analiza wpływu szkód górniczych na stan techniczny sieci kanalizacyjnej Polkowic. *Gaz, Woda i Technika Sanitarna*, nr 11, 1995, s. 387-405
- [11] Kowalska B., Kowalski D., Kwietniewski M., Miszta-Kruk K.: Ocena awaryjności systemu dystrybucji wody z wykorzystaniem bazy danych typu GIS., [w:] *Zaopatrzenie w wodę, jakość i ochrona wód*, t. II. Z. Dymaczewski, J. Jeż-Walkowiak (red.). Wydaw. PZITS Oddział Wielkopolski, Poznań 2012, s. 67-76.
- [12] Królikowska J.: Niezawodność funkcjonowania i bezpieczeństwa sieci kanalizacyjnej. Wydaw. Politechniki Krakowskiej, Monografia, nr 382, Kraków 2010.
- [13] Królikowska J., Królikowski A.: Wybrane problemy niezawodności i bezpieczeństwa systemów kanalizacyjnych. *Mat. konf. „Zaopatrzenie w wodę, jakość i ochrona wód – Woda 2014”*. Wydaw. PZITS O/Wielkopolski, Poznań-Toruń 2014, s. 107-115.
- [14] Kuliczkowski A.: Katastrofy kanalizacyjne. *Gaz, Woda i Technika Sanitarna*, nr 2, 1995, s. 58-62.
- [15] Kuliczkowski A., Zwierzchowski D., Kania M.: Nieprawidłowości hydrauliczno-eksploatacyjne kanałów badanych techniką video. *Gaz, Woda i Technika Sanitarna*, nr 1/2004, s. 24-28.
- [16] Kwietniewski M., Leśniewski M.: Niezawodność przewodów kanalizacyjnych w świetle badań eksploatacyjnych. *Mat. konf. „Bezpieczeństwo, niezawodność, diagnostyka urządzeń i systemów gazowych, wodociągowych, kanalizacyjnych, grzewczych”*. Wydaw. PZITS, nr 797, 2001, s. 205-219.
- [17] Kwietniewski M., Leśniewski M., Miszta-Kruk K., Trymucha J., Zając A.: Ocena awaryjności sieci kanalizacyjnych na podstawie badań wybranych systemów. *Mat. V Ogólnopolskiej Konferencji „Nowe technologie w sieciach i instalacjach wodociągowo-kanalizacyjnych”*, Ustroń 2004, Wydaw. Politechnika Śląska, Gliwice 2004, s. 249-261.
- [18] Li J.Y., Adams B.J.: Probabilistic models for analysis of urban runoff control systems. *Water Resources Research*, vol. 126, no. 3, 2000, pp. 217-224.
- [19] Madryas C.: Odnowa przewodów kanalizacyjnych. *Prace Naukowe Instytutu Inżynierii Lądowej Politechniki Wrocławskiej*, nr 42, seria 16, Wrocław 1993.
- [20] Miszta-Kruk K.: Analiza niezawodności kanalizacji podciśnieniowej na podstawie badań eksploatacyjnych wybranych systemów. Politechnika Warszawska, Warszawa 2006 (rozprawa doktorska).
- [21] Miszta-Kruk K., Kwietniewski M.: Fault tree reliability evaluation method for a vacuum sewerage system, [w:] *Environmental engineering*. Pawłowski A., Pawłowska M., Dudzińska M.R. (red). Taylor & Francis Group, London, Singapore 2007, pp. 150-159.

- [22] Miszta-Kruk K., Kwietniewski M., Wciseł E.: Charakterystyka awaryjności sieci kanalizacyjnych na przykładzie wybranego systemu w dużej aglomeracji miejskiej. Mat. ogólnokrajowego sympozjum „Hydroprezentacje”. Wydaw. NOT, Katowice 2009, s. 121-135.
- [23] Niederehe W., Stein D.: Instandhaltung von Kanalisationen. Verlag Architektur und Technische Wissenschaften, Berlin 1987.
- [24] „Przygotowanie założeń i wdrożenie Zintegrowanego Systemu Zarządzania Infrastruktura Techniczną Przedsiębiorstwa. Cz I.” Projekt realizowany dla MPWiK „Wodociągi Puławskie” w ramach Programu Operacyjnego Innowacyjna Gospodarka, Działanie 1.4, 2011-2012, <http://www.mpwik.pulawy.pl/> (dostęp 26.11.2014).
- [25] Stein D., Kaufmann O.: Schadensanalyse an Abwasserkanalen aus Beton- und Steinzeugrohren der Bundesrepublik Deutschland-West. Korrespondenz Abwasser, Heft, nr 2, 1993, s. 168-179.
- [26] Zuber T.: Wpływ eksploatacji górniczej na uszkodzalność sieci wodociągowych i kanalizacyjnych na obszarze wybranych miast Śląska. Gaz, Woda i Technika Sanitarna, nr 6, 1999, s. 207-213.

THE INFLUENCE OF VARIOUS FACTORS ON SEWER SYSTEMS FAILURES IN SPATIAL MATCH – CASE STUDY

Summary

The paper presents results of field reliability tests of sewer systems. The investigated networks are located in a big city. The study covered 1568 km of sewer systems, including a combined network approx. 429 km, a sanitary network approx. 660km storm water network approx. 470 and approx. 9 km of pressure pipelines. The main aims of the research were an estimation and illustration of failures of the sewer system and drain network and pipes on numerical maps of the city. During the investigation, authors estimated the influence of following factors on network's objects failures: the type of a network, pipe's dimension (above and below 300 mm) and material (stoneware, concrete and reinforced concrete, grey cast iron, PVC), season, kind of soil, presence and level of groundwater. For the purposes of failure analysis the relevant research objects were extracted. These objects are the basis for the creation of a GIS database for the management failures. A fragment of the street grid plan indicating the points of failures and their descriptions were posted. Three groups of failure events were defined ie, silting-complete blockage of the flow, obstruction – partially blocking the flow and other events mainly mechanical damages. Analysis of the results showed that nearly three-quarters of all recorded events are obstruction causing disruptions in the flow but not blocking it completely. During the period considered declining trend of failure of sewer systems were observed. The additional effect of the investigation is an elaboration of the network's objects failure risk hierarchy. The greatest risk of failure exists in conditions of sanitary drains with dimensions less than 300 mm, located in glacial and water-glacial sands with groundwater level lower than 5 m below terrain.

Keywords: reliability, sewer system, failure factors, GIS

Przesłano do redakcji: 18.12.2015 r.

Przyjęto do druku: 28.03.2015 r.

DOI: 10.7862/rb.2015.13

Galina KALDA¹
Wioleta BABIARZ²

PROBLEMATYKA ZAGOSPODAROWANIA ODPADÓW KOMUNALNYCH NA TERENIE PODKARPACIA

W pracy przeprowadzono analizę aktualnego stanu gospodarki odpadami komunalnymi w województwie podkarpackim. Zaprezentowano główne źródła powstawania odpadów komunalnych na Podkarpaciu, procentowy udział odpadów wysegregowanych w masie wszystkich wytworzonych odpadów w latach 2011-2013. Omówiono systemy zbierania odpadów. Zużyte baterie są zazwyczaj zbierane do specjalnych pojemników znajdujących się w szkołach, w niektórych gminach województwa w urzędach i sklepach oraz podczas obwoźnych zbiórek. Przetęrmowane lekarstwa są zbierane w aptekach. Omówiono procesy odzysku i unieszkodliwiania odpadów oraz metody unieszkodliwiania odpadów komunalnych i ich składowanie. Opisana instalacja do odzysku i unieszkodliwiania odpadów komunalnych. W pracy dokonano prognozy zmian ilościowych odpadów komunalnych poszczególnych regionów Podkarpacia oraz zaprezentowano cele i kierunki działań w gospodarce odpadami. W grupie odpadów komunalnych do najważniejszych działań zmierzających do ograniczenia powstawania odpadów oraz ich negatywnego wpływu na środowisko należy intensyfikacja czynności informacyjno-edukacyjnych, które wśród mieszkańców województwa promują zarówno zachowania zmierzające do zapobiegania powstawaniu odpadów, właściwe postępowanie z odpadami wytworzonymi, jak i produkty wytworzone z materiałów odpadowych. Dużym problemem jest nieprawidłowe zagospodarowywanie odpadów komunalnych przez mieszkańców województwa podkarpackiego, m.in. porzucanie odpadów na nielegalnych składowiskach, spalanie ich w kotłowniach i piecach. Zachowania te wiążą się z ogromnym zagrożeniem dla środowiska i wynikają często z niewiedzy i chęci zaoszczędzenia pieniędzy.

Słowa kluczowe: gospodarka, odpady komunalne, Podkarpacie, odzysk, unieszkodliwianie

¹ Autor do korespondencji/corresponding autor: Galina Kalda, Politechnika Rzeszowska, 35-084 Rzeszów, ul. Poznańska 2 tel. 17 8651068, kaldagal@prz.edu.pl

² Wioleta Babiarz, Politechnika Rzeszowska

1. Wprowadzenie

Wszystkie rodzaje działalności człowieka generują powstawanie odpadów. Coraz większe ich ilości mają ścisły związek z rozwojem gospodarki, który nie- sie ze sobą wzrost poziomu produkcji, a także konsumpcji. Na szczególną uwagę zasługują odpady komunalne charakteryzujące się dużą różnorodnością składu morfologicznego oraz różnym stopniem negatywnego oddziaływania na elemen- ty środowiska: glebę, powietrze, wody powierzchniowe i podziemne. Niestety należy przyznać, że w Polsce występują opóźnienia w gospodarce odpadami komunalnymi, a świadomość ekologiczna społeczności jest wciąż niewielka. Odsetek ilości odpadów pochodzących z selektywnej zbiórki odpadów w Polsce jest niewielki, natomiast sposób ich gromadzenia ma ogromne znaczenie dla ich późniejszego zagospodarowania. Ponieważ Polska należy do Unii Europejskiej konieczne jest usprawnienie gospodarki odpadami, tak aby była porównywalna z rezultatami innych krajów UE. Można tego dokonać poprzez współdziałanie ze sobą jednostek samorządu terytorialnego, społeczeństwa, organizacji pozarzą- dowych oraz przedsiębiorstw, które powinny promować proekologiczny system gospodarowania odpadami komunalnymi w Polsce.

Województwo podkarpackie jest najmniej zurbanizowanym wojewódz- twem w Polsce, a wartości przyrodnicze, występowanie na znacznych obszarach rzadkich, unikatowych, nie tylko w skali kraju elementów przyrody stawia go na jednym z czołowych miejsc. W województwie podkarpackim odpady komunal- ne są wytwarzane zarówno na obszarach wiejskich, jak i miejskich. Ich masa zależy od liczby mieszkańców, a także od przedsiębiorstw produkcyjnych i świadczących usługi, które znajdują się na danym obszarze.

2. Analiza aktualnego stanu gospodarki odpadami komunalnymi w województwie podkarpackim

2.1. Odpady komunalne

Odpady komunalne powstają w gospodarstwach domowych, z wyjątkiem pojazdów wycofanych z eksploatacji. Są to także odpady, które nie zawierają odpadów niebezpiecznych pochodzących od innych wytwórców odpadów oraz ze względu na swój skład i charakter są podobne do odpadów powstających w gospodarstwach domowych. Gmina ma za zadanie zorganizowanie systemu od- bioru odpadów komunalnych od mieszkańców gminy oraz zarządzanie tym sys- temem. Do systemu mają należeć nieruchomości zamieszkałe. Gmina może się również zająć gospodarowaniem odpadami komunalnymi pochodzącymi z bu- dynków, w których jest prowadzona różnego rodzaju działalność gospodarcza. Poprzez przejęcie przez gminy obowiązku gospodarowania odpadami komunal- nymi uszczelni się cały system, a z czasem będzie możliwe wyeliminowanie wciąż groźnych i częstych patologii, takich jak dzikie wysypiska śmieci [6].

Gmina, stając się właścicielem odpadów, ma obowiązek przeprowadzania przetargów na odbiór odpadów i budowę instalacji służących do przetwarzania odpadów, ustalania regulaminów oraz wydawania zezwoleń na odbieranie odpadów. Podmiot, który został wybrany w przetargu, ma za zadanie odbieranie odpadów pochodzących z nieruchomości, gmina zaś ma prowadzić nadzór nad zadaniami, które zostały powierzone podmiotowi.

Nowy system zakłada, że od wytwórców odpadów, czyli od mieszkańców będą odbierane wszystkie odpady wytworzone oraz odpady komunalne zebrane selektywnie, z wyjątkiem odpadów pochodzących z budów, remontów i rozbiórek. Te ostatnie mieszkańcy zobowiązują się przekazać podmiotowi odbierającemu odpady na własny koszt.

Odpady komunalne powstają na obszarze województwa podkarpackiego, zarówno na terenach miejskich, jak i wiejskich. Ilości odpadów zależą od liczby mieszkańców oraz zakładów produkcyjnych i usługowych zlokalizowanych na terenie gminy, co sprawia, że nawet na obszarze terenów wiejskich są one zróżnicowane. Dodatkowo w niektórych gminach można zauważyć sezonowe zwiększenie ilości odpadów ze względu na napływ turystów, wczasowiczów czy kuracjuszy w uzdrowiskach [6].

Głównymi źródłami powstawania odpadów komunalnych w województwie podkarpackim są:

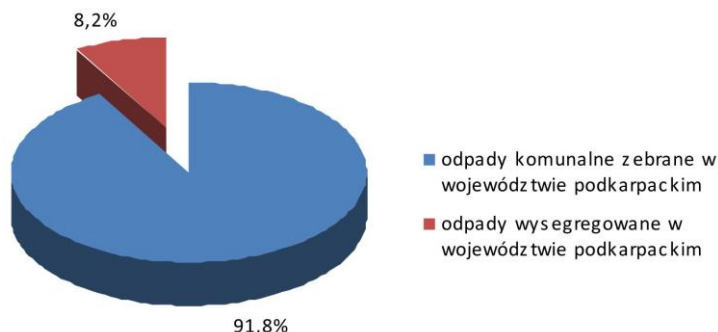
- gospodarstwa domowe,
- obiekty infrastruktury, m.in. handel, szkolnictwo, wszelkiego rodzaju usługi oraz rzemiosło, przemysł w segmencie socjalnym, obiekty turystyki, targowiska oraz inne.

Szacunkowe ilości wytworzonych odpadów komunalnych w województwie podkarpackim wyznaczono, biorąc pod uwagę [2]:

- masę odpadów, które są odbierane i zbierane na terenach miast i wsi województwa podkarpackiego,
- faktyczną powierzchnię terenów zieleni, które są poddawane pielęgnacji w poszczególnych miastach oraz gminach województwa,
- liczbę mieszkańców, którzy są objęci zorganizowaną zbiórką odpadów komunalnych.

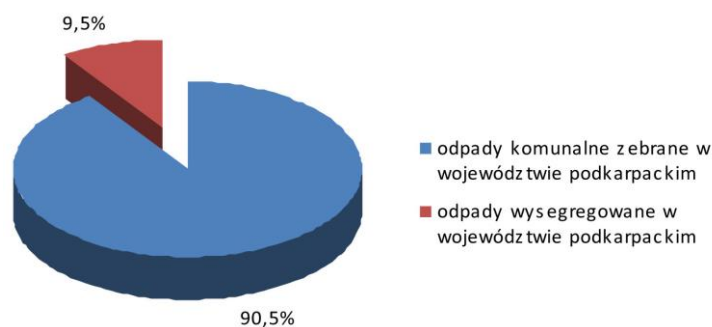
W 2011 roku w województwie podkarpackim zostało wytworzonych 330,9 tys. Mg odpadów komunalnych. Z obszaru województwa zebrano łącznie 303,8 tys. Mg odpadów zmieszanych (91,8%) oraz 27,1 tys. Mg (8,2%) wysegregowanych odpadów komunalnych [4]. Procentowy udział odpadów wysegregowanych w masie wszystkich wytworzonych odpadów przedstawiono na rys. 1.

W 2012 roku w województwie wytworzono łącznie 333,4 tys. Mg odpadów komunalnych. W całkowitej masie odpadów komunalnych znajdowały się odpady zmieszane o masie 301,8 tys. Mg (90,5%) oraz odpady pochodzące z selektywnej zbiórki o masie 31,6 tys. Mg (9,5%) [5]. Na rysunku 2. przedstawiono ich procentowy udział w całej masie odpadów komunalnych wytworzonych w 2012 r. na terenie województwa podkarpackiego.



Rys. 1. Odpady zmieszane i wysegregowane na terenie województwa podkarpackiego w 2011 r.

Fig. 1. Mixed waste and segregated in the province of Subcarpathian in 2011

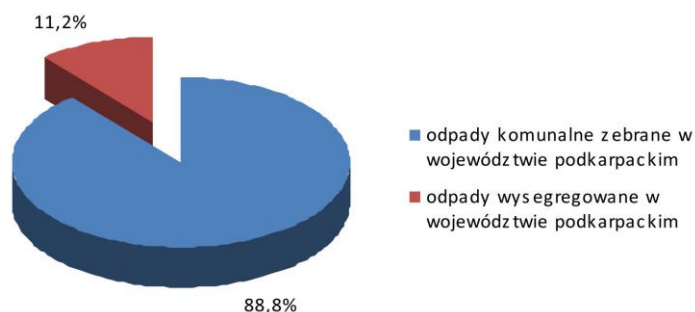


Rys. 2. Odpady zmieszane i wysegregowane na terenie województwa podkarpackiego w 2012 r.

Fig. 2. Mixed waste and segregated in the province of Subcarpathian in 2012

W porównaniu z 2011 r. można stwierdzić, że w 2012 wzrosła masa odpadów komunalnych wytworzonych w województwie o 0,75%. Jak najbardziej pozytywnym zjawiskiem jest wzrost masy odpadów zebranych selektywnie o około 14,2%.

W 2013 roku na obszarze województwa podkarpackiego zebrano 372,5 tys. Mg odpadów komunalnych. Zawierały 330,6 tys. Mg odpadów zmieszanych (88,8%) oraz 41,9 tys. Mg odpadów zbieranych selektywnie (11,2%) [6]. Faktyczna ilość odpadów jest z pewnością wyższa, gdyż nie wszyscy mieszkańcy województwa są objęci systemem zbiórki odpadów komunalnych. Na rysunku 3. został przedstawiony procentowy udział odpadów zmieszanych do zebranych selektywnie na terenie województwa podkarpackiego w 2013 r.



Rys. 3. Odpady zmieszane i zebrane selektywnie w województwie podkarpackim w 2013 r.

Fig. 3. Mixed waste and separately collected Subcarpathian in 2013

W porównaniu z 2012 r. w 2013 nastąpił wzrost wytworzonych zebranych odpadów komunalnych o 10,5%. Podobnie jak w 2010 r., pozytywnym zjawiskiem jest wzrost odpadów pochodzących z selektywnej zbiórki o 1,8%.

W 2011 roku w województwie podkarpackim zebrano 27,1 tys. Mg wysegregowanych odpadów komunalnych. Wśród nich największy procent stanowiły następujące wyselekcjonowane odpady: szkło – 44,9%, makulatura – 21,4%, tworzywa sztuczne – 21,3%, metale – 2,4%, zużyty sprzęt elektryczny i elektroniczny – 1,7%, odpady wielkogabarytowe – 0,9%, pozostałe odpady (tekstylia, opony, baterie i akumulatory, przeterminowane leki) – 7,4% [4].

W 2011 roku na terenie województwa podkarpackiego około 84% mieszkańców miało podpisane umowy dotyczące odbioru odpadów niebezpiecznych oraz innych niż niebezpieczne, które występują w strumieniu odpadów komunalnych. Umowy te były rejestrowane. Gminy miały obowiązek wykonania gminnych programów gospodarki odpadami. W 2011 roku takie programy posiadało 97% gmin [8].

Na terenie województwa w 2012 r. zebrano 31,6 tys. Mg wysegregowanych odpadów. Największą część stanowiły: szkło – 43,4%, makulatura – 22,56%, tworzywa sztuczne – 21,1%, metale – 3,5%, zużyty sprzęt elektryczny i elektroniczny – 1,5%, odpady wielkogabarytowe – 1,1%, zużyte opony – 0,7%, pozostałe odpady (wyroby tekstylne, zużyte baterie, akumulatory, przeterminowane lekarstwa) – 6,1% [5].

W 2013 roku największą część segregowanych odpadów w województwie podkarpackim stanowiły: szkło – 34%, bioodpady – 18,2%, tworzywa sztuczne – 17,9%, papier i makulatura – 12,3%, zużyte urządzenia – 2,3%, odpady wielkogabarytowe – 1,7%, materiały budowlane – 1,5%, wyroby tekstylne – 1,4%, odpady z ogrodów, parków – 1,2%, metale – 1,2%, opony – 0,8%, pozostałe odpady (odpady z utrzymania czystości ulic, akumulatory, baterie, lekarstwa, azbest, odpady pochodzące z mechanicznej obróbki odpadów, odpady z budowy i remontów zmieszane) – 7,5% [6].

2.2. Systemy zbierania odpadów

Na obszarach wiejskich województwa podkarpackiego w analizowanych latach 2011-2013 odnotowano znaczne różnice w jednostkowych wskaźnikach odbioru i zbieraniu odpadów komunalnych. W gminach wiejskich zebrano około dwa razy mniej odpadów komunalnych niż z obszarów miejskich oraz w gminach miejsko-wiejskich.

Zbiórką odpadów komunalnych w województwie objętych było 80,8% mieszkańców. W zabudowach jednorodzinnych zmieszane odpady składuje się w pojedynczych pojemnikach znajdujących się na terenie posesji, z kolei odpady surowcowe i opakowaniowe są zbierane do worków. W zabudowach wielorodzinnych zmieszane odpady w głównej mierze są gromadzone do kontenerów zbiorczych znajdujących się przy budynkach. Odpady surowcowe, a także opakowaniowe są zbierane w systemie wielu pojemników. Pojemniki znajdują się w odpowiednich miejscach, np. obok szkół, placów. W zabudowie wielorodzinnej pojemniki do selektywnej zbiórki odpadów znajdują się głównie w najbliższym położeniu osiedli. W ramach zbiórek odzieży tekstylia są zbierane do specjalnych kontenerów rozlokowanych w miejscach publicznych [2].

Odpady, które ulegają biodegradacji, powstają podczas prac pielęgnacyjnych w obrębie zieleni miejskich, a także ogródków przydomowych. Te drugie są zazwyczaj kompostowane na terenach gospodarstw domowych.

Zużyte baterie są zazwyczaj zbierane do specjalnych pojemników znajdujących się w szkołach. W niektórych gminach województwa są też zbierane w niektórych urzędach i sklepach, natomiast przeterminowane lekarstwa w aptekach oraz czasem podczas obwoźnych zbiórek. W ramach Związku Komunalnego „Wisłok” działa Związkowy System Zbiórki Baterii Zużytych.

Odpady wielkogabarytowe oraz zużyty sprzęt elektryczny i elektroniczny są zazwyczaj odbierane podczas tzw. wystawek w określonych terminach. Znacznie rzadziej jest stosowana metoda „na telefon”. Sprzęty pochodzące z gospodarstw domowych, takie jak pralki, lodówki itp., są zbierane przez przedsiębiorstwa handlowe na zasadzie wymiany podczas zakupu nowego sprzętu albo we wskazanych przez gminy punktach [3].

W latach 2011-2013 zebrano następujące ilości odpadów surowcowych [8]:

- w 2011 – 24390 Mg (11,6 kg/M·rok),
- w 2012 – 28616,96 Mg (13,6 kg/M·rok),
- w 2013 – 27402,6 Mg (12,9 kg/M·rok).

2.3. Odpady poddane procesom odzysku i unieszkodliwiania

Odzysk odpadów jest najbardziej skuteczną metodą likwidacji ich uciążliwości. Odpady mogą być wykorzystywane do następujących celów:

- 1) przemysłowych, energetycznych i budowlanych – jako surowiec wtórny w całości bądź w części, w sposób bezpośredni lub po przetworzeniu, m.in. jako

- surowce wtórne (żelazne i kolorowe metale, szkło, makulatura itp.),
 - surowce stosowane do produkcji półfabrykatów,
 - materiał energetyczny,
- 2) nieprzemysłowych – szczególnie jako kompost do nawożenia i użyźniania gleby, rekultywacji gruntów itp.

Unieszkodliwianie polega na poddaniu odpadów procesom przekształcenia fizycznego, biologicznego bądź chemicznego celem doprowadzenia ich do stanu, który nie stwarza żadnych zagrożeń dla życia, zdrowia ludzi oraz dla środowiska. Unieszkodliwieniem odpadów w rozumieniu ustawy o odpadach jest również składowanie odpadów. Stosuje się także inne metody unieszkodliwiania odpadów połączone z odzyskiem, tj.:

- 1) metody biologiczne, czyli recykling organiczny
 - kompostowanie,
 - fermentacja metanowa, w komorach, w przyzmacach energetycznych,
- 2) metody termiczne
 - spalanie,
 - zgazowanie,
 - odgazowanie (piroliza),
- 3) przerób na paliwo,
- 4) obróbka w glebie i ziemi (np. biodegradacja odpadów płynnych lub szlamów).

Najbardziej rozpowszechnioną metodą unieszkodliwiania odpadów komunalnych jest ich składowanie. W wyborze metod postępowania z odpadami w pierwszej kolejności należy przyjąć zasadę odzysku surowców wtórnych, których wykorzystanie jest ekonomicznie opłacalne, pozostałą zaś część składować w sposób bezpieczny dla środowiska [1].

W instalacjach znajdujących się w województwie podkarpackim zostało zagospodarowanych znacznie mniej odpadów w stosunku do masy odpadów zebranych i odebranych na jego obszarze [8]:

- w 2011 r. – 79,36%,
- w 2012 r. – 77,15%,
- w 2013 r. – 87,35%.

Procesy odzysku

Wyróżnia się następujące procesy odzysku:

- R1 – użycie odpadów jako paliwo lub inny środek wytwarzania energii,
- R3 – recykling lub regeneracja odpadów organicznych, które nie są rozpuszczalnikami (w tym kompostowanie oraz inne biologiczne procesy przekształcania),
- R4 – recykling bądź regeneracja metali oraz związków metali,
- R10 – wykorzystanie odpadów do nawożenia, ulepszenia gleby,

- R14 – inne działania, które prowadzą do wykorzystywania odpadów w całości bądź części lub do odzysku z odpadów materiałów i substancji,
- R15 – obróbka odpadów przygotowująca je do odzysku, recyklingu.

W latach 2011-2013 odpady komunalne były poddawane odzyskowi głównie w procesie R15. Jest to proces, który polega na przetwarzaniu odpadów w celu przygotowania ich do odzysku, w tym do recyklingu. W największej części odbywa się to poprzez sortowanie.

Procesy unieszkodliwiania

Procesami unieszkodliwiania są m.in.:

- D5 – deponowanie na składowiskach odpadów niebezpiecznych lub składowiskach odpadów innych niż niebezpieczne,
- D8 – przetwarzanie biologiczne niewymienione w innych punktach załącznika, podczas którego są wytwarzane odpady, unieszkodliwiane podczas któregoś z procesów wymienionych w punktach od D1 do D12,
- D10 – spalanie odpadów w instalacjach bądź urządzeniach zlokalizowanych na lądzie.

Prawie wszystkie odpady komunalne w województwie podkarpackim poddane unieszkodliwieniu zostały unieszkodliwione poprzez składowanie. Jest to metoda D5, czyli składowanie na składowiskach odpadów niebezpiecznych lub na składowiskach odpadów innych niż niebezpieczne. Metodą tą unieszkodliwiono 99,9% odpadów w latach 2011-2013. Resztę odpadów unieszkodliwiono termicznie metodą D10 [8].

2.4. Instalacje do odzysku i unieszkodliwiania odpadów komunalnych

Sortownie

W województwie podkarpackim pod koniec 2012 r. działało 17 sortowni, które przetwarzały odpady komunalne i opakowaniowe. Można wyróżnić 7 sortowni odpadów pochodzących z selektywnej zbiórki, 4 sortownie odpadów pochodzących z selektywnej zbiórki oraz odpadów zmieszanych, a także 6 sortowni odpadów zmieszanych. Łączna nominalna moc przerobowa tych sortowni wyniosła 264,2 tys. Mg/rok. Zważywszy na to, że w województwie w 2012 r. wytworzono ok. 500 tys. Mg odpadów komunalnych zmieszanych (wyluczając odpady wielkogabarytowe), należy uznać, że moce przerobowe istniejących sortowni są zbyt małe.

W 2013 roku powstały nowe sortownie w następujących miejscowościach:

- Giedlarowa (10000 Mg/rok – moc przerobowa przy pracy jednozmianowej),
- Jedlicze (300 Mg/rok),
- Sanok (1224 Mg/rok),

- Strzyżów (12000 Mg/rok),
- Cieszanów (2000 Mg/rok).

Oprócz wymienionych sortowni funkcjonuje również sortownia opakowań szklanych oraz stłuczki szklanej (100,0 tys. Mg/rok).

Składowiska odpadów komunalnych

Składowanie to postępowanie z odpadami, które nie zostały wykorzystane gospodarczo lub nie unieszkodliwiono ich w inny sposób. Polega na bezpiecznym deponowaniu ich w miejscach do tego przeznaczonych.

Składowisko odpadów to urządzony i zlokalizowany zgodnie z obowiązującymi przepisami obiekt budowlany zorganizowanego deponowania odpadów o znanych właściwościach. Wyróżniamy następujące typy składowisk odpadów: składowiska odpadów niebezpiecznych, obojętnych, a także innych niż niebezpieczne i obojętne, w tym komunalne. W Polsce obiekty, na których można składować odpady komunalne, dzieli się na:

- niezorganizowane,
- półorganizowane,
- zorganizowane.

Składowiska niezorganizowane są zlokalizowane w naturalnych zagłębieniach terenu lub wyrobiskach, bez wcześniejszego specjalnego przygotowania. Efektami takiego składowania odpadów są:

- niekontrolowana emisja gazów do atmosfery,
- zanieczyszczenie wód powierzchniowych i podskórnych,
- zanieczyszczenie otaczających obszarów ze składowiska pyłami i odpadami o frakcji lekkiej,
- nadmierny rozwój gryzoni i ptaków.

W ostatnich latach dość często była podejmowana budowa składowisk półorganizowanych. Od tych wcześniejszych odróżnia je zastosowanie izolacji składowanych odpadów od podłoża za pomocą geomembran. Ten sposób nie zabezpiecza w dostatecznym stopniu środowiska przed emisją ciekłych i gazowych substancji.

Składowiska zorganizowane posiadają specjalną lokalizację, którą uwzględnia się za pomocą kryteriów hydrogeologicznych i geotechnicznych. Spełniają również obowiązujące wymogi techniczne i są w odpowiedni sposób eksploatowane [7].

3. Prognoza zmian ilościowych odpadów komunalnych poszczególnych regionów województwa podkarpackiego

Podstawowym czynnikiem pozwalającym na prognozowanie zmian ilościowych odpadów komunalnych jest wieloletnia tendencja zmian liczby ludności poszczególnych regionów przy uwzględnieniu typów budowy. Głównymi elementami wpływającymi na zmiany ilości odpadów są [3]:

- zmiany liczby ludności danego regionu gospodarki odpadami województwa podkarpackiego,
- warunki bytowe mieszkańców,
- obyczaje oraz kultura mieszkańców regionu,
- liczba mieszkańców objętych zbiórką odpadów,
- techniczno-sanitarne wyposażenie budynków mieszkalnych,
- poziom świadomości ekologicznej ludności,
- poziom rozwoju gospodarczego i ekonomicznego regionu,
- rodzaje technologii stosowanej w gospodarce.

Prognozy zmian ilości odpadów komunalnych w poszczególnych regionach zawarto w „Planie gospodarki odpadami dla województwa podkarpackiego” dla lat 2013-2023. W tym okresie w mniejszym lub w większym stopniu nastąpią zmiany w ilości oraz składzie morfologicznym odpadów komunalnych wytwarzanych przez mieszkańców regionów województwa podkarpackiego. Do prognozowania ilościowych i jakościowych zmian odpadów komunalnych przyjęto następujące założenia:

- 1) nie nastąpią w danym okresie znaczne zmiany składu morfologicznego odpadów,
- 2) zwiększenie jednostkowego wskaźnika wytwarzania odpadów wyniesie 1% na rok.

Region centralny województwa podkarpackiego składa się z 25 gmin. Gminy te przynależą do 6 różnych powiatów. W regionie największą część gmin zajmują gminy typu wiejskiego. W tabeli 1. zaprezentowano przykłady odpadów komunalnych wytwarzanych w regionie centralnym.

W regionie centralnym masa prognozowana poszczególnych wyselekcjonowanych odpadów komunalnych jest zróżnicowana. Wyliczone ilości odpadów w najbliższych latach należy traktować orientacyjnie. Służą one do określenia skali problemu oraz do zapewnienia odpowiednich środków technicznych, które wynikają ze wzrostu ilości wytwarzanych w regionie odpadów komunalnych w najbliższych latach (np. miejsce potrzebne do deponowania odpadów na składowisku, instalacje służące do odzysku, sprzęty techniczne obsługujące system zbiórki odpadów, utworzenie nowych punktów odbioru odpadów).

W regionie północnym można wyróżnić 34 gminy. Gminy te przynależą do 10 różnych powiatów. Największą część tego regionu stanowią gminy wiejskie. W regionie znajdują się trzy gminy typu miejskiego: Leżajsk, Stalowa Wola, Tarnobrzeg. W tabeli 2. przedstawione zostały prognozowane ilości wytwarzanych przykłady odpadów komunalnych w regionie północnym. Z danych zawartych w tab. 2 wynika, że prognozowana całkowita masa odpadów komunalnych wytwarzanych w regionie północnym do 2023 r. wzrośnie o 7,3 tys. Mg, natomiast masa wytwarzanych odpadów komunalnych w przeliczeniu na jednego mieszkańca wzrośnie o 26 Mg w porównaniu z 2013 r.

Tabela 1. Prognozowane masy odpadów komunalnych wytwarzanych w regionie centralnym [tys. Mg], na podstawie [2]

Table 1. Projected weight of municipal solid waste generated in the central region [th. Mg], based on [2]

Wyszczególnienie	2013	2015	2020	2023
Papier, tektura	18,1	18,4	19,0	19,3
Szkło	13,4	13,5	13,9	14,0
Metale	3,2	3,2	3,2	3,2
Tworzywa sztuczne	17,7	17,9	18,5	18,9
Odpady wielomateriałowe	4,3	4,3	4,5	4,7
Odpady kuchenne i ogrodowe	41,1	41,2	41,8	42,3
Odpady mineralne	5,5	5,8	6,3	6,6
Fracja < 10 mm	11,2	11,3	11,5	11,6
Tekstylia	3,3	3,3	3,4	3,5
Drewno	0,5	0,5	0,5	0,5
Odpady niebezpieczne	1,0	1,1	1,2	1,2
Inne kategorie	5,2	5,3	5,7	5,8
Odpady wielkogabarytowe	2,9	2,9	3,0	3,0
Razem	127,4	128,9	132,5	134,7
Odpady pochodzące z pielęgnacji terenów zielonych	4,7	4,8	5,1	5,3
Razem	132,1	133,7	137,7	140,0
[Mg/m, rok]	0,295	0,301	0,316	0,325

Tabela 2. Prognozowane masy odpadów komunalnych wytwarzanych w regionie północnym [tys. Mg], na podstawie [2]

Table 2. Projected weight of municipal solid waste generated in the region of the north [th. Mg], based on [2]

Wyszczególnienie	2013	2015	2020	2023
Papier, tektura	10,1	10,4	11,0	11,2
Szkło	10,7	10,8	11,0	11,1
Metale	2,3	2,2	2,2	2,1
Tworzywa sztuczne	12,5	12,7	13,4	13,8
Odpady wielomateriałowe	4,0	4,1	4,3	4,5
Odpady kuchenne i ogrodowe	34,5	34,3	34,3	34,4
Odpady mineralne	4,9	5,3	5,9	6,2
Fracja < 10 mm	11,8	11,9	12,0	12,1
Tekstylia	3,0	3,0	3,1	3,1
Drewno	0,5	0,5	0,6	0,6
Odpady niebezpieczne	0,8	0,9	1,0	1,0
Inne kategorie	4,9	5,1	5,6	5,8
Odpady wielkogabarytowe	2,3	2,4	2,5	2,6
Razem	102,4	103,6	106,7	108,6
Odpady pochodzące z pielęgnacji terenów zielonych	5,2	5,4	5,8	6,1
Razem	107,5	109,0	112,6	114,8
[Mg/m, rok]	0,247	0,252	0,265	0,273

W regionie wschodnim można wyróżnić 31 gmin. Gminy te przynależą do 5 różnych powiatów. Największą część tego regionu stanowią gminy wiejskie. W regionie znajduje się 5 gmin typu miejskiego: Jarosław, Radymno, Lubaczów, Przemyśl, Przeworsk. W tabeli 3. przedstawiono prognozowane ilości wytwarzanych odpadów komunalnych w regionie wschodnim w latach 2013-2023.

Tabela 3. Prognozowane masy odpadów komunalnych wytwarzanych w regionie wschodnim [tys. Mg], na podstawie [2]

Table 3. Projected weight of municipal solid waste generated in the eastern region [th. Mg], based on [2]

Wyszczególnienie	2013	2015	2020	2023
Papier, tektura	8,8	9,1	9,6	9,8
Szkło	8,5	8,6	8,7	8,8
Metale	1,8	1,8	1,7	1,7
Tworzywa sztuczne	10,2	10,3	10,9	11,2
Odpady wielomateriałowe	3,1	3,2	3,4	3,5
Odpady kuchenne i ogrodowe	27,2	27,1	27,0	27,1
Odpady mineralne	3,7	4,0	4,4	4,6
Fracja < 10 mm	8,6	8,7	8,7	8,8
Tekstyliia	2,4	2,4	2,5	2,5
Drewno	0,4	0,4	0,5	0,5
Odpady niebezpieczne	0,7	0,7	0,8	0,8
Inne kategorie	3,9	4,0	4,4	4,6
Odpady wielkogabarytowe	1,9	2,0	2,1	2,2
Razem	81,2	82,2	84,6	86,1
Odpady pochodzące z pielęgnacji terenów zielonych	3,2	3,3	3,6	3,8
Razem	84,5	85,5	88,2	89,9
[Mg/m, rok]	0,255	0,260	0,273	0,282

Dane zestawione w tab. 3. dotyczą poszczególnych odpadów komunalnych, tj. papieru, tworzyw sztucznych, szkła, a także metalu. Uwzględniają masę odpadów opakowaniowych, które zostały wytworzone z tych surowców, i ilość pozostałych odpadów, które nie są odpadami opakowaniowymi. Z danych zawartych w tabeli wynika, że do 2023 r. prognozowana masa wytworzonych odpadów komunalnych w regionie wschodnim wzrośnie o 4,9 tys. Mg, natomiast masa wytwarzanych odpadów komunalnych w przeliczeniu na jednego mieszkańca wzrośnie o 25 Mg w porównaniu z 2013 r.

W regionie zachodnim można wyróżnić 27 gmin. Gminy te przynależą do 4 różnych powiatów. Największą część tego regionu stanowią gminy wiejskie. W regionie znajdują się dwie gminy typu miejskiego: Dębica i Mielec. W tabeli 4. przedstawiono prognozowane ilości wytwarzanych odpadów komunalnych w regionie zachodnim w latach 2013-2023.

Tabela 4. Prognozowane masy odpadów komunalnych wytwarzanych w regionie zachodnim [tys. Mg], na podstawie [2]

Table 4. Projected weight of municipal solid waste generated in the region of the west [th. Mg], based on [2]

Wyszczególnienie	2013	2015	2020	2023
Papier, tektura	9,3	9,6	10,1	10,3
Szkło	9,7	9,8	9,9	10,1
Metale	2,0	2,0	1,9	1,9
Tworzywa sztuczne	11,4	11,5	12,1	12,5
Odpady wielomateriałowe	3,6	3,7	3,9	4,0
Odpady kuchenne i ogrodowe	31,1	31,0	30,9	31,1
Odpady mineralne	4,4	4,7	5,2	5,5
Fracja < 10 mm	10,5	10,5	10,6	10,7
Tekstylia	2,7	2,7	2,8	2,8
Drewno	0,5	0,5	0,5	0,6
Odpady niebezpieczne	0,8	0,8	0,9	0,9
Inne kategorie	4,5	4,6	5,1	5,3
Odpady wielkogabarytowe	2,1	2,2	2,3	2,4
Razem	92,5	93,6	96,4	98,1
Odpady pochodzące z pielęgnacji terenów zielonych	3,0	3,1	3,3	3,5
Razem	95,5	96,7	99,7	101,6
[Mg/m, rok]	0,245	0,250	0,263	0,271

Z danych zestawionych w tab. 4. wynika, że prognozowana całkowita masa odpadów komunalnych wytwarzanych w regionie zachodnim do 2023 r. wzrośnie o 6,1 tys. Mg, natomiast masa wytwarzanych odpadów komunalnych w przeliczeniu na jednego mieszkańca wzrośnie o 26 Mg w porównaniu z 2013 r.

4. Cele i kierunki działań w gospodarce odpadami w województwie podkarpackim na lata 2012-2023

Do celów głównych gospodarowania odpadami komunalnymi, które zostały przyjęte w województwie podkarpackim należy:

1. Zwiększenie ilości odpadów poddawanych odzyskowi, w szczególności ponownego wykorzystania (recyklingu) odpadów pochodzących z selektywnej zbiórki odpadów, takich jak papier i tektura, szkło, tworzywa sztuczne, a także metale. Zwiększenie ilości przetwarzanych odpadów w celu uzyskania z nich energii.

2. Przystąpienie wszystkich mieszkańców województwa podkarpackiego do zorganizowanego systemu zbiórki odpadów komunalnych ze szczególnym naciskiem na ich segregację oraz selekcję ze strumienia odpadów komunalnych odpadów niebezpiecznych, budowlanych i wielkogabarytowych.

3. Eliminacja nielegalnych składowisk odpadów.

Do celów szczegółowych gospodarowania odpadami komunalnymi w województwie podkarpackim należą [2]:

1. Przystąpienie wszystkich mieszkańców województwa podkarpackiego do zorganizowanego systemu zbiórki odpadów komunalnych najpóźniej do 1 lipca 2013 r.

2. Objęcie całego społeczeństwa województwa systemem selektywnej zbiórki odpadów komunalnych najpóźniej do 2015 r.

3. Zredukowanie masy odpadów komunalnych biodegradowalnych kierowanych do składowania.

4. Przygotowanie do ponownego użycia oraz recyklingu surowców odpadowych, takich jak papier, tworzywa sztuczne, szkło, metal z gospodarstw oraz odpadów o innym pochodzeniu, podobnych do tych uzyskanych z gospodarstw domowych na poziomie minimalnym 50% ich masy do 2021 r.

5. Wydzielenie ze strumienia odpadów komunalnych odpadów wielkogabarytowych oraz poddanie ich procesom odzysku i unieszkodliwiania. Zakłada się, że rozwój selektywnej zbiórki odpadów wielkogabarytowych pozwoli na uzyskanie następujących poziomów odzysku: 80% do końca 2017 r. i 95% do końca 2020.

6. Wydzielenie ze strumienia odpadów komunalnych odpadów budowlanych oraz odpadów pochodzących z remontów, poddanie ich procesom odzysku i unieszkodliwiania. Przewidywany jest następujący poziom odzysku tych odpadów: 55% do końca 2017 r. i 70% do końca 2020.

7. Wydzielenie ze strumienia odpadów komunalnych odpadów niebezpiecznych i uzyskanie następujących poziomów selektywnej zbiórki odpadów niebezpiecznych na terenie gmin województwa w celu unieszkodliwiania ich do odpowiednich instalacji regionalnych: 60% do końca 2017 r. i 95% do końca 2020.

8. Zredukowanie masy składowanych odpadów komunalnych do maksymalnie 60% odpadów wytworzonych do końca 2014 r.

W grupie odpadów komunalnych do najważniejszych działań zmierzających do ograniczenia powstawania odpadów oraz ich negatywnego wpływu na środowisko należy:

- intensyfikacja czynności informacyjno-edukacyjnych, które promują wśród mieszkańców województwa zachowania zmierzające do zapobiegania powstawania odpadów, a także właściwe postępowanie z odpadami wytworzonymi,
- promocja produktów wytworzonych z materiałów odpadowych za pomocą odpowiednich działań promocyjnych oraz edukacyjnych.

Strategie zapobiegania powstawaniu odpadów można podzielić ze względu na poziom zaangażowania władz na trzy kategorie:

1. Informacja.
2. Regulacja.
3. Promocja.

Celem strategii informacyjnych jest zmiana dotychczasowych zachowań wytwórców odpadów oraz decyzji informacyjnych. Do strategii informacyjnych zalicza się: kampanie informacyjne, wiadomości dotyczące technik zapobiegania powstawaniu odpadów, oznakowania ekologiczne, przeprowadzanie szkoleń dla właściwych organów. Czynności te mają na celu zwrócenie uwagi publicznej na kwestie zapobiegania powstawaniu odpadów. Jest to najważniejszy krok zmierzający do zmian w zachowaniu społeczeństwa. Zazwyczaj najskuteczniejszymi kampaniami ekologicznymi są te, które koncentrują się na konkretnym rodzaju odpadów i oferują najbardziej zrozumiałe, proste do naśladowania wskazówki, co do sposobów zapobiegania powstawaniu odpadów. Przykładami mogą być następujące działania: używanie na zakupach toreb z płótna lub wielokrotnego użytku, użycie naklejek na skrzynkach pocztowych z napisem „bez reklam” lub kompostowanie.

Do strategii promocyjnych, które zachęcają społeczeństwo do zmian w swoim zachowaniu oraz zapewniają wsparcie logistyczne i finansowe dla inicjatyw przyjaznych dla środowiska, można zaliczyć: wsparcie dla nieobowiązkowych porozumień, promowanie napraw i ponownego użycia, promowanie struktur zarządzania środowiskiem, zachętę do czystej konsumpcji, promocję badań i rozwoju.

Do strategii regulacyjnych, które nakładają ograniczenia dotyczące odpadów, poszerzają zakres obowiązków wobec środowiska naturalnego, a także wskazują kryteria środowiskowe na zamówienia publiczne, zalicza się: podatki oraz zachęty, planowanie, Politykę Rozszerzonej Odpowiedzialności Producenta, Politykę Zielonych Zamówień Publicznych, wytyczne dotyczące ekologicznego projektowania.

Do najważniejszych metod zapobiegania powstawaniu odpadów proponowanych dla województwa podkarpackiego należą: podniesienie świadomości ekologicznej mieszkańców poprzez różnego rodzaju akcje edukacyjne (np. szkolenia, plakaty, informatory, ulotki), racjonalizacja zakupów, znakowanie naklejkami produktów ekologicznych, kampanie informacyjne mające na celu propagowanie segregowania odpadów, selektywnej zbiórki oraz naprawy i ponowne wykorzystanie materiałów i produktów, promowanie wśród społeczeństwa budowy przydomowych kompostowników, w których można składować odpady biodegradowalne [3].

5. Podsumowanie

1. Odpady komunalne powstają na obszarze województwa podkarpackiego zarówno na terenach miejskich, jak i wiejskich. Ilości odpadów zależą od liczby mieszkańców, zakładów produkcyjnych oraz usługowych zlokalizowanych na

terenie gminy, co sprawia, że nawet na obszarze terenów wiejskich są one zróżnicowane. Dodatkowo w niektórych gminach można zauważyć zwiększoną sezonowo ilość odpadów ze względu na napływ turystów, wczasowiczów oraz kuracjuszy w uzdrowiskach.

2. W zabudowach jednorodzinnych zmieszane odpady składuje się w pojedynczych pojemnikach znajdujących się na terenie posesji, z kolei odpady surowcowe i opakowaniowe są zbierane do worków. W zabudowach wielorodzinnych zmieszane odpady są gromadzone w głównej mierze w kontenerach zbiorczych znajdujących się przy budynkach. Odpady surowcowe oraz opakowaniowe są zbierane w systemie wielu pojemników.

3. Dużym problemem województwa podkarpackiego jest zagospodarowanie odpadów komunalnych przez mieszkańców we własnym zakresie (porzucanie odpadów na nielegalnych składowiskach, ich spalanie w kotłowniach i piecach). Zachowania te stanowiące ogromne zagrożenie dla środowiska wynika często z niewiedzy i chęci zaoszczędzenia pieniędzy.

4. W województwie podkarpackim w dalszym ciągu można zauważyć zbyt niski poziom selektywnej zbiórki odpadów. Duża część mieszkańców województwa podkarpackiego nie widzi potrzeby segregowania odpadów, a także zmniejszenia ilości odpadów w źródłach ich powstawania.

5. Aby nowy system gospodarki odpadami komunalnymi mógł w pełni i sprawnie funkcjonować w województwie podkarpackim, musi do niego przystąpić każdy mieszkaniec, dbając przy tym o prawidłową segregację, wydzielenie ze strumienia odpadów komunalnych odpadów niebezpiecznych oraz redukcję masy odpadów ulegających biodegradacji przeznaczonych do składowania. Szczególnie ważne jest zwiększenie ilości odpadów poddawanych odzyskowi, w szczególności ponownego wykorzystania (recyklingu) odpadów pochodzących z selektywnej zbiórki odpadów, takich jak papier i tektura, szkło, tworzywa sztuczne, a także metale oraz zwiększenie ilości przetwarzanych odpadów w celu uzyskania z nich energii.

Literatura

- [1] Marcinkowski T.: Kompleksowe zarządzanie gospodarką odpadami. PZITZ, Poznań 2011.
- [2] Plan gospodarki odpadami dla województwa podkarpackiego. Podkarpackie Biuro Planowania Przestrzennego w Rzeszowie, Rzeszów 2014.
- [3] Prognoza oddziaływania na środowisko projektu planu gospodarki odpadami dla województwa podkarpackiego. Podkarpackie Biuro Planowania Przestrzennego w Rzeszowie, Rzeszów 2014.
- [4] Raport o stanie środowiska w województwie podkarpackim w 2011 roku. Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Rzeszowie, Rzeszów 2012.
- [5] Raport o stanie środowiska w województwie podkarpackim w 2012 roku. Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Rzeszowie, Rzeszów 2013.

- [6] Raport o stanie środowiska w województwie podkarpackim w 2013 roku. Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Rzeszowie, Rzeszów 2014.
- [7] Rosik-Dulewska C.: Podstawy gospodarki odpadami. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa 2010.
- [8] Sprawozdania z realizacji planu gospodarki odpadami województwa podkarpackiego za lata 2011-2013. Podkarpackie Biuro Planowania Przestrzennego w Rzeszowie, Rzeszów 2014.

THE PROBLEM OF MUNICIPAL WASTE MANAGEMENT IN THE SUBCARPATHIAN REGION

Summary

The article presented an analysis of the current state of waste management in the region Subcarpathian. Shows the main sources of municipal waste generation in Podkarpacie, the percentage of waste segregated by weight of all waste produced in 2011-2013, the collection systems were presented. Used batteries are collected in special containers typically found in schools. In some municipalities of the province are collected, in some offices and shops, while overdue medicines in pharmacies, and sometimes when itinerant rebounds. Showing the processes of recovery and disposal of waste, methods of disposal of municipal waste and their disposal. Described installations for the recovery and disposal of waste. In the work presented quantitative forecast of changes of municipal waste each region Podkarpacie, objectives and lines of action in waste management in the future. In the group of municipal waste to the most important measures intending to reduce the generation of waste and its impact on the environment should be intensified information and educational activities that promote the conservation of the region's population wishing to waste prevention and appropriate treatment of waste produced and promotion of products made from waste materials for by appropriate promotional activities and education. The big problem is the development of the Subcarpathian province of municipal waste by the residents themselves. Abandonment of waste should be distinguished from illegal landfills and incineration in boiler and furnaces. Such behavior associated with a huge threat to the environment and is often due to ignorance and the desire to save money.

Keywords: waste, municipal waste, Subcarpathian Region, recovery, disposal

Przesłano do redakcji: 19.12.2014 r.

Przyjęto do druku: 28.03.2015 r.

DOI: 10.7862/rb.2015.14

Galina KALDA¹
Natalia KOLEK²

ROZWÓJ ENERGETYKI ODNAWIALNEJ NA PODKARPACIU

W pracy dokonano analizy aktualnego stanu rozwoju energetyki odnawialnej na Podkarpaciu. Omówiono zastosowanie odnawialnych źródeł energii w województwie podkarpackim, mechanizmy wsparcia dla energetyki pochodzącej z odnawialnych źródeł i perspektywy rozwoju tych źródeł energii. Scharakteryzowano farmy wiatrowe wykorzystujące energię wiatru do produkowania energii elektrycznej oraz elektrownie wodne i kolektory słoneczne. Opisano przykłady zastosowania biomasy i biogazu na Podkarpaciu. Mechanizmy wsparcia OZE mają za zadanie pobudzenie wzrostu popytu na energię z odnawialnych źródeł, dążenie do realizacji celów wskaźnikowych określonych przez UE, zapewnienie inwestorom możliwości pozyskania opłacalności przedsięwzięcia dzięki wsparciu rządowemu, zwiększenie konkurencyjności energii pochodzącej z OZE na rynku energii elektrycznej, stworzenie przejrzystego systemu, tak aby różnica cen energetyki konwencjonalnej i odnawialnej odzwierciedlała społeczną nadwyżkę netto, która wynika z analizy kosztów i korzyści zewnętrznych obu technologii. Podstawowymi barierami rozwoju sektora energetyki odnawialnej są uwarunkowania ekonomiczne oraz niski poziom rozwoju sieci elektroenergetycznych w stosunku do wzrostu zapotrzebowania przesyłu mocy, które wynikają z planowanych inwestycji odnawialnych źródeł. Praca prezentuje perspektywy rozwoju OZE do 2020 r. oraz przykłady projektów realizowanych w województwie podkarpackim.

Słowa kluczowe: energia odnawialna, mechanizmy wsparcia, perspektywy rozwoju, inwestycji

1. Wprowadzenie

Energia odnawialna jest energią pozyskiwaną z naturalnych procesów przyrodniczych. Odnawialne źródła energii (OZE) są alternatywą dla konwencjonalnych nośników (paliw kopalnych). Ich zasoby w naturalnych procesach uzupełniają się, co sprawia, że są niewyczerpalne. W warunkach krajowych energia

¹ Autor do korespondencji/corresponding author: Galina Kalda, Politechnika Rzeszowska, 35-084 Rzeszów, ul. Poznańska 2, tel. 17 8651068, kaldagal@prz.edu.pl

² Natalia Kolek, Politechnika Rzeszowska

ze źródeł odnawialnych obejmuje energię uzyskiwaną z promieniowania słonecznego (zamienionego na ciepło lub energię elektryczną), wiatru, wody, zasobów geotermalnych, biomasy i biogazu.

Wykorzystanie odnawialnych źródeł energii jest jednym z istotniejszych działań polityki energetycznej, zarówno Polski, jak i pozostałych państw świata. Ochrona klimatu, bezpieczeństwo energetyczne i ochrona środowiska są dziedzinami powiązаныmi z pozyskaniem OZE. Ze względu na bardzo wysokie koszty budowy inwestycji OZE są tworzone specjalne systemy wsparcia dla inwestorów. Możliwość korzystania przez inwestorów z dostępnych instrumentów wsparcia zarówno na poziomie krajowym (środki Narodowego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej), jak i zagranicznym, w tym z funduszy unijnych, przyczynia się do rozpowszechniania energii produkowanej z odnawialnych źródeł.

Rozpowszechnienie wiedzy na temat wykorzystania funduszy europejskich w zakresie energetyki przyczynia się do rozwoju tej gałęzi gospodarki. Środki na energetykę pozyskiwaną z odnawialnych źródeł energii przewidziano przede wszystkim w Programie Operacyjnym „Infrastruktura i Środowisko” oraz w regionalnych programach operacyjnych.

Kolejną instytucją wspierającą inwestycje „czystej energii” jest Bank Ochrony Środowiska. W swojej ofercie ma kredyty preferencyjne przeznaczone m.in. na wykorzystanie OZE, budowę oczyszczalni ścieków, kanalizacji i stacji uzdatniania wody oraz zagospodarowanie odpadów.

Mechanizmy wsparcia OZE mają za zadanie pobudzenie wzrostu popytu na energię z odnawialnych źródeł, dążenie do realizacji celów wskaźnikowych określonych przez UE, zapewnienie inwestorom możliwości pozyskania opłacalności przedsięwzięcia dzięki wsparciu rządowemu, zwiększenie konkurencyjności energii pochodzącej z OZE na rynku energii elektrycznej, stworzenie przejrzystego systemu, tak aby różnica cen energetyki konwencjonalnej i odnawialnej odzwierciedlała społeczną nadwyżkę netto, która wynika z analizy kosztów i korzyści zewnętrznych obu technologii. Do najważniejszych mechanizmów wsparcia sektora OZE należą m.in.: zielone certyfikaty, system zielonych inwestycji, ustalenie celów ilościowych, dotacje i kredyty preferencyjne, zakup zielonej energii przez odbiorców po droższej taryfie, mechanizm zobowiązań ilościowych, znakowanie zielonej energii, przetargi na zakup energii z odnawialnych źródeł.

Korzystne warunki inwestowania w sektor energetyki mogą się przyczynić do znacznego wzrostu udziału źródeł energii odnawialnej w ogólnym bilansie energetycznym.

2. Wykorzystanie odnawialnych źródeł energii w województwie podkarpackim

2.1. Elektrownie wiatrowe

Farma wiatrowa w Rymanowie

Farma wiatrowa składa się z 13 turbin o łącznej mocy 26 MW. Całkowity koszt inwestycji wyniósł ponad 167 mln zł, z czego 40 mln zł zostało dofinansowane ze środków Unii Europejskiej z Funduszu Spójności w ramach projektu „Infrastruktura i Środowisko”. Farmę wiatrową w Rymanowie przedstawia rys. 1.



Rys. 1. Farma wiatrowa w Rymanowie

Fig. 1. Wind farm in Rymanow

Farma wiatrowa we Wróbliku Szlacheckim

Inwestycję zlokalizowano we Wróbliku Szlacheckim koło Rymanowa. Na dwóch wzgórzach w niewielkiej odległości firma Euro-Tabor Sp. z o.o. zainstalowała dwie turbiny wiatrowe. Moc poszczególnych turbin wynosi 160 kW. Zostały wyprodukowane przez firmę Nowomag z Nowego Sącza. Moc całkowita farmy wiatrowej wynosi 320 kW. Właścicielem farmy wiatrowej jest firma Euro-Tabor Sp. z o.o.

Inwestycja została zrealizowana w latach 1999-2000, a dostawa turbin i rozpoczęcie budowy nastąpiło w kwietniu 2000 r. Farma wiatrowa jest podłączona do Sieci Zakładu Energetycznego w Rzeszowie. Nakłady inwestycyjne na farmę wiatrową we Wróbliku wyniosły 730 tys. zł i pochodziły ze środków własnych i kredytu bankowego. Inwestorowi niestety nie udało się uzyskać dotacji

do inwestycji. Źródłami finansowania wykorzystanymi w projekcie są środki własne i kredyty. Farma produkuje rocznie 560 MWh energii elektrycznej. Inwestycja zwróciła się po czterech latach.

Elektrownia wiatrowa KOLMAX w Mielcu

Elektrownia wiatrowa została zlokalizowana w Mielcu w części przemysłowej miasta, w niewielkiej odległości od zabudowań mieszkalnych. Elektrownia posiada jedną turbinę HSW 250 o mocy 250 kW. Inwestycję rozpoczęto w 2006 r. Roczna produkcja energii elektrycznej wynosi 438 MWh. Nakłady inwestycyjne na elektrownię wyniosły ok. 350 tys. zł, 55% z tej kwoty uzyskano z kredytu bankowego. Niestety nie udało się uzyskać dotacji z funduszy europejskich. Źródłami finansowania wykorzystanymi w projekcie były środki własne i kredyty. Inwestycja zwróciła się po trzech latach.

2.2. Elektrownie wodne

Elektrownia wodna w Rzeszowie

W Rzeszowie w 2012 r. na rzece Wisłok (przy zaporze) powstała mała elektrownia wodna. Urządzenia umiejscowiono 12 m pod ziemią w specjalnym bunkrze. Budowa elektrowni wodnej wyniosła około 12 mln zł. Prąd wytwarzany w elektrowni na Wisłoku jest sprzedawany Rzeszowskiemu Zakładowi Energetycznemu.

Elektrownia Wodna w Solinie – Myczkowce

Elektrownia Wodna Solina została uruchomiona w 1968 r. Jest to elektrownia szczytowo-pompowa z czterema turbozespołami typu Francisa o mocy zainstalowanej (po modernizacji w latach 2000-2003) 200 MW. Elektrownia rocznie produkuje około 230 GWh energii elektrycznej. Elektrownia przepływowo-wyrównawcza z dwoma turbozespołami z turbinami typu Kaplana dysponuje łączną mocą zainstalowaną równą 8,3 MW. Budynek elektrowni znajduje się na końcu sztolni w miejscowości Zwierzyń.

2.3. Kolektory słoneczne na terenie województwa podkarpackiego

Na dachach wielu budynków użyteczności publicznej są zainstalowane panele słoneczne. W województwie podkarpackim przykładem jest np. szpital w Rzeszowie i Żurawicy, przedszkole w Jaśle. Basen w Boguchwale jest ogrzewany za pomocą 200 kolektorów słonecznym, które składają się na instalację solarną. Jest to jedno z niewielu takich rozwiązań technicznych w Polsce. Również zastosowanie kolektorów słonecznych jest widoczne w Bieszczadach. Niektóre hotele w Ustrzykach Górnych i Wetlinie czy też klasztor w Starej Wsi są wyposażone w instalacje solarne. Również w domach prywatnych na terenie naszego województwa coraz częściej są montowane kolektory słoneczne.

2.4. Wykorzystanie biomasy

Podkarpacie jest terenem rolniczym, co sprzyja wykorzystaniu biomasy jako źródła energii. Warunki klimatyczno-glebowe na tym terenie są korzystne do uprawy rzepaku, dzięki czemu plantacje źródła biomasy nie mają trudności w rozwoju roślin. Przykładem inwestycji, która wykorzystwała to odnawialne źródło energii, jest kotłownia miejska w gminie Nowa Dęba opalana zrębkami drzewna. Jest ona połączona z siecią ciepłowniczą miasta. Obok kotłowni została założona własna plantacja wierzby energetycznej, która będzie podstawowym paliwem do produkcji ciepła w tej kotłowni. Projekt ten powstał dzięki dotacji Fundacji EkoFundusz, pożyczkom NFOŚiGW i WFOŚiGW oraz ze środków własnych.

Przykładem wykorzystania kotłów na biomasę jest Zakład Centurion-R w Sanoku. Zastosowano w nim proekologiczny system do współspalania biomasy oraz odpadów pochodzenia drzewnego, czyli MDF, HDF i płyty wiórowej. Inwestycja kosztowała 3,1 mln zł i w połowie została dofinansowana z funduszy europejskich. Rozwiązanie w sanockiej firmie jest projektem indywidualnym. Jest to pierwsza w Polsce instalacja spełniająca europejskie wymogi. Może być ona dostosowana do spalania odpadów materiałów drewnopochodnych zawierających mniej związków chemicznych. Koszt inwestycji powinien się zwrócić w przeciągu 7-9 lat. Dodatkowym zyskiem dla firmy jest odpłatne odbieranie odpadów płytowych z innych fabryk mebli czy stolarki otworowej i utylizowanie zgodnie z obowiązującymi przepisami. Dodatkowym atutem inwestycji jest brak kosztów związanych z emisją szkodliwych odpadów.

2.5. Biogaz wykorzystywany w województwie podkarpackim

Pozyskiwanie biogazu w województwie podkarpackim otrzymuje się z fermentacji metanowej osadów pościekowych w oczyszczalniach ścieków komunalnych oraz z wysypisk odpadów komunalnych. Przykładem energetycznego wykorzystania biogazu na tym terenie jest Składowisko Odpadów Komunalnych w Kozodrzy, gdzie instalacja odgazowania składowiska jest obsługiwana przez Polenergię S.A. Od 2005 roku działa elektrownia, która jest zasilana biogazem wytwarzanym z masy odpadów.

3. Mechanizmy wsparcia dla energetyki pochodzącej ze źródeł odnawialnych

Mechanizmy wsparcia OZE mają za zadanie pobudzenie wzrostu popytu na energię z odnawialnych źródeł, dążenie do realizacji celów wskaźnikowych określonych przez UE, zapewnienie inwestorom możliwości pozyskania opłacalności przedsięwzięcia dzięki wsparciu rządowemu, zwiększenie konkurencyjności energii pochodzącej z OZE na rynku energii elektrycznej, stworzenie przejrzystego systemu, tak aby różnica cen energetyki konwencjonalnej i odna-

wialnej odzwierciedlała społeczną nadwyżkę netto, która wynika z analizy kosztów i korzyści zewnętrznych obu technologii.

Źródła energii odnawialnej cechuje duże rozproszenie, różnorodność, stosunkowo niewielka moc jednostkowa i wysokie koszty inwestycyjne. Wprowadzenie odpowiednich systemów wsparcia ma na celu ich promowanie i rozwój. Systemy wsparcia odnawialnych źródeł mają nie tylko uwzględniać charakterystykę przyjętego celu, ale również wykorzystywać możliwości i potencjał danego kraju w sektorze OZE [1].

Zielone certyfikaty

Dla producentów zielonej energii elektrycznej ze źródeł odnawialnych podstawą wsparcia jest tzw. świadectwo pochodzenia, czyli zielone certyfikaty. System tzw. „zielonych certyfikatów” jest głównym mechanizmem wsparcia rozwoju OZE w produkcji energii elektrycznej w Polsce. Wartość świadectwa pochodzenia co roku wyznacza Urząd Regulacji Energetyki, ustalając wartości tzw. opłaty zastępczej, którą inwestorzy energetyczni mogą wpłacać zamiast kupować zielone certyfikaty.

Wraz z przystąpieniem Polski do Unii Europejskiej nastąpiła konieczność dostosowania się do prawa obowiązującego według dyrektywy 2001/77/WE dotyczącej wsparcia dla zielonej energii elektrycznej. Zasady funkcjonowania systemu określono w ustawie Prawo Energetyczne (Dz.U. 1997 Nr 54, poz. 348 z późn. zm.) oraz w Rozporządzeniu Ministra Gospodarki z dnia 14 sierpnia 2008 r. w sprawie szczegółowego zakresu obowiązków uzyskania przedstawienia do umorzenia świadectwa pochodzenia energii elektrycznej ze źródeł odnawialnych (Dz.U. 2008 Nr 156, poz. 969 z późn. zm.).

Najczęściej spotykanym rodzajem systemu kwotowego są zielone certyfikaty. System ten polega na tym, że energia elektryczna uzyskana z odnawialnych źródeł jest sprzedawana po cenach rynkowych. Jednocześnie na wszystkich konsumentów nakłada się obowiązek zakupienia od wytwórców energii elektrycznej z OZE pewnej liczby zielonych świadectw zgodnej z określoną wartością ilościową lub procentową całkowitego zużycia i wytwarzania energii elektrycznej. Łączna liczba certyfikatów przeznaczonych do zakupu w danym okresie jest ustalana przez władze publiczne [4]. Każdy wytwórca spełniający określone warunki może uzyskać takie certyfikaty i sprzedać je dystrybutorom, którzy są zobowiązani do potwierdzenia w ten sposób pewnego udziału OZE w energii dostarczanej odbiorcom [3].

System ten przyczynił się do rozwoju przede wszystkim dwóch technologii, tj. współspalania biomasy z węglem i energetyki wiatrowej. Szacuje się, że w 2014 r. udział energii elektrycznej pochodzącej z biomasy w całej produkcji z OZE przekroczy 25% [11].

Na podstawie notowań giełdowych w 2012 r. stwierdzono, że poziom cen zielonych certyfikatów przekroczył wartość opłaty zastępczej. Spowodowane to było możliwością odliczenia podatku akcyzowego od energii elektrycznej

w przypadku umorzenia zielonego certyfikatu. Niskie ceny zielonych certyfikatów na rynku giełdowym przyczyniły się do rezygnacji ze sprzedaży świadectw pochodzących z kontraktów długoterminowych na rzecz aktualnej sprzedaży na rynku SPOT.

Na rynku giełdowym w 2012 r. i latach wcześniejszych stabilne ceny sprzedaży zielonych certyfikatów były skutkiem niedoboru świadectw na rynku. Popyt na zielone certyfikaty jest uzależniony od wielkości sprzedaży energii elektrycznej. Zgodnie z ustawą „Prawo energetyczne” podmiot sprzedający energię elektryczną jest zobowiązany do uzyskania i przedstawienia do umorzenia danej liczby zielonych certyfikatów.

W Polsce popyt na zielone certyfikaty wzrasta w umiarkowanym tempie. W 2012 roku pojawiała się nadpodaż zielonych certyfikatów, gdy produkcja energii elektrycznej ze źródeł odnawialnych wzrosła do poziomu 13 TWh. W 2013 roku zaobserwowano znaczącą obniżkę giełdowych cen zielonych certyfikatów. Od lutego 2013 r. do lutego 2014 indeks PMOZE_A (miesięczna średnioważona cena zielonego certyfikatu) obniżył się o 50%. Na pojedynczych sesjach ceny zielonych certyfikatów spadały poniżej 100 zł/MWh [6]. Na rysunku 2. przedstawiono średnie ważone ceny zielonych certyfikatów w 2012 r.



Rys. 2. Średnie ważone ceny zielonych certyfikatów w 2012 r.

Fig. 2. The weighted average price of green certificates in 2012

Na podstawie danych stwierdzono znaczny spadek cen zielonych certyfikatów w 2012 r. Taki spadek cen to duży problem dla wytwórców energii ze źródeł odnawialnych. Nadpodaż zielonych certyfikatów najbardziej wpłynęła na energetykę biomasy. W 2012 roku około 55% odnawialnej energii elektrycznej została pozyskana z biomasy. Wzrost cen biomasy oraz spadek przychodów ze sprzedaży zielonych certyfikatów i energii elektrycznej przyczyniły się do znacznego ograniczenia wykorzystania biomasy w największych instalacjach w kraju.

Zmienność cen zielonych certyfikatów negatywnie wpływa także na pozostałe źródła OZE. Niski poziom wsparcia OZE przyczynia się do zahamowania rozwoju dla nowych inwestycji. Biorąc pod uwagę aktualne możliwości produkcyjne OZE w Polsce, interwencyjny skup zielonych certyfikatów przyczyni się do zwiększenia ich cen w krótkim czasie [7].

System zielonych inwestycji GIS

System zielonych inwestycji GIS (ang. *Green Investment Scheme*) jest rodzajem mechanizmu handlu uprawnieniami do emisji. Jego celem jest stworzenie i wzmacnianie proekologicznego efektu, który wynika ze zbywania nadwyżek emisyjnych. System zielonych inwestycji w Polsce jest związany ze „znakowaniem środków finansowych pozyskanych ze zbycia nadwyżki jednostek emisji w celu zagwarantowania przeznaczenia ich na realizację ściśle określonych celów związanych z ochroną środowiska w państwie zbywcy jednostek” [8].

Wykorzystanie środków, które pochodzą ze sprzedaży jednostek, przebiega w porozumieniu z państwem – nabywcą, zgodnie z określonymi w umowie sprzedaży warunkami, takimi jak zakres terminów wykorzystania tych środków, przeznaczenie ich na ustalone przedsięwzięcia, określenie maksymalnej intensywności dofinansowania, przekazywanie informacji, które dotyczą uzyskanych efektów ekologicznych. Krajowy system zielonych inwestycji umożliwia państwu nieposiadającym uprawnień zwiększenie emisji gazów cieplarnianych poprzez zakup jednostek, przekazując środki na cele dotyczące ochrony klimatu i środowiska. Krajowy operator zarządza Krajowym systemem zielonych inwestycji. Zadania powierzono Narodowemu Funduszowi Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej. Najistotniejszymi zadaniami krajowego operatora oprócz organizowania naboru wniosków o udzielenie dofinansowania oraz ich oceny, jest również kontrola wdrażania, realizacji i ocena efektów ekologicznych projektów lub programów, które zostały dofinansowane.

Do programów priorytetowych GIS należą:

1. Zarządzanie energią w budynkach użyteczności publicznej – dofinansowanie pozwala na zmniejszenie zużycia energii w budynkach użyteczności publicznej (urzędy, szkoły wyższe, ośrodki zdrowia itp.).
2. Biogazownie rolnicze – poprzez złożenie wniosku można uzyskać dofinansowanie na budowę lub modernizację biogazowni rolniczych.
3. Elektrociepłownie i ciepłownie na biomasę – program wspiera realizację inwestycji mających na celu modernizację lub budowę ciepłowni i elektrociepłowni opalanych biomasą.
4. Budowa, rozbudowa i przebudowa sieci elektroenergetycznych w celu przyłączenia źródeł wytwórczych energetyki wiatrowej (OZE) – możliwe jest dofinansowanie dla inwestycji na budowę lub modernizację sieci elektroenergetycznych poprzez podłączenie nowych źródeł energii wiatrowej.

5. Zarządzanie energią w budynkach wybranych podmiotów sektora finansów publicznych – dofinansowanie umożliwia zmniejszenie zużycia energii w budynkach administracji rządowej, Polskiej Akademii Nauk oraz instytutów naukowych, państwowych instytucji kultury, a także instytucji gospodarki budżetowej.

6. SOWA „Energooszczędne oświetlenie uliczne” – program wspiera realizację przedsięwzięć, których zadaniem jest poprawa efektywności energetycznej systemów oświetlenia ulicznego.

7. GAZELA „Niskoemisyjny transport miejski” – program wspiera inwestycje mające na celu obniżenie zużycia energii i paliw w transporcie miejskim.

W polskim prawie energetycznym 20 stycznia 2005 r. ustalono gwarantowaną cenę sprzedaży „czystej” energii elektrycznej na poziomie średniej ceny sprzedaży energii elektrycznej na rynku konkurencyjnym z ubiegłego roku. Na firmy energetyczne nałożono obowiązek zakupu energii pochodzącej ze źródeł odnawialnych i określono dodatkowe systemy wsparcia mające charakter zachęt inwestycyjnych, tj. ulgi podatkowe, priorytetowy dostęp do sieci i narzędzia finansowe. Narzędzia wsparcia określone w prawie energetycznym mają charakter finansowy i regulacyjny. Dostosowanie tych narzędzi ma na celu wzrost mocy zainstalowanej z OZE i zmniejszenie kosztów jej produkcji. Podstawą systemu wsparcia OZE są [8]:

- obowiązek zakupu całkowitej ilości energii pozyskanej z OZE, który jest nałożony na sprzedawców energii elektrycznej po średniej cenie rynkowej z roku poprzedniego,
- obowiązek priorytetowego udostępniania sieci dla energii wytworzonej z OZE, który został nałożony na operatorów sieci energetycznej – zapewnia pierwszeństwo w świadczeniu usług przesyłu lub dystrybucji,
- zmniejszenie o połowę opłaty za podłączenie do sieci, która została ustalona na podstawie rzeczywistych kosztów o realizacji przyłączenia – dotyczy to odnawialnych źródeł energii o zainstalowanej mocy nie większej niż 5 MW oraz jednostek kogeneracji o mocy do 1 MW,
- zwolnienie z podatku akcyzowego podczas sprzedaży odbiorcom końcowym energii pochodzącej z OZE,
- zwolnienie z opłaty skarbowej za uzyskanie koncesji (przy mocy elektrycznej nie większej niż 5 MW),
- zwolnienie z opłaty skarbowej za uzyskanie świadectwa pochodzenia (przy mocy elektrycznej nie większej niż 5 MW),
- zwolnienie z corocznej opłaty za uzyskanie koncesji na pozyskiwanie energii (przy mocy elektrycznej nie większej niż 5 MW) wnoszonej do budżetu państwa,
- zwolnienie z opłat za wpis do rejestru świadectw pochodzenia TGE (przy mocy elektrycznej nie większej niż 5 MW),
- zwolnienie z opłaty za zmiany w rejestrze świadectw w wyniku sprzedaży praw majątkowych (przy mocy elektrycznej nie większej niż 5 MW),

- nałożenie na firmy zajmujące się sprzedażą energii elektrycznej odbiorcom końcowym obowiązku przedstawienia świadectw pochodzenia z OZE do umorzenia lub uiszczenia opłaty zastępczej.

Tabela 1. zawiera informacje na temat projektów, które uzyskały dofinansowanie z Europejskiego Funduszu Rozwoju Regionalnego w latach 2007-2013 w województwie podkarpackim. Tabela 2. przedstawia zaś przykładowe inwestycje współfinansowane z Funduszu Spójności w latach 2007-2013 zlokalizowane w województwie podkarpackim.

Tabela 1. Przykłady projektów realizowane w województwie podkarpackim

Table 1. Examples of project implemented in Podkarpacie province

Tytuł projektu	Nazwa beneficjenta	Wartość projektu	Dofinansowanie z UE
„Budowa biogazowni w Zagórzku krokiem milowym w świat energii odnawialnych”	Zakład Usług Technicznych Sp. z o. o.	10 044 926 zł	3 253 231 zł
„Racjonalizacja gospodarki ciepłej basenów kąpielowych w Boguchwałach przez instalację kolektorów słonecznych”	gmina Boguchwała	796 061 zł	676 652 zł
„Zastosowanie odnawialnych źródeł energii w hali basenów i lodowiska miasta Dębicy, etap I – energia solarna”	gmina, miasto Dębica	865 102 zł	657 904 zł
„Budowa nowego układu kogeneracyjnego wraz z infrastrukturą towarzyszącą do wytwarzania z biogazu energii elektrycznej i ciepłej na terenie oczyszczalni ścieków w Dębicy – etap II”	„Wodociągi Dębickie” Sp. z o.o.	2 465 253 zł	674 061 zł
„Budowa kotłowni na biomasę wraz z magazynem na opał oraz instalacja kolektorów słonecznych na potrzeby budynków użyteczności publicznej Domu Zakonnego Zgromadzenia św. Michała Archanioła w Stalowej Woli”	Dom Zakonny Zgromadzenia św. Michała Archanioła w Stalowej Woli	1 584 433 zł	528 994 zł
„Instalacja pomp ciepła wraz z osprzętem dla Hotelu Górskiego PTTK i Campingu PTTK nr 150 w Ustrzykach Górnych”	Polskie Towarzystwo Turystyczno-Krajoznawcze	1 509 836 zł	455 260 zł
„Montaż kolektorów słonecznych na budynkach użyteczności publicznej na obszarze miasta Brzozów”	gmina Brzozów	378 967 zł	296 596 zł

Tabela 2. Przykłady projektów realizowanych przez Fundusz Spójności w latach 2007-2013 w województwie podkarpackim

Table 2. Examples of project implemented by the Cohesion Fund in 2007-2013 in Podkarpacie province

Tytuł projektu	Nazwa beneficjenta	Wartość projektu	Dofinansowanie z UE
„Budowa farmy wiatrowej o mocy 26 MW w gminie Rymanów”	Energia Wiatrowa Sp. z o.o.	167809746 zł	40 000 000 zł
„Budowa instalacji do produkcji energii elektrycznej w Odnawialnym Źródle Energii w Stalowej Woli”	Tauron Wytwarzanie S.A.	162 829 792 zł	39 998 400 zł
„Budowa elektrociepłowni wysokosprawnej kogeneracji na biomasę w Arłamowie”	Ośrodek Wypoczynkowy „ARLAMÓW” S.A.	36 884 760 zł	16 110 000 zł

W latach 2007-2013 z pomocą Funduszu Spójności zostało zrealizowanych 35 projektów, których łączne dofinansowanie wynosiło ponad 9 mld zł.

4. Perspektywy rozwoju OZE

Całkowite wykorzystanie możliwości związanych z rozwojem źródeł odnawialnych w Polsce przyczyniłoby się do zwiększenia bezpieczeństwa dostaw energii elektrycznej i zyskania przyszłej przewagi konkurencyjnej wspierającej dalszy rozwój gospodarczy kraju. Bezpieczeństwo energetyczne Polski znajduje się na wysokim poziomie, ale jednak wiąże się z negatywnymi skutkami środowiskowymi i klimatycznymi.

Liczba polskich firm produkujących urządzenia OZE i dostawców komponentów ciągle wzrasta, szczególnie w sektorze energii słonecznej, wiatrowej i biogazu (według danych IEO w 2010 r. istniało 340 firm zajmujących się produkcją urządzeń lub komponentów OZE). Związane jest to z rozwojem gospodarczym i wzrostem zatrudnienia.

System zielonych certyfikatów obowiązujący w Polsce nie wspiera rozwoju rynku odnawialnych źródeł. Zamiast zachęcać do inwestycji w „czystą” energię elektryczną zwiększa przychody dużych elektrowni. W latach 2007-2013 około 75% łącznych wpływów z tego systemu przeznaczono na instalacje współspalania biomasy oraz energetykę wodną. W Polsce funkcjonuje wiele źródeł dofinansowujących inwestycje odnawialnych źródeł energii. Są to fundusze na poziomie krajowym i europejskim (fundusze strukturalne Unii Europejskiej razem z regionalnymi programami operacyjnymi oraz Programem Operacyjnym „Infrastruktura i Środowisko”).

Polska powinna zagwarantować odpowiednie wsparcie ze strony funduszy strukturalnych w nadchodzącym okresie programowania, tj. w latach 2014-2020,

dla rozwoju OZE. Projekty regionalnych programów operacyjnych zakładają, że co najmniej 6-20% dostępnych środków finansowych będzie przeznaczona na rozwój gospodarki niskowęglowej (w tym OZE) i zwiększenie efektywności energetycznej [5]. Inwestycje w sektor OZE przyczynią się do stabilności strategii rozwoju i poprawią fizyczny dostęp do sieci.

System taryf gwarantowanych przyczyni się do rozwoju produkcji energii elektrycznej w skali mikro. Mechanizmy, takie jak np. system zielonych certyfikatów, stymuluje przedsięwzięcia zarówno w małe, jak i duże instalacje do wytwarzania energii z odnawialnych źródeł.

Polska posiada ogromny potencjał rozwoju OZE. Uzależnienie kraju od źródeł konwencjonalnych wpłynie negatywnie na środowisko inwestycyjne w Polsce, ponieważ potencjalni inwestorzy będą się obawiać przestarzałych technologii i infrastruktury. Porównując inne kraje Europy Środkowo-Wschodniej, Polska posiada dogodne warunki w sektorze energetyki. Najdogodniejsze warunki znajdują się na obszarach lądowych i morskich na północy Polski, w rejonie Morza Bałtyckiego oraz na podgórskich obszarach Dolnego Śląska. Zgodnie z danymi Krajowego planu działania w zakresie energii z OZE potencjał rynkowy energetyki pochodzącej z wiatru osiągnie wartość 3,4 GW w 2015 r. oraz 6,6 GW w 2020. Są to ponadczterokrotnie większe wartości niż obecna moc zainstalowana [10]. Świadczy to o możliwości dalszego dynamicznego rozwoju lądowych farm morskich. Muszą być jednak rozwiązane problemy dotyczące wydajności sieci. Rozwiązaniem, które zwiększyłoby długoterminowe możliwości inwestycyjne oraz pozwoliłoby zmniejszyć koszt energii uzyskiwanej z wiatru, jest wdrożenie koncepcji sieci bałtyckiej.

Uwzględniając dobrze rozwinięty sektor rolnictwa i duże zasoby leśne, dość dużym potencjałem rozwoju mogą się cieszyć źródła wykorzystujące biomasę [2]. Zapewnienie stabilnych norm regulacyjnych dla systemu zielonych certyfikatów jest ważnym czynnikiem w rozwoju odnawialnych źródeł energii. System zbywalnych zielonych certyfikatów powinien się przyczyniać do stworzenia atrakcyjnego środowiska inwestycyjnego dla konkurencyjnego i różnorodnego rynku OZE.

Wydłużenie okresu spłat kredytów preferencyjnych będzie korzystne dla rozwoju inwestycji długoterminowych. Zapewni niższe koszty pozyskania kapitału, co przyczyni się do obniżenia cen energii elektrycznej dla końcowych odbiorców. Jednak przedziały czasowe funkcjonowania zielonych certyfikatów (początkowo do 2017 r., przedłużone do 2021) zwiększyły obawy i utrudniły podejmowanie decyzji o nowych inwestycyjnych [9].

Aby zwiększyć wykorzystanie odnawialnych źródeł energii, należy podjąć działania na rzecz większej integracji i efektywniejszego wykorzystania dostępnych i przyszłych środków z funduszy unijnych oraz z budżetu UE. Podział środków z funduszy UE w ramach polityki spójności i przyszłych wieloletnich norm finansowych przewidziano na lata 2014-2020. Większa ilość środków powinna być przeznaczana na rozwój przepustowości elektroenergetycznych sieci

przesyłowych i dystrybucyjnych oraz przepustowości linii międzysystemowych, wdrażanie innowacyjnych sieci elektroenergetycznych oraz rozbudowę mocy zastępczych dla projektów odnawialnych źródeł energii [7]. W tabeli 3. przedstawiono perspektywy rozwoju OZE do 2020 r., uwzględniając instrumenty wsparcia tego sektora.

Tabela 3. Perspektywy rozwoju OZE do 2020 r. z uwzględnieniem instrumentów wsparcia sektora OZE, na podstawie [7]

Table 3. Prospects for the development of RES by 2020 taking into account the RES sector support instruments, based on [7]

Instrument wsparcia	Oczekiwany wynik	Docelowa grupa	Data rozpoczęcia i zakończenia
Dotacje, 30% nakładów inwestycyjnych	5 mln m ² zainstalowanej powierzchni kolektorów słonecznych	właściciele budynków jednorodzinnych	2011-2013
Dotacje, 50% nakładów inwestycyjnych	1,2 mln m ² zainstalowanej powierzchni kolektorów słonecznych	sektor publiczny, przemysł i rolnictwo	2011-2013
Ulgi w podatku dochodowym PIT, do wysokości 10 tys. zł	13,7 mln m ² zainstalowanej powierzchni kolektorów słonecznych	właściciele budynków jednorodzinnych	2012-2017
Szkolenia instalatorów i ich certyfikacja w ramach 50% dofinansowania udzielanego przez fundusze ekologiczne	30 tys. przeszkolonych instalatorów	instalatorzy systemów słonecznych, producenci i dystrybutorzy kolektorów słonecznych	2013-2020
Ogólnokrajowa kampania edukacyjno-informacyjna sfinansowana przez fundusze ekologiczne, 10 mln zł	zmiana zachowań społecznych potencjalnych użytkowników instalacji słonecznych	właściciele i administratorzy domów mieszkalnych, obiektów turystycznych, szkoły i inne ośrodki edukacyjne	2010-2020

5. Podsumowanie

Główną instytucją dofinansującą energetykę odnawialną jest Narodowy Fundusz Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej (NFOŚiGW). W latach 1989-2009 udzielił dofinansowania 647 projektom na łączną kwotę 211 mln euro. W latach 2009-2012 Fundusz na rozwój OZE przeznaczył 370 mln euro. Pożyczki preferencyjne, które udziela NFOŚiGW, wynoszą do 75% kosztów inwestycyjnych – ich wysokość wynosi od 1 do 12,5 mln euro na projekt. System wsparcia Funduszu daje możliwość umorzenia do 50% wysokości pożyczki preferencyjnej. Długoterminowe wsparcie dla rozwoju przedsięwzięć odnawialnej

energii w Polsce jest udzielane również w ramach funduszy europejskich, szczególnie funduszy strukturalnych (regionalne programy operacyjne – RPO, Program Operacyjny „Infrastruktura i Środowisko”). W latach 2007-2013 określono priorytety i plany działań w zakresie rozwoju energii pozyskiwanej z odnawialnych źródeł. Opracowano 16 programów operacyjnych, które składają się na największy, najbardziej rozbudowany i najdłużej obowiązujący krajowy program wsparcia energetyki odnawialnej w Polsce. Fundusze strukturalne mogą się stać istotnym systemem wsparcia inwestycji OZE również w kolejnych latach programowania 2014-2020. Przyjęto, że 6-20% środków dofinansowujących dostępnych w tym okresie będzie przeznaczona na rozwój gospodarki niskoemisyjnej oraz na energetykę odnawialną i efektywność energetyczną. Przeznaczony procent jest uzależniony od poziomu rozwoju danego regionu. Pozwoliłoby to na rozwój inwestycji mocy wytwórczych oraz na rozwój infrastruktury sieciowej (przesyłu i dystrybucji).

Podstawowymi barierami rozwoju sektora energetyki odnawialnej są uwarunkowania ekonomiczne oraz niski poziom rozwoju sieci elektroenergetycznych w stosunku do wzrostu zapotrzebowania przesyłu mocy, które wynikają z planowanych inwestycji odnawialnych źródeł. Niedostatecznie rozwinięte sieci przesyłowe wiążą się trudnościami przyłączenia nowych inwestycji wytwarzania energii z OZE. Polska posiada ograniczone zasoby odnawialnych źródeł energii. Największy potencjał wykorzystania na cele energetyczne ma biomasa.

Literatura

- [1] Bando M., Cylwik A., Elżanowski F., Kucińska A., Kulesa M.: Dostosowanie systemu wsparcia dla energii elektrycznej pochodzącej z odnawialnych źródeł energii do zmian zachodzących w kosztach wytwarzania energii z paliw kopalnych. Opracowanie przygotowane na zlecenie Ministerstwa Gospodarki, Warszawa 2009.
- [2] Finansowanie czystej energii: rozwiązania dla Polski. Cambridge Programme for Sustainability Leadership (CPSL) we współpracy z Regional Centre for Energy Policy Research (REKK), Uniwersytet Korwina w Budapeszcie, marzec 2013, www.cpsl.cam.ac.uk.
- [3] Flakowicz M.: Przewrotny rynek zielonych certyfikatów. *Czysta Energia*, nr 4/2013 (140), www.e-czytelnia.abrys.pl
- [4] Graczyk A., Graczyk A.: Wprowadzenie mechanizmów rynkowych w ochronie środowiska. Polskie Wydawnictwo Ekonomiczne, Warszawa 2011.
- [5] Pawelec P. (red.): Strategia rozwoju OZE województwa podkarpackiego. Zarząd Województwa Podkarpackiego, Rzeszów.
- [6] Pisarska-Tracz J.: Ryzyko zielonych certyfikatów, www.oze.pl
- [7] Polityka energetyczna Polski do 2030 r. Ministerstwo Gospodarki. Załącznik do uchwały nr 202/2009 Rady Ministrów z dnia 10 listopada 2009 r. Warszawa 2009.
- [8] Oniszk A.: Mechanizmy wsparcia energetyki wiatrowej. Europejskie Centrum Energii Odnawialnej. Instytut Budownictwa, Mechanizacji i Elektryfikacji Rolnictwa (EC BREC/IBMER), www.ibmer.waw.pl/ecbrec

- [9] Raport zawierający analizę realizacji celów ilościowych i osiągniętych wyników w zakresie wytwarzania energii elektrycznej w odnawialnych źródłach energii w latach 2009-2010 z uwzględnieniem szerszej perspektywy czasowej. Ministerstwo Gospodarki, Warszawa 2011.
- [10] Wiśniewski G., Dziamski P., Michałowska-Knap K., Oniszk-Popławska A., Regulski P.: Wizja rozwoju energetyki wiatrowej w Polsce do 2020 r. Instytut Energetyki Odnawialnej. Raport zlecony przez Polskie Stowarzyszenie Energetyki Wiatrowej, Warszawa 2009.
- [11] Wojciechowska U.: Departament Energii Odnawialnej uważa nas za lobbystów. Czysta Energia, nr 12/2012 (136), www.e-czytelnia.abrys.pl

DEVELOPMENT OF RENEWABLE ENERGY IN PODKARPACIE

Summary

The following issues have been presented in this article: an analysis of the current status of renewable energy development in Poland and in Podkarpacie region, use of renewable energy sources in Podkarpacie province, support mechanisms for energy from renewable sources and future prospects for renewable energy sources development. Characteristics of wind farms reusing wind power to produce electricity, water power plants, solar collectors have also been discussed. There were presented examples of use of bio-mass and bio-gas in Podkarpacie. Support mechanisms of RES to stimulate growth in demand for energy from renewable sources, striving for accomplishment of target specifies by EU, securing project profitability for investors due to the support of the government, increasing the competitiveness of RES, creation of the clear system, so as the price differences between conventional and renewable power engineering could reflect net social surplus, which results from analysis of external costs and benefits of both technologies. Main barriers of the development of the renewable power engineering are economic conditions and the low level of development of electricity networks in relation to the increase in demand of power transmission, which result from the planned investment of renewable sources. The article presented prospects of RES development by the year 2020 and examples of project performer in Podkarpacie province.

Keywords: renewable energy, support mechanisms, prospects of development, investment

Przesłano do redakcji: 17.12.2014 r.

Przyjęto do druku: 28.03.2015 r.

DOI: 10.7862/rb.2015.15

Galina KALDA¹
Krzysztof SZAREK²

OCENA EFEKTYWNOŚCI WYKORZYSTANIA ALTERNATYWNYCH ŹRÓDEŁ ENERGII W PORÓWNANIU Z ENERGIĄ ATOMOWĄ

W pracy zaprezentowano możliwości zastosowania energii odnawialnej i energii atomowej. Omówiono udział procentowy na popyt różnego rodzaju energii. Przedstawiono korzyści i zagrożenia źródeł energii atomowej. Podano charakterystyki różnego rodzaju reaktorów jądrowych mających zastosowanie w krajach na świecie, jak i w UE. Porównano źródła alternatywne i energię atomową oraz omówiono przyrost i spadek energii elektrycznej wytwarzanej przez różne typy źródeł energii. W pracy przedstawiono perspektywy wykorzystania odnawialnych źródeł energii i energii atomowej w różnych krajach. Zaprezentowano trzy scenariusze dotyczące perspektyw wykorzystania różnych źródeł energii na świecie, w tym odnawialnych źródeł i energii atomowej do 2020 i 2035 r. Pierwszy scenariusz oznacza działania podejmowane przed 2010 r. w sprawie rozwoju różnych źródeł energii na świecie, w tym OZE i EJ, drugi ze scenariuszy prezentuje obecne, nowe zasady działania, ostatni zaś przedstawia najbardziej efektywne perspektywy dla świata. Porównanie mające wpływ na efektywność wykorzystania dotyczy tego, że podczas wytwarzania energii w odnawialnych źródłach nie powstają żadne odpady (za wyjątkiem biomasy – niewielka ilość popiołu), natomiast w elektrowniach atomowych powstają odpady radioaktywne, z czego część to odpady wysokoaktywne, które muszą być zabezpieczane w specjalny sposób, co wiąże się z dodatkowymi kosztami.

Słowa kluczowe: energia odnawialna, energia atomowa, rodzaje reaktorów, przyrost, spadek, efektywność

1. Wprowadzenie

Obecnie człowiek podczas swojej działalności na każdym kroku korzysta z energii, dlatego też trudno wyobrazić sobie życie bez jej użytkowania. Energia była, jest i będzie niezwykle potrzebna ludziom w ich życiu. We wszystkich krajach świata energetyka stanowi bazę, na której opiera się zarówno cały nowoczesny przemysł, jak i gospodarka. Energia jest niezbędna do nieustannego rozwoju

¹ Autor do korespondencji/corresponding author: Galina Kalda, Politechnika Rzeszowska, 35-084 Rzeszów, ul. Poznańska 2, tel. 17 8651068, kaldagal@prz.edu.pl

² Krzysztof Szarek, Politechnika Rzeszowska

gospodarczego i z pewnością można ją przyrównać do powietrza czy wody. Różnorodne zastosowania energii spowodowały rozwój wielu metod jej pozyskiwania. Początkowo energia wytwarzana była m.in. z drewna, węgla kamiennego i brunatnego, a także z ropy naftowej czy gazu ziemnego. Także obecnie surowce te są głównie wykorzystywane do jej produkcji. Jednakże nieustanny wzrost zapotrzebowania na energię, zmniejszanie się zasobów oraz względy ekologiczne i ekonomiczne stawiają ludziom coraz to nowsze wyzwania i zadania.

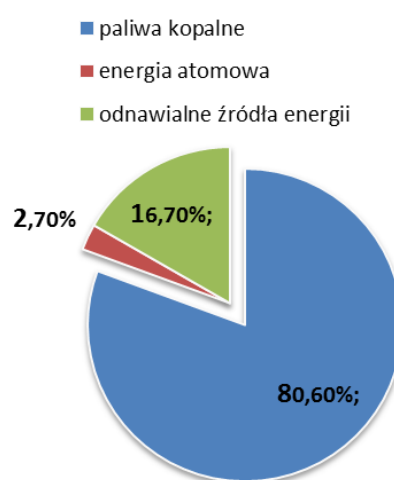
Kryzys paliwowy w latach 70. XX wieku uświadomił producentom energii, że zasoby są ograniczone, a nadmierne ich eksploataowanie i zużywanie narusza barierę ekologiczną. Pojawiło się więc pojęcie „zrównoważonego rozwoju energetycznego”, zgodnie z którym należy tak gospodarować energią, aby zapewnić dostęp do wystarczającej jej ilości obecnym, ale co ważniejsze także przyszłym pokoleniom. Dodatkowo należy zmniejszyć do minimum szkodliwe oddziaływanie związane z pozyskiwaniem, konwersją i konsumpcją energii na środowisko naturalne. To z kolei spowodowało wzrost zainteresowania alternatywnymi źródłami energii, tj. surowcami odnawialnymi. Są to źródła, które w procesie przetwarzania wykorzystują energię promieniowania słonecznego, wiatru, fal, prądów i pływów morskich, spadku rzek, energię z biomasy czy wewnętrznego ciepła Ziemi. Obecnie za odnawialne źródła energii można uznać również część odpadów komunalnych i przemysłowych, nadających się do przetworzenia na energię. Dotyczy to zwłaszcza tworzyw sztucznych. W ostatnich latach coraz częściej dążyło się do udoskonalania metod pozyskiwania energii z odnawialnych źródeł. Obecnie pozwala się na zwiększanie efektywności ich wykorzystania. Alternatywą są również elektrownie atomowe, które podczas eksploatacji nie emitują szkodliwych gazów do środowiska i są wydajnym źródłem energii. Mimo to niosą ze sobą zagrożenia nie tylko dla środowiska, ale także dla ludzi, co jest związane z ewentualnymi awariami, które niestety zdarzają się w tego typu elektrowniach.

Alternatywne źródła energii oraz energia atomowa coraz częściej są uznawane za źródła nisko- bądź zeroemisyjne wytwarzania energii. Powstaje jednak pytanie, które z tych źródeł są bardziej efektywne ze względu na ich wykorzystanie.

2. Popyt na energię odnawialną i jej zastosowanie

Miliony ludzi na całym świecie coraz częściej starają się żyć w ekologicznie czystym środowisku. Niestety nie jest to jednak takie łatwe. Pomocne mogą być wdrażane przez m.in. UE polityki, które znacznie ułatwią realizację takich celów. Jedną ze skuteczniejszych metod dostosowania dostaw energii w sposób mniej uciążliwy dla środowiska naturalnego jest zastosowanie odnawialnych źródeł. Są one sposobem nie tylko na zróżnicowanie źródeł, ale także na ograniczenie zależności od wyczerpywalnych surowców doskonale już znanych człowiekowi. Ponadto są najbardziej pewnym środkiem, jeżeli chodzi o minimalizację emisji zanieczyszczeń oraz bezpieczeństwo dostaw energii w przyszłości.

Właśnie ze względu na ochronę środowiska pozyskiwanie energii odnawialnej jest kluczowym działaniem na rzecz zapobiegania widocznym już zmianom klimatu i ograniczenia znacznej ilości zanieczyszczeń. Od wielu lat zapotrzebowanie na energię w większości jest pokrywane przez paliwa kopalne, które podczas spalania emitują niezwykle duże ilości zanieczyszczeń w postaci pyłów czy gazów cieplarnianych. W 2013 roku ropa, gaz i węgiel miały 80,6% udziału w wykorzystaniu na globalnym rynku energii, co przedstawia rys. 1. Natomiast alternatywne, odnawialne źródła wniosły zaledwie 16,7%.



Rys. 1. Zużycie energii na świecie w 2013 r.

Fig. 1. Energy consumption in the world in 2013

W przeciwieństwie do tradycyjnych paliw źródła odnawialne przez cały swój czas eksploatacji nie emitują uciążliwych gazów czy pyłów lub emitują je w ilościach niemających znaczącego wpływu na pogorszenie się stanu środowiska. Możliwe jest zmniejszenie emisji dwutlenku węgla o około 600-900 megaton pod warunkiem 20% udziału energii odnawialnej zsumowanej we wszystkich krajach UE [1]. Oprócz tego będzie możliwe zredukowanie zanieczyszczeń powietrza, co pozytywnie wpłynie na zdrowie ludzi.

W sytuacji gdy niektóre państwa nie mają odpowiedniego zabezpieczenia związanego z dostawą energii i są zależne od importu paliw kopalnych, odnawialne źródła energii pozwalają na zwiększenie ich niezależności i tym samym na poprawę stanu własnego sektora energetycznego. W przypadku państw UE prawie 50% wykorzystywanej energii pochodzi z importu – to te właśnie importowane z różnych krajów paliwa kopalne stanowią znaczną większość zużycia energii. W przypadku krajów należących do Unii Europejskiej energia odnawialna umożliwia rozszerzenie zakresu dostępnych źródeł do wytwarzania energii, minimalizuje zależność od importu tradycyjnych nośników energii, zmniejsza ryzyko przerw w dostawie energii i pobudza sektor energetyczny poprzez zwiększenie konkurencji na rynku.

Energia pozyskiwana z odnawialnych źródeł jest okazją do ożywienia gospodarki chociażby poprzez tworzenie nowych miejsc pracy. W sektorze produkującym energię z odnawialnych źródeł zatrudnia się ponad 1,5 mln ludzi i to tylko w Europie, a ciągły wzrost może zwiększyć liczbę pracujących do 2020 r. do nawet ponad 2,5 mln [1].

Energię odnawialną można spożytkować zarówno do wytwarzania energii elektrycznej, cieplnej, jak i do zaspokojenia potrzeb w transporcie. Niemniej jednak, nie każdy rodzaj energii jest możliwy do wykorzystania na różne sposoby, np. energię wiatru można jedynie spożytkować do wytwarzania prądu, a energię słoneczną do wytwarzania prądu i ciepła. W transporcie alternatywą dla paliw – benzyny czy oleju napędowego są biopaliwa.

3. Energia atomowa – korzyści i zagrożenia

W przypadku oddziaływania elektrowni jądrowych na środowisko na ich korzyść wpływa niska emisja gazów powodujących efekt cieplarniany, w szczególności brak emisji dwutlenku węgla. Ponadto znacznie mniej emitują pyłów czy tlenków siarki, co zmniejsza powstawanie kwaśnych deszczy. Elektrownia atomowa w porównaniu z węglową o takiej samej mocy (1000 MW) pozwala na ochronę środowiska poprzez uniknięcie emisji dwutlenku węgla o około 2,2 mln ton w ciągu roku [3].

Istotnym problemem tego rodzaju elektrowni związanym z oddziaływaniem na środowisko jest składowanie niebezpiecznych radioaktywnych odpadów. W szczególności dotyczy to odpadów wysokoaktywnych, do których zalicza się zużyte paliwo. Pomimo że stanowią one jedynie 3% wszystkich odpadów, w przypadku promieniowania jest uwalniane z nich aż 95%. Konieczne jest ich wieloletnie przechowywanie w specjalnie przygotowanych pojemnikach i w rejonach, które są stabilne geologicznie. Jednak w sytuacji wydostania się szkodliwych substancji radioaktywnych z miejsca przechowywania możliwe jest skażenie wód, gleby czy powietrza.

Energia atomowa (jądrowa) jest niewątpliwie jednym ze źródeł (oprócz OZE), które mogą zastąpić elektrownie tradycyjne oparte na paliwach kopalnych. Jednakże jest to rodzaj elektrowni, który ma swoje wady i niesie ze sobą pewne zagrożenia związane z bezpieczeństwem, zwłaszcza ludzi. Chodzi głównie o prawdopodobne skutki awarii reaktora czy ryzyko związane z atakiem terrorystycznym. Są to jak najbardziej uzasadnione obawy, wspominając chociażby katastrofę w Czarnobylu i Japonii. Po awarii w Czarnobylu Międzynarodowa Agencja Energii Atomowej stworzyła skalę zdarzeń jądrowych składającą się z siedmiu poziomów, poczynając od drobnych zdarzeń niemających większego wpływu na bezpieczeństwo, skończywszy na wielkich awariach zagrażających życiu ludzi.

Zdaniem niektórych specjalistów są to nieuzasadnione obawy, a prawdopodobieństwo awarii w nowej elektrowni wynosi 1 do 10000, a w dodatku skutki

samej awarii nie powinny rozejść się poza teren elektrowni. Jednak w 2011 r. doszło do awarii w Japonii w elektrowni Fukushima. Co prawda, była to elektrownia starszego typu, jednak w przypadku jej konstruowania nie przewidziano, że fala tsunami może mieć aż 10 m wysokości. Podobne zdarzenia powodujące awarie elektrowni atomowych mogą się wydarzyć niespodziewanie w każdej chwili. Dlatego też przed budową tego typu elektrowni należy bardzo dokładnie przemyśleć i przeanalizować wszystkie możliwe „za” i „przeciw”, szczególnie związane z bezpieczeństwem.

W przypadku ewentualnej budowy elektrowni istotnym problemem dość często jest brak poparcia społeczeństwa ze względów bezpieczeństwa czy gospodarki odpadami. Bardzo często z tego powodu przed podjęciem decyzji o ewentualnej lokalizacji są tworzone kampanie społeczne. Niemniej jednak, wszystkie funkcjonujące elektrownie są coraz bardziej w miarę możliwości zabezpieczane. Z roku na rok sytuacja ulega poprawie, co jest związane z postępowaniem technologicznym oraz wprowadzanymi międzynarodowymi normami dotyczącymi chociażby bezpieczeństwa.

Rozwój energetyki jądrowej jest uzależniony od wielu czynników, które zarówno skłaniają do tego typu inwestycji, jak i utrudniają jej rozwój. Do tych pierwszych można z pewnością zaliczyć m.in. [4]:

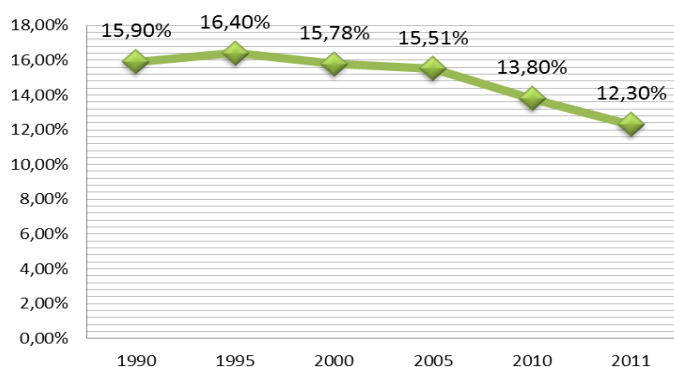
- globalny, rosnący popyt na energię elektryczną,
- niska i ustabilizowana cena energii produkowanej w elektrowniach jądrowych,
- możliwość zastąpienia elektrowni opartych na paliwach naturalnych i pracy w podstawie obciążenia sieci, co nie jest możliwe w przypadku wszystkich źródeł odnawialnych,
- możliwość całkowitego odcięcia się od importu energii zza granicy,
- wzrost cen ropy czy gazu,
- ciągły postęp technologiczny w udoskonalaniu technologii jądrowych oraz coraz większe doświadczenie w tym zakresie,
- dbanie o środowisko (wynikające z braku emisji gazów cieplarnianych, w tym najbardziej uciążliwego dwutlenku węgla).

Czynnikami utrudniającymi inwestycję są:

- bardzo wysokie koszty związane z budową elektrowni, niekiedy większe niż zakładane,
- w przypadku państw, w których powstaje pierwsza elektrownia atomowa, koszty dodatkowe związane ze szkoleniami kadr czy budową infrastruktury,
- w niektórych przypadkach konieczność modernizacji systemu elektroenergetycznego, który należy przystosować do wprowadzenia do niego bardzo dużej mocy,
- obawa wielu ludzi na całym świecie przed poważnymi awariami.

Energia atomowa na świecie

Obecnie na świecie działa 437 reaktorów, rozmieszczonych w 30 państwach na różnych kontynentach. Zainstalowana moc wynosi około 373 GW. W 2010 roku elektrownie jądrowe miały swój udział w globalnej produkcji elektryczności na poziomie 13,8%, a w roku kolejnym po awarii w Japonii 12,3%, co w porównaniu z latami wcześniejszymi oznacza spadek jej udziału (rys. 2.).



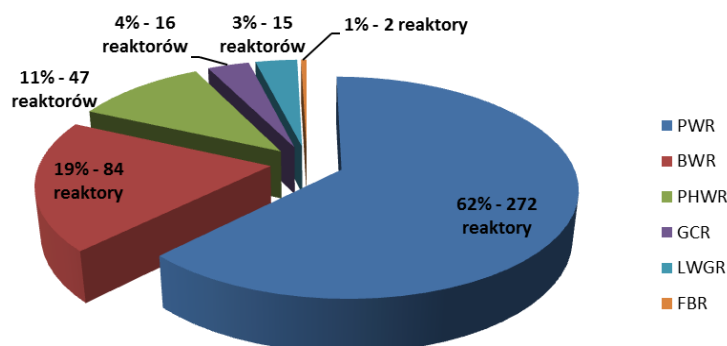
Rys. 2. Udział energii atomowej w światowej produkcji energii elektrycznej w latach 1990-2011

Fig. 2. The share of nuclear energy power in worldwide electricity production in 1990-2011

Jeżeli chodzi o poszczególne kontynenty, to w latach 2011-2012 najczęściej elektrowni jądrowych znajdowało się na terenie Europy (w 17 państwach), co stanowi blisko 57% państw w skali globalnej, w Azji – w 7 państwach, w Ameryce Północnej i Ameryce Południowej – w 5 państwach i 1 w Afryce. Największą liczbę reaktorów na świecie mają Stany Zjednoczone (104), znacznie mniej Francja (58 reaktorów – jest to najlepszy wynik w Europie).

Największy udział elektrowni atomowych w produkcji energii elektrycznej (w 2011 r.) mają państwa europejskie, w szczególności Francja, Słowacja i Belgia. W przypadku Francji udział energii jądrowej w produkcji energii elektrycznej stanowi 80%.

W poszczególnych krajach energia atomowa jest wykorzystywana z zastosowaniem różnych typów reaktorów, z czego największy udział mają reaktory lekkowodne (oznaczane jako PWR i BWR) i ciężkowodne (PHWR). Pozostałe stanowią niewielki udział (rys. 3.).



Rys. 3. Typy reaktorów i ich udział w wytwarzaniu energii w 2012 r.

Fig. 3. Type of reactors and their share in power generation in 2012

Znaczna część pracujących reaktorów ma powyżej 20 lat, niektóre nawet ponad 30, co jest rezultatem spowolnienia dalszego rozwoju energetyki atomowej, na które wpływ miała awaria w Czarnobylu oraz niedawna awaria w Japonii. Awary są zatem czynnikiem, który znacząco wpłynęły na liczby budowanych reaktorów. Wiek ma znaczący wpływ na dalsze losy elektrowni, ponieważ starsze konstrukcje zbliżają się do określonego czasu działania, czyli około 40 lat. Jednak, stosując obecnie znane technologie, poprzez modernizację można wydłużyć okres ich eksploatacji nawet do 60 lat. Jest to czas niezbędny na wycofanie już wyeksploatowanych elektrowni i zastąpienie je nowymi konstrukcjami.

4. Porównanie źródeł alternatywnych i energii atomowej

Spśród największych światowych gospodarek zdecydowana większość korzystała z energetyki jądrowej. Z energii jądrowej nigdy nie korzystały Włochy, Australia, Indonezja, Polska i Turcja. W przypadku odnawialnych źródeł energii (OZE) wszystkie państwa wykorzystywały tzw. zieloną energię.

Przyrost mocy w latach 2001-2011 w energetyce jądrowej był niewielki, a znaczne moce były osiągnięte przed 2001 r. W ostatnim dziesięcioleciu przyrost mocy wyniósł zaledwie 25 GW (Chiny, Indie, Iran, Japonia, Korea Południowa i Rosja). W przypadku OZE w latach 2001-2011 nastąpił zdecydowany przyrost mocy i to we wszystkich największych gospodarkach świata. Moc czystej energii wzrosła o około 480 GW, co w porównaniu z poprzednim dziesięcioleciem stanowiło wzrost o około 90%.

Do największych producentów energii z odnawialnych źródeł spośród największych gospodarek świata należą: Chiny, Brazylia i USA. Moc tych trzech państw stanowi około 600 GW, przy czym na świecie w 2012 r. moc OZE wyniosła około 1560 GW. W przypadku Chin moc OZE jest blisko 28-krotnie większa niż w energetyce jądrowej (EJ) i wynosi 300 GW (EJ – 11 GW).

W USA w 2010 roku OZE wyprzedziły EJ pod względem produkcji energii. Brazylia ma 50% większą moc zainstalowaną w OZE niż w EJ – 92 GW OZE i około 2 GW EJ. W tabeli 1. zestawiono dane o wykorzystaniu OZE i EJ w latach 2011-2013.

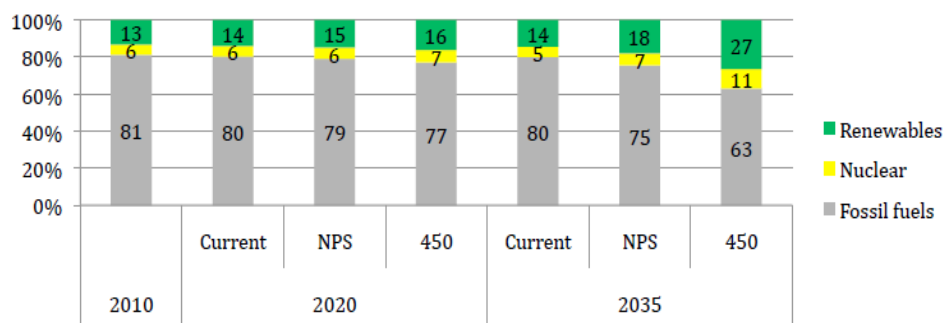
Tabela 1. Porównanie danych związanych z wykorzystaniem OZE i EJ

Table 1. Comparison of the evidence connected to the use of AES and NE

OZE			Energia atomowa		
Moc zainstalowana na świecie [GW]					
2011	2012	2013	2011	2012	2013
1260	1360	1560	375,28	368,92	373,07
Przyrost/spadek mocy na świecie w latach 2011-2013					
+ 23,8%			-0,58%		
Wyprodukowana energia elektryczna na świecie [TWh]					
2011	2012	2013	2011	2012	2013
4250	4540	4760	2630	2518	2346
Przyrost/spadek energii elektrycznej w latach 2011-2013					
+ 12%			-10,8%		
Udział w produkcji energii elektrycznej na świecie					
2011	2012	2011	2012		
19,8%	20,3%	12,9%	13,1%		
Przyrost/spadek w produkcji energii elektrycznej w latach 2011-2012					
+ 2,5%			+ 1,5%		
Liczba państw wykorzystujących te źródła energii					
>100			30		
Moc zainstalowana w UE w 2011 r. [GW]					
265			122		
Udział w pozyskanej energii pierwotnej w UE w 2011 r.					
20%			28%		
Udział w końcowym zużyciu energii w UE w 2011 r.					
12,4%			13%		
Udział w wytwarzaniu energii elektrycznej w UE w 2011 r.					
21%			27%		
Wyprodukowana energia elektryczna w UE w 2011 r. [TWh]					
około 730			około 950		
Liczba państw wykorzystujących obecnie te źródła energii					
27 (wszystkie państwa UE)			14		

5. Perspektywy wykorzystania odnawialnych źródeł energii (OZE) i energii atomowej (EJ) w UE i na świecie

Międzynarodowa Agencja Energii w 2012 r. przedstawiła trzy scenariusze dotyczące perspektyw wykorzystania różnych źródeł energii na świecie, w tym odnawialnych źródeł i energii atomowej do 2020 i 2035 r. [2]. Pierwszy scenariusz analizuje działania podejmowane przed 2010 r. dotyczące rozwoju różnych źródeł energii, w tym OZE i EJ (Current), drugi ze scenariuszy zaś obecne, nowe zasady działania (NPS). Ostatni scenariusz (450) przedstawia najbardziej efektywne perspektywy rozwoju wykorzystania odnawialnych źródeł energii (rys. 4.).



Rys. 4. Perspektywy udziału pierwotnych źródeł energii w światowym zapotrzebowaniu na energię
Fig. 4. The share of the primary sources of energy in the global energy demand

Jak przedstawia rys. 4., w 2010 r. udział energii atomowej stanowił 6% światowego zapotrzebowania na energię przy 13% OZE. W perspektywach na 2020 r. według scenariusza (Current) działań poziom ten wzrośnie o 1% dla OZE i nie zmieni się dla EJ, która odnotuje spadek w 2035 o 1%. Według drugiego scenariusza (NPS) do 2020 r. nie zmieni się sytuacja EJ, wzrośnie za to udział OZE do 15%. W perspektywach do 2035 r. EJ zwiększy swój udział w zapotrzebowaniu na energię zaledwie o 1% do poziomu 7%, natomiast OZE o 3% z 15% do 18%. Trzeci scenariusz (450) prognozuje, że w 2035 r. udział OZE w światowym zapotrzebowaniu na energię na poziomie 27% przy 11% EJ.

W przypadku udziału poszczególnych źródeł w produkcji energii elektrycznej na świecie według scenariuszy nowych polityk (NPS) w latach 2020 i 2035 energia atomowa będzie wytwarzała około 12%, czyli mniej światowej energii elektrycznej niż w 2010 r. (13%). Wzrośnie za to produkcja energii elektrycznej z odnawialnych źródeł z 20% w 2010 r. do 25% w 2020 i 31% w 2035.

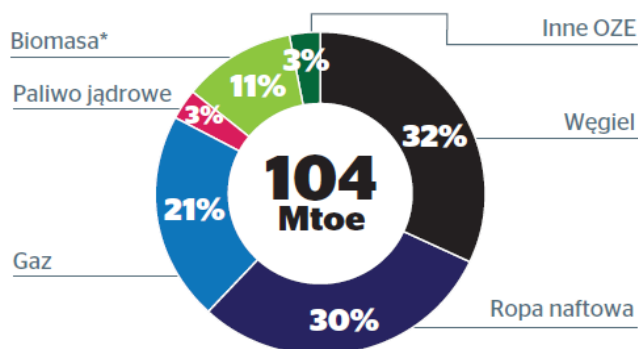
W porównaniu z 2010 r. znacznie wzrośnie moc odnawialnych źródeł, a zwłaszcza energii słonecznej, wiatru i wody. W przypadku wykorzystania fotowoltaiki z 40 GW w 2010 r. do około 270 GW w 2020 i nawet ponad 600 GW

w 2035 r. (dla scenariusza NPS). W latach 2010-2035 nastąpi więc 15-krotny wzrost tych źródeł energii.

W krajach UE w pierwotnych źródłach energii z 9 punktów procentowych w 2010 r. perspektywa wykorzystania OZE wzrośnie do 21% w 2020 r. i aż 58% w 2030. Natomiast w przypadku energii atomowej perspektywy na najbliższe kilkanaście lat nie są optymistyczne i prognozują spadek jej udziału jako źródła energii w krajach UE. W porównaniu z 2010 r. w 2020 spadek wyniesie 2% (z 13% na 11%). Do 2030 roku wykorzystanie tego źródła spadnie do 0% właśnie na rzecz odnawialnych źródeł energii.

Całkowita zainstalowana moc w odnawialne źródła w krajach Unii wzrośnie w latach 2010-2050 o 200% z 600 do 1200 GW. Będzie to miało wpływ na produkcję energii elektrycznej w UE. Już w 2020 r. z odnawialnych źródeł zostanie pozyskane około 56% energii, przy 19% z elektrowni atomowych, a do 2050 jest spodziewane 100% elektryczności z tzw. „zielonej” energii.

Przyszłość wytwarzania energii w Polsce w perspektywie kilkudziesięciu najbliższych lat według wielu scenariuszy jest różna, zwłaszcza jeżeli chodzi o wykorzystanie odnawialnych źródeł energii oraz energii atomowej. Dlatego też zostaną przedstawione perspektywy uwzględniające różne scenariusze na lata 2030 i 2050. Najbardziej optymalne perspektywy na 2030 r. według Instytutu Badań Strukturalnych (według różnych scenariuszy) dla różnych źródeł energii, w tym odnawialnych źródeł i energii atomowej, przedstawia rys. 5. i 6.

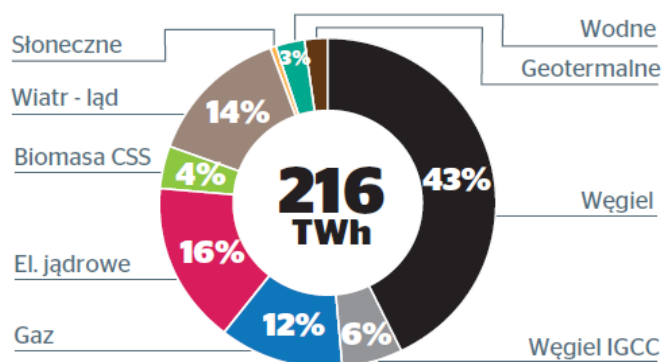


Rys. 5. Perspektywy udziału różnych źródeł energii jako energii pierwotnej w Polsce w 2030 r., na podstawie [5]

Fig. 5. The share of different energy sources as primary energy in Poland in 2030, based on [5]

Energia pierwotna, czyli zawarta w pierwotnych nośnikach i pozyskiwana bezpośrednio z zasobów odnawialnych i nieodnawialnych, na terenie naszego

kraju w przypadku odnawialnych źródeł energii w 2030 r. będzie stanowić 14%, przy czym zaledwie 3% będzie pochodzić z energii atomowej. Największy udział w źródłach energii pierwotnej spośród niewyczerpalnych zasobów będzie miała biomasa, w tym także ta przeznaczona na produkcję biopaliw i biogazu. Łącznie będzie to około 11%.



Rys. 6. Perspektywy udziału różnych źródeł energii w produkcji elektryczności w Polsce w 2030 r., na podstawie [5]

Fig. 6. The share of different energy sources in electricity production in Poland in 2030, based on [5]

W przypadku wykorzystania do celów produkcji energii elektrycznej w Polsce w 2030 r. alternatywne źródła będą miały przewagę nad energią atomową. W elektrowniach jądrowych będzie produkowane około 16% elektryczności przewidywane na 2030 r. W przypadku prognoz dla odnawialnych źródeł około 14% stanowią elektrownie wiatrowe usytuowane na lądzie. Według prognoz pozostałe źródła, takie jak elektrownie geotermalne, słoneczne, wodne i przeznaczone na biomasę, będą stanowić około 23% produkcji elektryczności.

Energia pierwotna w perspektywach na 2050 r. będzie zawierać około 5% energii atomowej (wzrost o 2% w porównaniu z prognozami na 2030 r.), natomiast 28% będzie pochodzić z energii odnawialnej. Największy udział w źródłach energii pierwotnej spośród niewyczerpalnych zasobów będzie miała nadal biomasa – 18% oraz inne niewyczerpalne źródła – 10%.

Perspektywy wykorzystania OZE i EJ do produkcji energii elektrycznej w 2050 r. w Polsce według optymalnego scenariusza IBS przedstawiają się następująco: elektrownie jądrowe – 23% udziału w produkcji prądu (wzrost o 7% w porównaniu z perspektywami na 2030 r.) OZE – 50% (wzrost o 27% w porównaniu z prognozami na 2030 r.). Z tych prognozowanych 50% najwięcej

prądu (30%) mają produkować elektrownie wiatrowe. Wyraźnie wzrosnąć także udział elektrowni słonecznych do około 6%. Znaczenie będzie miała także biomasa oraz w niewielkim stopniu elektrownie wodne – 4% i geotermalne – 2%.

6. Podsumowanie

Porównując alternatywne źródła energii z energią atomową, te pierwsze mogą być wykorzystywane zarówno do produkcji energii elektrycznej, ciepłej (podgrzewanie wody czy wspomaganie ogrzewania), jak i alternatywnych paliw, takich jak biodiesel. W przypadku energii atomowej wykorzystanie wiąże się głównie z produkcją elektryczności. Dane dotyczące zużycia energii na świecie w 2010 r. (według Global Status Report 2012 [5]) w sektorach energii elektrycznej i ciepłej oraz w sektorze transportowym wskazują na znacznie większy udział odnawialnych źródeł na poziomie 16,7%, a energii atomowej jedynie 2,7%. Jeżeli chodzi o wytwarzanie tylko energii elektrycznej, w 2010 r. OZE wyprodukowały 19,8% światowej elektryczności (przy 12,9% energii wyprodukowanej w elektrowniach atomowych), a w 2011 – 20,3% (przy 13,1% z elektrowni atomowych).

Kolejne porównanie mające wpływ na efektywność wykorzystania dotyczą kwestii braku powstawania odpadów podczas wytwarzania energii w odnawialnych źródłach (z wyjątkiem biomasy – niewielka ilość popiołu). Natomiast w elektrowniach atomowych powstają odpady radioaktywne, z czego część z nich to odpady wysokoaktywne, które muszą być specjalnie zabezpieczone, co wiąże się z dodatkowymi kosztami.

Na efektywność wykorzystania OZE wpływ mają także parametry ekonomiczne, takie jak koszty związane z budową elektrowni, eksploatacją, wytwarzaniem energii czy ceną paliwa. Nakłady inwestycyjne (na 1 MW mocy) dla przedstawionych w pracy alternatywnych źródeł energii wahają się od 6,6 do 18,5 mln zł, natomiast dla elektrowni atomowych od 15 do 20 mln zł. Eksploatacja związana z utrzymaniem i remontami (dane dla UE) kosztuje około 0,11 euro/MW dla elektrowni atomowych, z kolei dla alternatywnych źródeł waha się w przedziale 0,042-0,29 euro/MW. Wytwarzanie energii (na przykładzie Niemiec w 2012 r.) w przypadku elektrowni jądrowych to koszt 0,04-0,07 euro/kWh, a dla alternatywnych źródeł – 0,035-0,2 euro/kWh. Dodatkowo elektrownie atomowe muszą ponosić koszty paliwa, które jak na razie nie mają większego wpływu na ceny wytwarzanej energii.

Ważny parametr związany z efektywnością wykorzystania to okres budowy i eksploatacji źródeł energii. Elektrownie atomowe są zazwyczaj budowane przez około 5-7 lat (czasami nawet znacznie dłużej), a eksploatowane przez 40-60 lat. Zdecydowanie szybciej powstają alternatywne źródła energii, które mogą zostać wybudowane już w przedziale od kilku miesięcy (np. elektrownie

fotowoltaiczne) do około 3 lat (farmy wiatrowe na morzu). Ich eksploatacja natomiast waha się od 20 do nawet 90 lat (elektrownie wodne).

Na podstawie wniosków za bardziej efektywne źródła energii uważa się alternatywne źródła energii, które są niewyczerpalne i bezpieczne podczas użytkowania. Nie stwarzają takiego zagrożenia jak elektrownie atomowe. Postęp techniczny w sektorze odnawialnych źródeł powoduje zwiększanie sprawności i wydajności urządzeń, co z kolei prowadzi do coraz to niższych kosztów związanych z wytwarzaniem energii.

Literatura

- [1] Energia odnawialna zmienia świat. Komisja Europejska. Urząd Publikacji Unii Europejskiej, Luxemburg 2012.
- [2] Mix energetyczny 2050. Analiza scenariuszy dla Polski, http://www.mg.gov.pl/files/upload/10460/Mix_energetyczny_2050%20wer%2020120119.pdf
- [3] Perspektywy rozwoju energii atomowej w Polsce, http://www.elektrownieatomowe.info/16_fakty/49_Raporty_o_energii_jadrowej_Raporty_o_energetyce/8786_Perspektywy_rozwoju_energii_atomowej_w_Polsce.html#topcontent
- [4] Stan energetyki jądrowej na świecie, <http://www.atom.edu.pl/index.php/component/content/article/74-energetyka-jadrowa-na-swiecie/104-stan-energetyki-jadrowej-na-swiecie.html>
- [5] Renewables Global Futures Report. http://www.ren21.net/Portals/0/GFR_Scenario_Profiles_draft_Jan16.pdf

THE ASSESSMENT OF EFFICIENCY OF ALTERNATIVE ENERGY SOURCES AS COMPARED TO NUCLEAR POWER

Summary

The article presents a possibility of using nuclear in the future worldwide including the European Union. The percentage of on demand different types of energy has been shown along with the benefits and risks of nuclear energy sources. The characteristics of various types of nuclear reactors, which are widely used today in countries around the world and the EU have also described. The article contains the comparison of alternative sources of energy and nuclear, showing the increase and decrease of electricity in the world and the European Union, produced by different types of energy sources. It presents the perspective of the use of renewable energy sources and nuclear power in different countries. It also includes three scenarios related to the prospects of using different energy sources in the world, including renewable and nuclear energy from 2020 to 2035. First scenario foresees actions before 2010 on the development of a variety of sources including AES and NE in the world, the second scenario – the new rules of operation and the last scenario represents the most efficient outlook for the world. The comparison, affecting the efficiency in use, concerns the production process of energy from renewable sources with no waste (with the exception of biomass – a small quantity of ash). However nuclear power plants produce

radioactive waste, some of which is classified as high-level waste, that must be protected in a special way, which involves additional costs.

Keywords: renewable energy, nuclear energy, types of reactors, increase, decrease, efficiency

Przesłano do redakcji: 18.12.2014 r.

Przyjęto do druku: 28.03.2015 r.

DOI: 10.7862/rb.2015.16

Galina KALDA¹

Dorota WOJCIECHOWSKA²

ANALIZA ZASTOSOWANIA INNOWACYJNYCH TECHNOLOGII DO OŚWIETLANIA, OGRZEWANIA I KLIMATYZACJI W KRAJACH EUROPY

W pracy dokonano analizy sytuacji związanej z wykorzystaniem odnawialnych źródeł energii do oświetlenia, ogrzewania i klimatyzacji budynków. W ostatnich latach rynek fotowoltaiczny był zdominowany przez kraje europejskie. Jednakże zaczyna się to zmieniać za sprawą ogromnego rozwoju PV m.in. Chinach, które według prognoz w przeciągu następnych lat mogą prześcignąć Niemcy. W ostatnich latach coraz popularniejsze stały się mikroelektrownie wiatrowe, które często mogą być używane do ładowania baterii akumulatorów zasilających obwody wydzielone. Elektrownie wykorzystujące akumulatory mogą być stosowane do oświetlenia części domu, m.in. poszczególnych pomieszczeń, urządzeń czy lamp. W Europie coraz częściej dostrzega się zalety budowy wiatraków. W Polsce największe zaangażowanie w korzystanie z energii wiatru i przekształcanie jej na własne cele mają województwa zachodniopomorskie, wielkopolskie, kujawsko-pomorskie, warmińsko-mazurskie i łódzkie. Energetyka wodna w Polsce w 2013 r. wypadła dość korzystnie w stosunku do lat wcześniejszych. Najlepsze warunki hydrogeologiczne znajdują się głównie na Wiśle. W pracy przedstawiono wyniki badań z zastosowania technologii do oświetlenia, ogrzewania i klimatyzacji. Z badań wynika, że społeczeństwo zdaje sobie sprawę z możliwości pozyskania energii z „zielonych” źródeł, wskazując najczęściej energię Słońca jako główne źródło możliwe do wykorzystania. Społeczeństwo coraz częściej stara się angażować w ochronę środowiska za pomocą ograniczania jej zanieczyszczenia przez korzystanie z OZE.

Słowa kluczowe: odnawialne źródła energii, oświetlenie, ogrzewanie, klimatyzacja

¹ Autor do korespondencji/corresponding author: Galina Kalda, Politechnika Rzeszowska, 35-084 Rzeszów, ul. Poznańska 2, tel. +48 17 8651068, kaldagal@prz.edu.pl

² Dorota Wojciechowska, Politechnika Rzeszowska

1. Wprowadzenie

Postęp nauki i techniki pozwolił człowiekowi osiągnąć wymarzony cel – prostsze życie za pomocą przetwarzania energii na własne potrzeby. Z upływem czasu człowiek jednak zapomniał jak ważnym elementem jest środowisko naturalne. Jest ono bowiem niszczone oraz zanieczyszczane przez działalność człowieka, który wykorzystuje kopalniane surowce energetyczne, przyczyniając się do degradacji natury poprzez budowę ogromnych fabryk, z których kominów wydostawał się czarny dym, niszczący nie tylko przyrodę, ale także zdrowie ludzi. Dlatego w ostatnich latach przyszło „opamiętanie”: ludzie nauczyli się żyć w pokoju z przyrodą, wykorzystując jej walory, ogromną siłę, jaka w niej drzemie, w celu pozyskania innowacyjnych technologii do ogrzewania, oświetlania i klimatyzacji swoich budynków. Obecnie wykorzystuje się energię Słońca i jej ciepło za pomocą kolektorów słonecznych oraz ogniw fotowoltaicznych do ogrzewania ciepłej wody użytkowej oraz wspomaganie ogrzewania budynku.

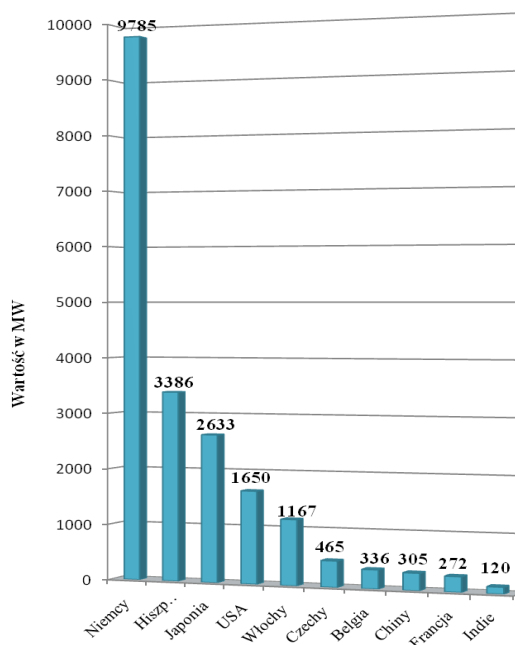
Innym ważnym elementem jest siła wiatru, dzięki której powstają ogromne farmy wiatrowe. Pozyskuje się z nich energię, która następnie jest przekształcana na cele klimatyzacji, ogrzewania czy nawet oświetlania domów.

Kolejnym elementem przyrody, który człowiek zdołał „okiełznać”, stała się także woda. Otrzymujemy z niej ogromne ilości energii, którą pozyskuje się za pomocą elektrowni czy farm wodnych. Dzięki odnawialnym źródłom energii można cieszyć się wygodą w domach, jak również pięknem przyrody.

2. Analiza sytuacji związanej z wykorzystaniem odnawialnych źródeł energii

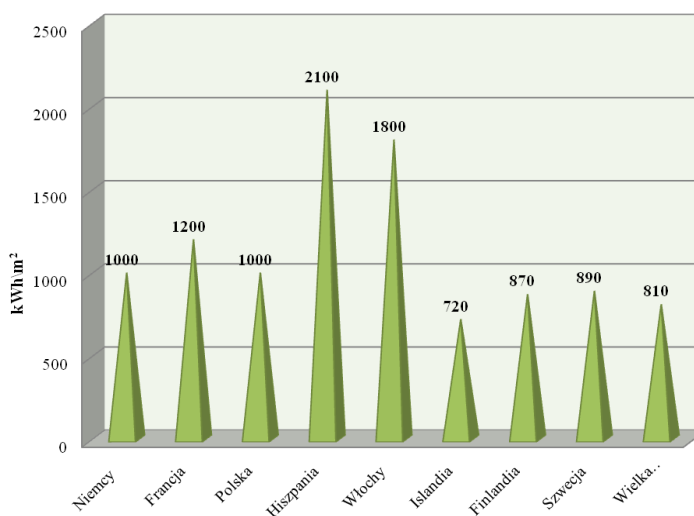
Ilość promieni słonecznych docierających na powierzchnię Ziemi możliwą do przekształcenia jej na ciepło jest uzależniona od pory roku, pogody oraz pory dnia. Polska nie jest idealną lokalizacją do instalacji kolektorów słonecznych czy ogniw z paneli fotowoltaicznych PV. W skali roku instalacje solarne są w stanie pokryć do 65% zapotrzebowania na energię. Należy zatem przedstawić potencjał energetyczny promieniowania słonecznego Polski na tle Europy. Dane przedstawione na rys. 1. ukazują kraje wykorzystujące w największym stopniu darmową energię Słońca. Liczba MW to moc wszystkich zainstalowanych kolektorów słonecznych w danym kraju w 2013 r. Na rysunku 2. zestawiono kraje Europy o średnim rocznym ich nasłonecznieniu.

Jak widać na rys. 2., w Polsce występuje nie mniej dni słonecznych niż w Niemczech. Dlaczego więc to właśnie ten kraj pozyskuje trzy razy więcej energii słonecznej niż upalna Hiszpania? Niemcy to jedni z największych producentów kolektorów słonecznych. Kraj ten uzyskał w ostatnich latach największe dotacje z Unii Europejskiej na instalowanie ogniw fotowoltaicznych. W przy-



Rys. 1. Kraje o największej liczbie kolektorów słonecznych w 2013 r.

Fig. 1. Countries with the largest number of solar panels in 2013

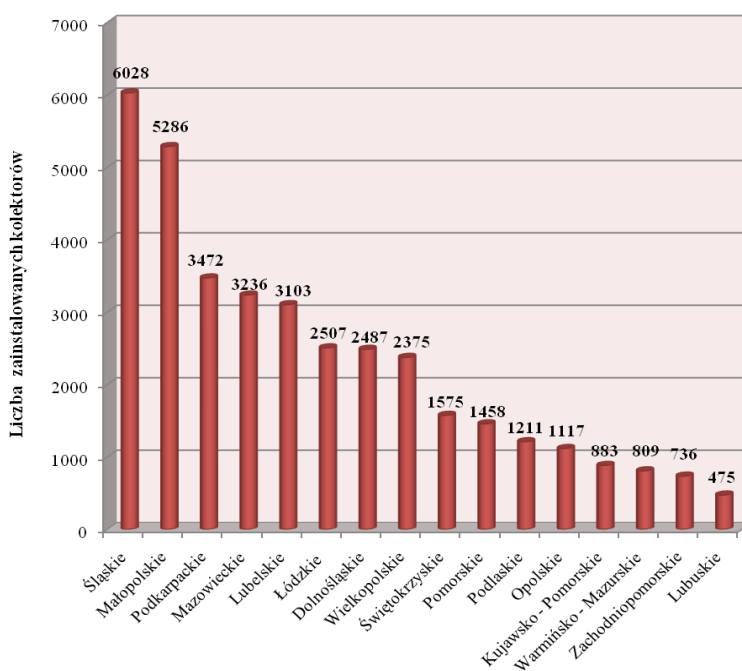


Rys. 2. Średnie roczne nasłonecznienie Europy w 2013 r.

Fig. 2. Average annual insolation in Europe in 2013

padku Polski Narodowy Fundusz Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej (NFOŚiGW) przewidział na lata 2010-2014 dotacje do fotowoltaiki w kwocie 300 mln zł [3, 4]. Istnieją dwie formy dofinansowania: 1) dopłaty do kredytów bankowych, które mogą wynosić nawet 45% całkowitej kwoty kredytu, 2) dotacje

z gmin, które można pozyskać przez wymianę starych kotłów na węgiel na rzecz nowocześniejszych urządzeń, takich jak kolektory słoneczne. W Polsce do marca 2013 r. zamontowano z dotacji 16500 instalacji solarnych. Możliwe jest zatem, że Polska za kilka lat znajdzie się w czołówce krajów o największym wykorzystaniu darmowej energii. Na rysunku 3. pokazano zastosowanie kolektorów słonecznych w Polsce w 2013 r. Najchętniej z dotacji korzystał Śląsk, Małopolska i Podkarpatcie.

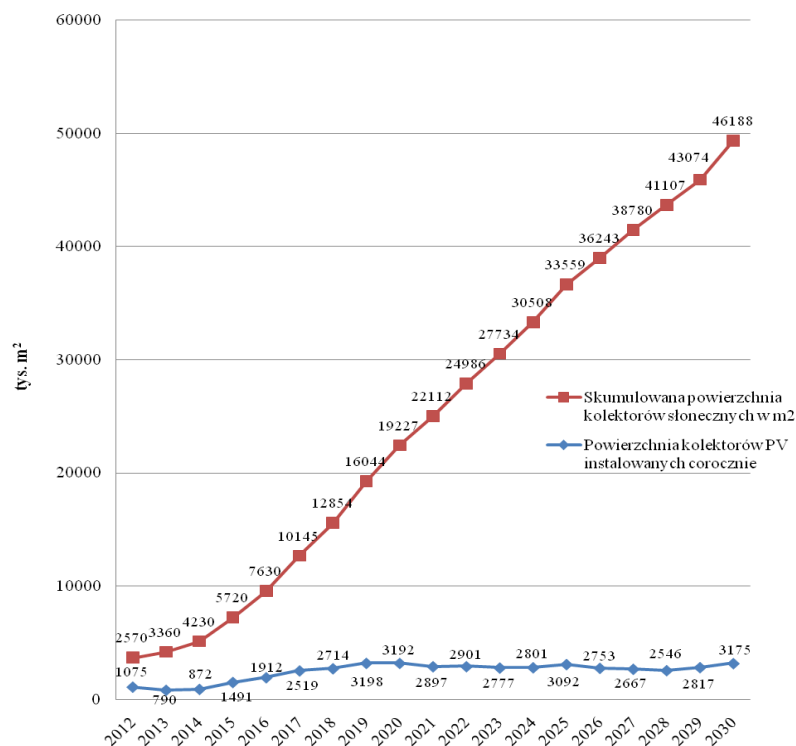


Rys. 3. Liczba kolektorów słonecznych dofinansowanych przez NFOŚiGW w 2013 r.

Fig. 3. The amount of solar financed by the National Fund for Environmental Protection and Water Management in 2013

Specjaliści prognozują, że do 2020 r. kolektory słoneczne będą pokrywać 19 mln m² budynków Polaków (rys. 4.). Jest to niezwykle ważne dla społeczeństwa, aby w jak największym stopniu korzystać z odnawialnych źródeł energii, które nie ingerują w stan środowiska naturalnego, dzięki czemu człowiek będzie miał dostęp do świeżego powietrza, zieleni itp.

Miejmy nadzieję, że opisane prognozy okażą się trafne. Jeżeli tak się stanie, wykorzystanie fotowoltaiki w tak dużym stopniu przyczyni się do zmniejszenia kosztów na zakup ropy naftowej oraz gazu ziemnego od wschodnich sąsiadów Polski [7].



Rys. 4. Prognoza zainstalowania kolektorów słonecznych do 2020 r.

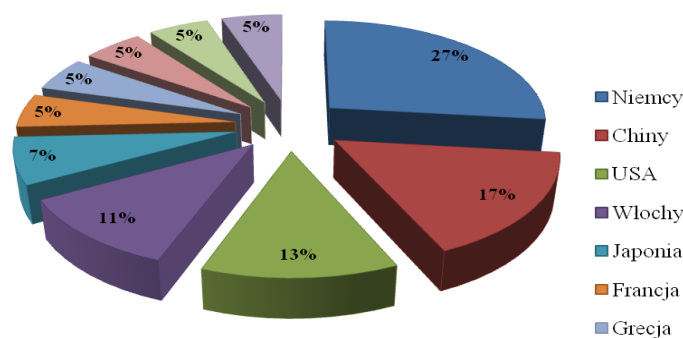
Fig. 4. Prognosis install solar panels 2020

Na rysunku 5. pokazano ranking krajów wykorzystujących darowaną energię w 2013 r. Niewiele się zmieniło, bo jak ukazuje firma konsultingowa NPD Solarbuzz w minionym roku najczęściej kolektorów słonecznych zamontowano w Niemczech, które odpowiadały za wzrost globalnego wykorzystania energii Słońca w 26%. W ubiegłym roku sąsiedzi Polski zainstalowali systemy fotowoltaiczne o mocy 7,6 GW, czyli 7600 MW. W rankingu na kolejnych miejscach znalazły się kraje Starego Świata. Przewiduję się, że udział państw wschodnich będzie miał ogromny wpływ na globalny wzrost potencjału PV.

Można wysnuć wniosek, że w ostatnich latach rynek fotowoltaiczny był zdominowany przez kraje europejskie. Jednak zaczyna się to zmieniać za sprawą ogromnego rozwoju PV w Starym Świecie, głównie w Chinach, które – jak się szacuje – w przeciągu następnych lat mogą prześcignąć Niemcy.

W ostatnich latach coraz popularniejsze stały się mikroelektrownie wiatrowe poniżej 100 W mocy, które często mogą być używane do ładowania baterii akumulatorów zasilających obwody wydzielone. Elektrownie wykorzystujące akumulatory mogą być stosowane do oświetlenia części domu, m.in. poszczególnych pomieszczeń, urządzeń czy lamp. Małe elektrownie o mocy nieprzekraczającej

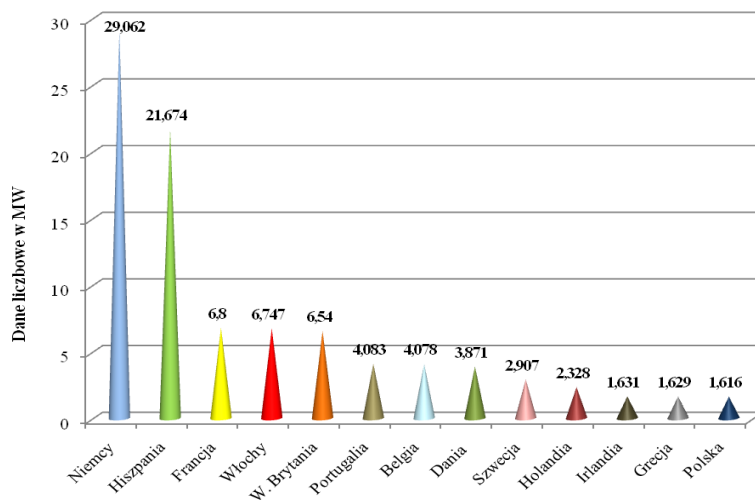
50 kW zapewniają energię elektryczną, która może służyć do oświetlenia, ogrzewania, klimatyzacji, zasilania układów pompowych oraz urządzeń domowych w poszczególnych gospodarstwach domowych, a niekiedy w małych firmach [8]. Coraz częściej dostrzega się zalety stosowania wiatraków.



Rys. 5. Procentowy wzrost globalnego potencjału fotowoltaicznego w 2013 r.

Fig. 5. Percent increase in global photovoltaic capacity in 2013

Sytuacja w Europie jednak uległa zmianie od 2007 r. – zdecydowanymi liderami są Niemcy, którzy wyprzedzają Hiszpanię, Francję, Włochy oraz Wielką Brytanie (rys. 6.). Polska znajdowała się na 13. miejscu. Należy jednak podkre-

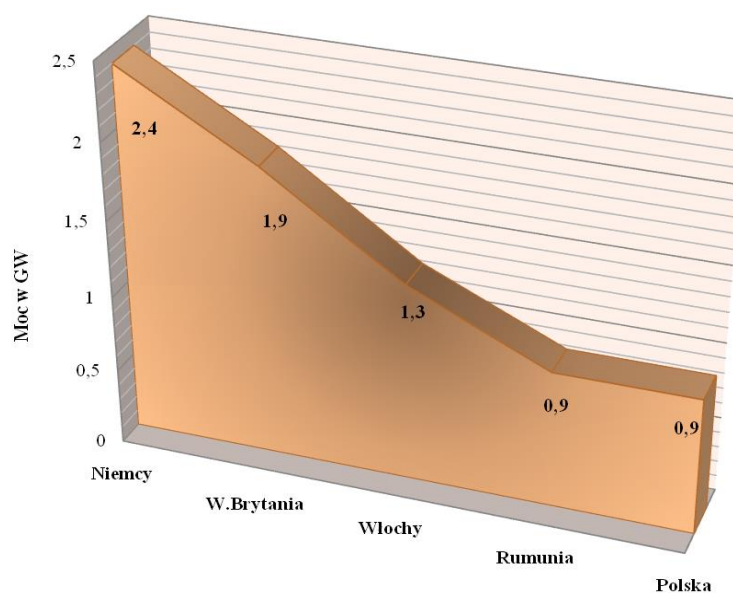


Rys. 6. Turbiny wiatrowe zainstalowane w Europie w 2013 r.

Fig. 6. Wind turbines installed in Europe in 2013

ślić, że wskaźnik mocy przypadający na jednego mieszkańca, a także zainstalowana moc na 1 km² obszaru wynosi zaledwie 1,44 kW/km² – są to jedne z najniższych wskaźników w Europie. Jednak dla Polaków nie jest przeszkodą, aby wykorzystywać tzw. zieloną energię, którą swobodnie można przekształcić w energię przeznaczoną do oświetlenia czy klimatyzacji budynku [5, 6].

Polska do 2007 r. zaspokajała potrzeby na energię elektryczną za pomocą elektrowni wiatrowych jedynie w 0,44%, a w 2013 r. znalazła się już w czołówce. Stało się to zapewne za sprawą dofinansowania przez Unię Europejską, a także wzrastającej świadomości społeczeństwa w dziedzinie ochrony środowiska (rys. 7.).



Rys. 7. Graficzna prezentacja zainstalowanych elektrowni wiatrowych w Europie w 2013 r.

Fig. 7. Graphical presentation of installed wind power in Europe in 2013

Należy podkreślić, że 2013 r. był niezwykle korzystny, jeśli chodzi o wykorzystanie energii wiatru za pomocą turbin wiatrowych. Według danych EWEA w Unii Europejskiej w stosunku do 2012 r. przybyło 11,6 GW, czyli o 23% więcej mocy zainstalowanych elektrowni wiatrowych. Ponadto energia pozyskiwana z siły wiatru stanowi 26% wszystkich mocy produkcyjnych energetyki zainstalowanych w ubiegłym roku i zaspokaja 7% zapotrzebowania Europy. Największe zaangażowanie w korzystanie z energii wiatru i przekształcanie jej na cele własne mają województwa zachodniopomorskie, wielkopolskie, kujawsko-pomorskie, warmińsko-mazurskie i łódzkie.

Jak podaje Urząd Regulacji Energetyki, w 2013 r. największy udział we wzroście potencjału OZE odegrała energetyka wiatrowa. W ubiegłym roku w naszym kraju nastąpił rekordowy wzrost liczby elektrowni wiatrowych, których moc pod koniec roku wynosiła 880387 MW. W 2013 roku odnotowano największy przyrost mocy w zakresie OZE od początku funkcjonowania na polskim rynku odnawialnych źródeł energii.

Podsumowując całkowite zaangażowanie Polski w instalowanie rozwiązań korzystnych dla środowiska i człowieka w zakresie OZE, ubiegły rok okazał się niezwykle korzystny. Z pewnością zadowalający jest fakt, że społeczeństwo przyczyniło się do rekordowego wzrostu energetyki odnawialnej w ubiegłym roku.

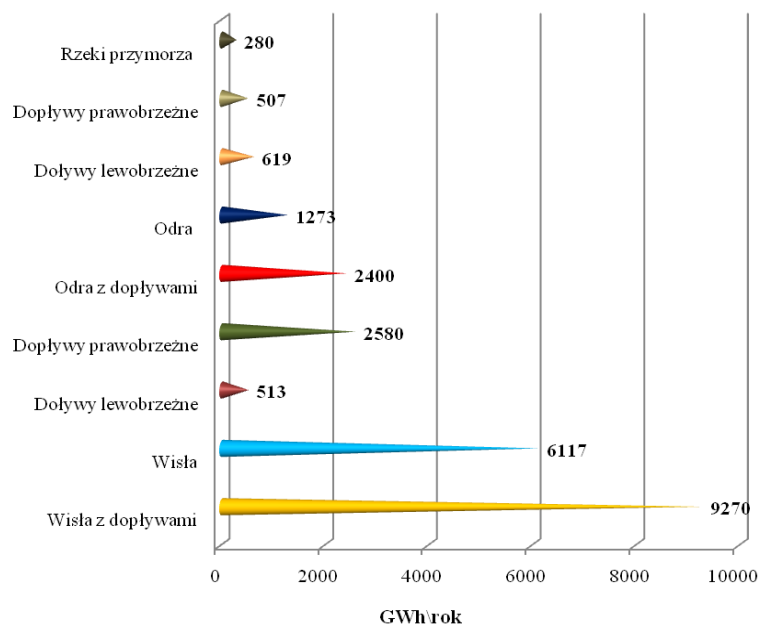
W 2013 roku największym zainteresowaniem cieszyły się farmy wiatrowe, dzięki którym mieszkańcy korzystający z dostarczanej z nich energii mogli oświetlić, ogrzać czy ochłodzić budynek, np. jedna farma wiatrowa o mocy 30 MW ogranicza emisję dwutlenku węgla CO₂ o 45000 ton, w przypadku dwutlenku siarki SO₂ – o 300 ton, tlenków azotu NO_x – o 100 ton. Poza efektem ekologicznym elektrownie wiatrowe mają także znaczenie ekonomiczno-finansowe, ograniczają w ogromnej mierze opłaty na energię elektryczną, gdyż farma wiatrowa o takiej mocy zaspokaja potrzeby energetyczne około 35000 gospodarstw domowych. W przypadku produkowania mocy 50 MW elektrownie wiatrowe są w stanie zaspokoić potrzeby energetyczne 65000 gospodarstw domowych [1].

Energetyka wodna w Polsce w 2013 r. wypadła dość korzystnie w stosunku do lat wcześniejszych. W Polsce pod koniec 2013 r. działało 770 elektrowni wodnych, których łączna moc wynosiła 966 MW. W stosunku do 2012 r. nastąpił wzrost o niemalże 15 MW. Najlepsze warunki hydrogeologiczne odnotowano głównie na Wiśle (rys. 8.). Na rysunku 9. zaprezentowano największe hydroelektrownie w Polsce.

Polska ze względu na niedogodne warunki klimatyczne nie posiada zbyt korzystnych warunków do korzystania z zasobów wodnych celem pozyskiwania z nich energii elektrycznej. Z tego też względu głównym zadaniem polityki ekologicznej państwa powinno być zwiększenie retencji wody.

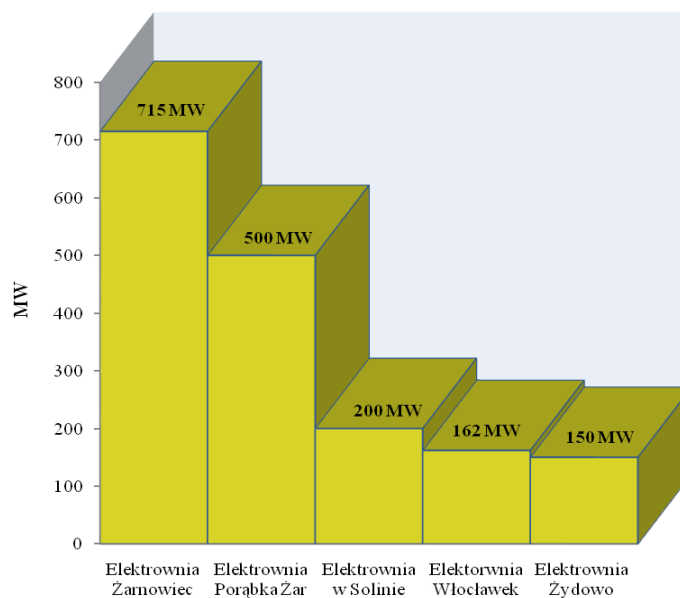
Potencjał hydrogeologiczny w Polsce nie jest w rzeczywistości do końca wykorzystany. W przypadku jego całkowitego wykorzystania możliwe byłoby otrzymanie 1,2 GW mocy w elektrowniach wodnych. Polska posiada 18 hydroelektrowni o mocy przekraczającej 5 MW.

Według danych sporządzonych przez Krajowy Zarząd Gospodarki Wodnej w Polsce istnieje około 14 tys. obiektów piętrzących należących do Skarbu Państwa. Najdogodniejsze warunki do budowy elektrowni wodnych i pozyskiwania z nich energii posiadają województwa: pomorskie, dolnośląskie, warmińsko-mazurskie. Rysunek 10. obrazuje ilościowe zasoby poszczególnych województw w elektrownie wodne, z których jest pozyskiwana energia przekształcana na energię elektryczną, klimatyzację czy wentylację.



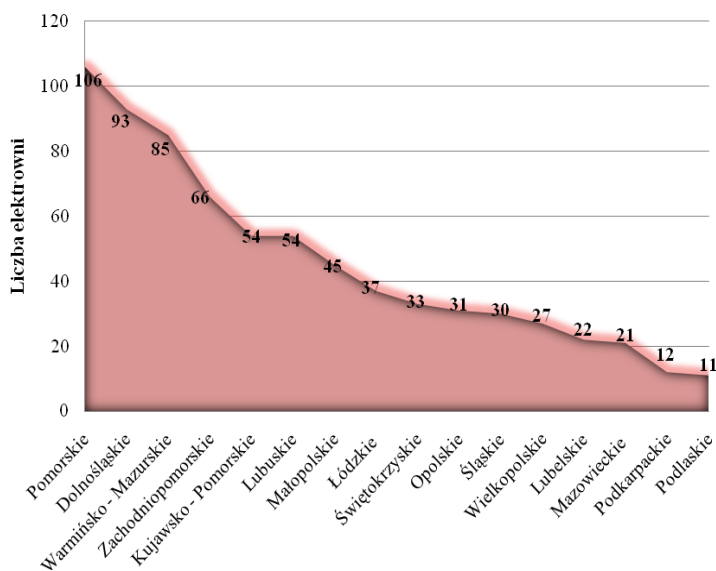
Rys. 8. Graficzna prezentacja zasobów hydroenergetycznych Polski

Fig. 8. Graphical presentation of hydroelectric resources Polish



Rys. 9. Największe Polskie hydroelektrownie

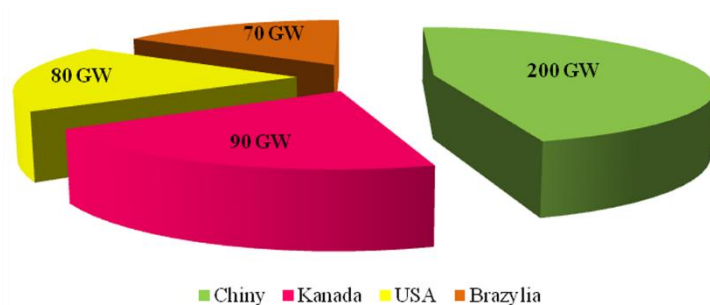
Fig. 9. The largest hydroelectric Polish



Rys. 10. Liczba elektrowni wodnych w Polsce w 2013 r.

Fig. 10. Number of hydroelectric power plants in Poland in 2013

Duże elektrownie wodne na tle innych odnawialnych źródeł energii charakteryzują się bardzo dużą produktywnością. Z tego względu wiele krajów, m.in. Chiny, Wenezuela, Kanada, wykorzystuje energię wody jako źródło ekologicznej i taniej energii, która jest w stanie zaspokoić zapotrzebowanie energetyczne całego kraju (rys. 11.). W 2013 roku ogólna moc zainstalowanych elektrowni wodnych wyniosła 1010 GW, zaspokajając zapotrzebowania na energię elektryczną w 16%. Jak ukazuje rys. 11., światowymi liderami w wykorzystaniu wody do celów energetycznych, klimatyzacyjnych i grzewczych są Chiny oraz Kanada.



Rys. 11. Produkcja energii elektrycznej z elektrowni wodnych na świecie w 2013 r.

Fig. 11. Electricity production from hydropower in the world in 2013

3. Badania z zastosowania technologii do oświetlenia, ogrzewania i klimatyzacji

Hipoteza prowadzonych badań jest określona jako zdanie w pełni uzasadnione, rozważone jako racja pewnych uznanych zdań, założenie oparte na prawdopodobieństwie, wymagające sprawdzenia. Przez hipotezę rozumie się takie przypuszczenie dotyczące zachowania konkretnych zjawisk lub zachodzących między nimi zależności, które pozwolą wyjaśnić niewytłumaczony dotąd zespół faktów będący problemem [2].

W badaniach zostały postawione dwa problemy badawcze:

1. Czy respondenci angażują się w wykorzystanie OZE do ogrzewania, oświetlenia oraz klimatyzacji budynku?

2. Jaki jest stopień świadomości społeczeństwa na temat możliwości pozyskania energii z tzw. „zielonej energii”?

W badaniach zostały zbadane dwie hipotezy ogólne:

1. Respondenci zdają sobie sprawę z możliwości wykorzystania odnawialnych źródeł energii (OZE) do oświetlenia, ochłodzenia i ogrzania budynku.

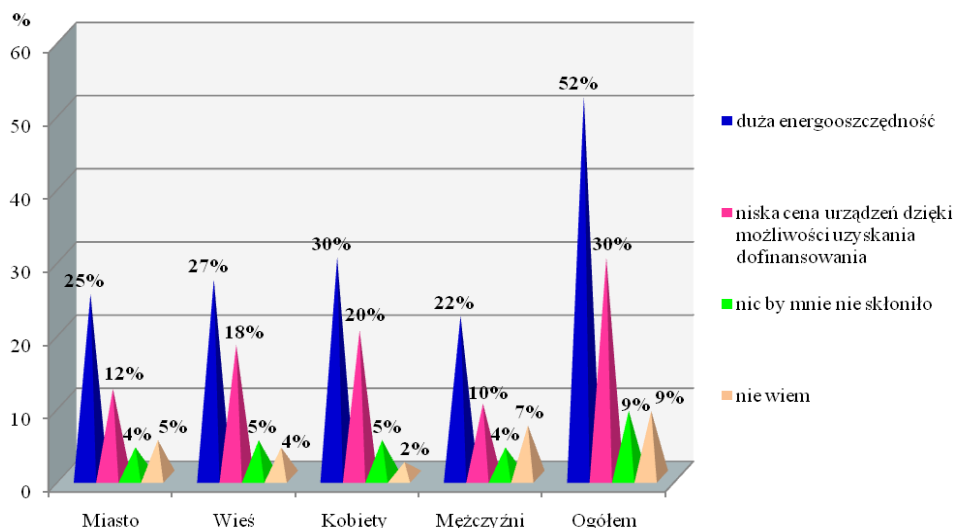
2. Społeczeństwo jest zaangażowane w wykorzystanie innowacyjnych technologii do oświetlenia, ogrzania oraz klimatyzacji budynku, korzystając głównie z OZE.

Narzędziem badawczym była ankieta. W ankiecie wzięło udział 100 osób – 56% kobiet oraz 44% mężczyzn. 47% ankietowanych to mieszkańcy wsi, natomiast 53% – mieszkańcy miasta. Najwięcej ankietowanych ma wykształcenie podstawowe (32%), niewiele mniej wyższe (24%), natomiast najmniej zawodowe (9%). Pozostałe 24% ma wykształcenie średnie.

Dominującą grupą respondentów były osoby w wieku 16-26 lat (75%). Najmniejszą grupę stanowiły osoby w wieku 36-45 lat (6%). Nieco więcej (7%) badanych to osoby w przedziale wiekowym 45-65 lat. Ankietowani w przedziałach 27-35 lat stanowią 12%.

Według wyników badań 74% ankietowanych nie korzysta z żadnych innowacyjnych rozwiązań otrzymywanych za pomocą OZE, 22% ankietowanych wykorzystuje w tym celu kolektory słoneczne. Najmniej społeczeństwa (1%) pozyskuje energię z elektrowni wiatrowej, niewiele więcej (3%) czerpie energię za pomocą elektrowni wodnych.

Ankietowani najczęściej korzystają z żarówki energooszczędnej (61% – 43% to osoby zamieszkujące miasto, natomiast 18% ankietowanych korzystających z tego rozwiązania to mieszkańcy wsi). Niepokojący jest fakt, że mimo unijnych wymogów dotyczących zakazu korzystania z tradycyjnych żarówek, 21% respondentów przyznaje się do oświetlenia swoich domów za ich pomocą (16% ankietowanych to mieszkańcy wsi, 5% to osoby zamieszkujące miasto). Na rysunku 12. zaprezentowano analizę przyczyn zainstalowania bądź chęci zainstalowania przez ankietowanych kolektorów słonecznych.



Rys. 12. Graficzna prezentacja przyczyny zainstalowania bądź chęci zainstalowania przez ankietowanych kolektorów słonecznych

Fig. 12. Graphical presentation of the reasons for installing or desire to install solar panels by respondents

Społeczeństwo najczęściej jako przyczynę zainstalowania bądź chęci zainstalowania kolektorów słonecznych podaje dużą energooszczędność (52% ogółu, z czego 27% to społeczeństwo wiejskie, niewiele mniej, tj. 25% to osoby zamieszkujące w miastach).

Zdecydowana większość społeczeństwa (70%) wie o możliwości wykorzystania energii pozyskanej z elektrowni wodnej do ogrzewania, oświetlenia i klimatyzacji budynku. Niewiele (12%) respondentów nie zdaje sobie sprawy z możliwości wykorzystania do własnych celów energii z elektrowni wodnych, 18% ankietowanych natomiast przyznaje się do niewiedzy.

Wśród wszystkich ankietowanych 71% respondentów twierdzi, że elektrownie wiatrowe mogą dostarczyć energię do oświetlenia, klimatyzacji czy ogrzania budynku. Zaledwie 3% społeczeństwa uczestniczącego w badaniu jest przeciwnego zdania i uważa, że elektrownie wodne nie są w stanie zaspokoić potrzeb na cele oświetleniowe, klimatyzacyjne czy ogrzewania.

Według ankietowanych główną przyczyną korzystania z elektrowni wiatrowej jest możliwość ograniczenia kosztów zużycia energii – odpowiedzi tej udzieliło 40% respondentów. O 11% mniej ankietowanych odpowiedziało, że do korzystania z energii dostarczanej z elektrowni wiatrowej zachęciłaby możliwość wykorzystania jej do oświetlenia, ogrzewania lub ochładzania budynku, natomiast 5% ankietowanych nie wie, co mogłoby ich przekonać do korzystania z energii pozyskiwanej z elektrowni wiatrowej.

Ponad 80% respondentów uważa, że czerpanie energii do oświetlenia, ogrzania lub ochłodzenia budynku z OZE jest korzystne dla środowiska. Uwzględniając podział na miejsce zamieszkania, mieszkańcy wsi (12%) pod tym względem wypadają gorzej od mieszkańców miasta (23%) aż o 11%.

Zaledwie 7% badanych uważa, że czerpanie energii do ogrzewania, oświetlenia lub ochładzania budynku z OZE nie wpływa korzystnie na stan środowiska naturalnego. Zdecydowana większość udzielających tej odpowiedzi to osoby z wykształceniem wyższym (4%).

Najwięcej ankietowanych (40%) uważa, że kolektory słoneczne są w stanie dostarczyć najwięcej energii możliwej do wykorzystania w domu, np. do oświetlenia, ogrzewania ciepłej wody użytkowej (c.w.u.) czy wspomagania ogrzewania budynku. Nieco mniej respondentów (23%) jest zdania, że to elektrownie wodne dostarczają największy procent energii, który człowiek jest w stanie wykorzystać do własnych celów. Najmniej ze wszystkich możliwych wariantów elektrownie wiatrowe są traktowane jako rozwiązanie, które nie jest w stanie zapewnić wystarczająco dużego poziomu energii potrzebnej do wykorzystania w budynku – takiego wyboru dokonała 17% osób uczestniczących w badaniu.

Zdaniem 28% ankietowanych surowce kopalniane mogą ustąpić miejsca odnawialnym źródłom energii jako przyszłościowym i innowacyjnym technologiom, korzystnym zarówno dla ludzi, jak i środowiska. Niepokojący jest fakt, że znacznie większa liczba ankietowanych (niemalże 50%) jest przeciwnego zdania i uważa, że surowce nieodnawialne są „niezastąpione”.

Wyniki przeprowadzonych badań mają potwierdzić bądź zaprzeczyć postawionym hipotezom ogólnym i szczegółowym. Pierwsza hipoteza szczegółowa zakłada, że polskie społeczeństwo najchętniej korzysta z kolektorów słonecznych jako innowacyjnych technologii do oświetlenia, ogrzewania i klimatyzacji budynku. Hipoteza ta potwierdziła się częściowo. Dominująca liczba respondentów nie korzysta z żadnych innowacyjnych technologii opartych na OZE. Takiej odpowiedzi udzieliło 74% ankietowanych. 22% badanych korzysta z kolektorów słonecznych, 3% pozyskuje energię z elektrowni wodnych, pozostałe 1% korzysta zaś z elektrowni wiatrowych.

W Polsce w energetyce wiatrowej jest zainstalowanych 2644,898 MW (dane z dnia 31.03.2014 r.). W porównaniu z 2012 r., w którym moc wynosiła 1616 MW, w 2013 odnotowano przyrost o 880 MW. Nie da się jednak pominąć faktu, że liczba elektrowni wiatrowych w Polsce należy do najmniejszych w Europie. Światowy potencjał hydroenergetyczny wynosi 2,857 TW, który znacznie przewyższa potencjał hydroenergetyczny Polski.

Jak powszechnie wiadomo, tzw. „zielone technologie” są zdaniem niemalże wszystkich krajów Europy przyszłością, gdyż za ich pomocą można pozyskać „czystą energię”, przyczyniając się tym samym do ochrony środowiska tak ważnego dla życia i funkcjonowania człowieka.

4. Podsumowanie

Zainteresowanie problematyką innowacyjnych technologii do oświetlania, ogrzewania oraz klimatyzacji budynku jest istotne z wielu powodów. Z jednej strony następuje ciągle postępujące zanieczyszczenie powietrza i środowiska za sprawą czerpania energii za pomocą kopalnianych surowców, z drugiej zaś przewiduje się pogłębienie deficytu tych surowców. Badania przeprowadzone za pomocą ankiety miały za zadanie określić stopień świadomości społeczeństwa odnośnie możliwości wykorzystania odnawialnych źródeł energii do oświetlania, ochładzania i ogrzewania budynku. Miały one ukazać zaangażowane społeczeństwa w zastosowanie innowacyjnych technologii, korzystając głównie z OZE.

Z badań jasno wynika, że społeczeństwo zdaje sobie sprawę z możliwości pozyskania energii z „zielonych” źródeł, wskazując najczęściej energię Słońca. O możliwości ich wykorzystania społeczeństwo najprawdopodobniej dowiedziało się z gmin, w których można pozyskać Europejski Fundusz Rozwoju Regionalnego (głównie na instalacje solarne). Jednak wiele osób nie wie o takiej możliwości, a więc też nie korzysta z energii uzyskanej z wiatru czy wody. Może to być spowodowane tym, że stosunkowo niewiele mówią o tym media. Mimo to społeczeństwo stara się angażować w ochronę środowiska za pomocą ograniczenia jej zanieczyszczenia przez korzystanie z OZE.

Prowadzenie tych działań nie rozwiąże problemu, ale na pewno przyczyni się w znacznym stopniu do jego zminimalizowania. Należałoby przekonać społeczeństwo, że wszystkie te działania są metodą na poprawę jakości życia, a także na ochronę przyrody oraz innych komponentów środowiska.

Literatura

- [1] Boczar T.: Wykorzystanie energii wiatru. Wydaw. PAK, 2010, s. 65-67.
- [2] Brzeziński J.: Elementy metodologii. Warszawa 1989.
- [3] Chodura J.: Kolektory słoneczne – nowe rozwiązania techniczne. Rynek Instalacyjny, nr 3/2011, s. 82-83.
- [4] Chodura J.: Kolektory słoneczne w zastosowaniach specjalnych. Rynek Instalacyjny, nr 4/2012.
- [5] Lewandowski W.N.: Proekolog – odnawialne źródła energii. WNT, Warszawa 2012.
- [6] Strzyżewski J.: Oszczędzanie światła. Energia i Budynek, nr 01 (56), 2012.
- [7] Wiśniewski G.: Określenie potencjału energetycznego regionów Polski w zakresie odnawialnych źródeł energii – wnioski dla regionalnych programów operacyjnych na okres programowania 2014-2020. Warszawa 2011.
- [8] Wolańczyk F.: Elektrownie wiatrowe. Wydawnictwo i Handel Książkami „KaBe”, Krosno 2009, s. 114-115.

ANALYSIS OF THE APPLICATION OF INNOVATIVE TECHNOLOGIES TO LIGHTING, HEATING AND AIR CONDITIONING IN THE EUROPEAN COUNTRIES

S u m m a r y

The article discusses the situation involving the use of renewable energy sources to illuminate, heat and air condition buildings in Poland, European countries and the world. In recent years photovoltaic market has been dominated by European countries, however, it begins to alter through huge development of PV on the Old Continent mainly in China, which is estimated to overtake Germany in the next few years. In recent years it has become increasingly popular for microgeneration wind plants to be applied, which may often be used for charging the batteries in output circuits. Such power plants, which use batteries, may be used to illuminate part of the home, inter alia, individual facilities, equipment or lamps. In the world and in Europe the advantages of windmills are getting more popular. In Poland the use of wind energy and transforming it for their own objectives is especially common in the following districts: zachodniopomorskie, wielkopolskie, kujawsko-pomorskie, warmińsko-mazurskie and łódzkie. Water energy in Poland in 2013 grew quite favorably in relation to previous years. The best hydrogeology conditions are mainly on the Vistula River. The article presents the results of the application of technology for lighting, heating and air conditioning. Research shows that the public is aware of the possibility of obtaining energy from "green" sources. They usually use sun energy as the main source available. A good sign is that society is committed to protecting the environment by limiting its contamination by the use of renewable energy sources.

Keywords: renewable energy sources, lighting, heating, air conditioning

Przesłano do redakcji: 19.12.2014 r.

Przyjęto do druku: 28.03.2015 r.

DOI: 10.7862/rb.2015.17

Tomasz KAMIZELA¹
Mariusz KOWALCZYK²
Małgorzata WORWAĞ³

CONDITIONS FOR EFFECTIVE ULTRASONIC DISINTEGRATION OF ACTIVATED SLUDGE SUSPENSION

Low-frequency and high energy sonication were used in the experiments on ultrasonic disintegration of activated sludge. Selected operational parameters of sonication were monitored and analyzed. The transformation of solids into a dissolved form by application of ultrasounds was analyzed on the base of changes in the concentrations of carbon, nitrogen and phosphorus. The scope of the research included determination of a five-day biochemical oxygen demand and rate constant of decomposition, which parameters indirectly represented the biodegradability of product of activated sludge disintegration. The study showed that the propagation of ultrasonic wave was highly disintegrating factor, generating a product of the characteristics of concentrated organic solution. By sonication of activated sludge the dissolved phase was enriched particularly in significant amounts of nitrogen and phosphorus. These elements could disturb the processes that require additional source of carbon, thus application of sonication for generation of easily available of organic carbon may seem less feasible. It seems more appropriate application of sonication to reduce the excess sludge through sludge disintegration and biological conversion. For optimum ultrasonic disintegration of activated sludge was considered sonication time 1200 s, which corresponded to the acoustic energy 170 kJ and specific energy 36 MJ/kgTS. In view of obtained values of the rate constant of decomposition, it was found that the disintegration of sludge required energy sonication in excess of 22 MJ/kgTS. Determination of potential applications of activated sludge subjected to sonication still requires further investigations that would use system for biological wastewater treatment. This would be the most reliable way to prove the suitability of activated sludge sonication in wastewater treatment technologies.

Keywords: activated sludge, disintegration, sonication

¹ Autor do korespondencji/corresponding author: Tomasz Kamizela, Czestochowa University of Technology, Brzeźnicka 60a, 42-200 Częstochowa, Poland, tel. 34 3257334, tkamizela@is.pcz.czyst.pl

² Mariusz Kowalczyk, Czestochowa University of Technology

³ Małgorzata Worwağ, Czestochowa University of Technology

1. Introduction

Ultrasonic disintegration is considered to be a promising method for pretreatment of sewage sludge. The disintegration of microbial cells leads to release and solubilization of organic substances that can be readily available organic substrates. Sonication was successfully used to facilitate sewage sludge biodegradability and also digestibility. Ultrasonic disintegration resulted in the increase in biogas and methane production and also the reduction of organic matter [3, 7, 9, 10, 13]. Ultrasounds could also be successfully applied to prevent an excess sludge production. In some laboratory-scale experiments activated sludge was sampled from a bioreactor and subjected to sonication, and then returned to a bioreactor for biological oxidation [6, 15]. Sonication can also support other biological processes in technological wastewater treatment, e.g. metabolic activity of aerobic and anaerobic sludge, and thus can improve the efficiency of biological treatment [12, 14]. Sonication can also improve the settleability, counteracting the phenomenon of sludge bulking or sludge conditioning method before the dewatering process. However, these applications require careful selection of operating parameters for sonication and usually low energy treatment [1, 5].

A number of researchers have investigated the problem of optimizing the input energy for the process of sonication in order to obtain the desired effect of treatment. Feng et al. have identified two significant energy levels of sonication. The first level of sonication was lower than 1000 kJ/kg TS. In this case the ultrasound wave propagation does not cause disintegration but only disruption of structure of sludge flocs. The second level was the dose of $E_s = 5000$ kJ/kg TS. Above this value disintegration and solubility were intensified. The highest energy examined in this study was $E_s = 26000$ kJ/kg TS and was defined as the optimal for disintegrating waste activated sludge [4]. Carrere et al. reported that a threshold of specific energy for effective sludge solubilization varied in the range from 1000 to 16.000 kJ/kgTS and strongly depended on sludge TS concentration [2]. According to Wang et al. who considered the performance of the disintegration as a function of input energy of ultrasonic wave, the specific energy consumption should be controlled within 50 kJ/g TS [11]. Kidak et al. found that sonication at specific energy of $E_s = 150000$ kJ/kg TS and higher could effectively disintegrate treated sludge [8].

In the presented work the effect of ultrasonic treatment on activated sludge disintegration was investigated. The objective of this work was to study optimization of sonication in order to improve solubilization of activated sludge. The operational parameters of sonication such as: sonication time, acoustic energy, specific energy and ultrasound power and density were investigated. Also, the potential applications of sonicated sludge were discussed.

2. Experimental

2.1. Materials

Activated sludge (AS) were sampled from the activated sludge tank (oxic zone) from the local wastewater treatment plant (WWTP). The average daily flow of sewage treatment plant effluent is 45000.0 m³/d. The collected sludge was immediately transferred to the laboratory and tested. The total solids (TS) concentration of activated sludge varied between 3.55 g/L and 5.69 g/L and the volatile solids (VS) were about 70%.

2.2. Ultrasonic treatment

Disintegration by ultrasounds was performed with an ultrasonic processor VC750 (Sonics & Materials Inc., USA) operating at ultrasonic wave frequency of 20 kHz. Sludge samples of 1dm³ were subjected to sonication at ambient temperature (20°C). The sonotrode with a diameter of 19.0 mm was placed in the centre of the beaker and immersed at about 30.0 mm. The value of the amplitude of propagated ultrasonic wave was set as a percentage of maximum amplitude and kept constant by ultrasonic processor. The maximum amplitude of A = 61.0 μm (100%) was tested in this study. Sonication times were following: 240, 480, 720, 960, 1200, 1440 and 1680 s. The energy supplied to the cellular mass unit of activated sludge (specific energy – E_s) was calculated from the eq. (1). Ultrasonic power (P) could be calculated after the transformation of the eq. (2). The calculated ultrasonic density (D_s) was also an operational parameter of ultrasonic treatment (eq. (3)).

$$E_s = \frac{E}{V_s \cdot TS} \text{ [kJ / kgTS]} \quad (1)$$

$$E = P \cdot t_s \text{ J} \quad (2)$$

$$D_s = \frac{P}{V_s} \text{ [W / mL]} \quad (3)$$

where: E – amount of acoustic energy in Joules (watts * seconds) that is being delivered to the probe (energy monitor of ultrasonic processor) [J], E_s – specific energy [kJ/kgTS], P – ultrasound power [W], t_s – sonication time [s], TS – total solids concentration in treated AS samples [g/dm³], V_s – sample volume [dm³].

The parameters of t_s, E, P, E_s, D_s have been identified as the independent variables and defined as operational parameters of the process of sonication.

2.3. Parameter analysis

The effects of sonication were monitored based on the concentrations of carbon, nitrogen and phosphorus compounds. The measurement of total carbon (TC), total organic carbon (TOC), total nitrogen (TN) and total phosphorus (TP) were taken on soluble fractions of sludge. The soluble fraction was defined as the fraction obtained after centrifugation and filtration. Samples were centrifuged at 10000,0 rcf for 15.0 min. The supernatant was filtrated through a cellulose nitrate membrane (0.45 μm pore size). Total carbon, total organic carbon and total nitrogen in dissolved forms were measured by multi N/C analyzer (Analytik Jena UK). Concentration of soluble total phosphorus (TP) was measured by a spectrophotometer HACH DR 5000. The measurement of total phosphorus in the solid form was performed by spectrophotometry after mineralization. Biochemical oxygen demand of sonicated activated sludge measured tested without sample pretreatment. Determination of the biochemical oxygen demand carried out with the manometric method using a set of WTW OXI TOP with continuous measurement of the momentary value of BOD. Maintaining the right conditions of BOD measurements makes the reaction as the first order, hence the resulting variable was also the value of the five-day biochemical oxygen demand (BOD_5) and rate constant of decomposition (k). Total solids (TS) and volatile solids (VS) were determined according to the Polish Standards.

2.4. Statistical analysis

The obtained results were presented graphically in the form of central tendency which was arithmetic means (AVG). The statistical dispersion of data around the arithmetic mean was characterized by the standard deviation (STDV). In order to determine the nature of the relationship between a dependent variable (concentrations of TC, TOC, TN, TP) and independent variables (t_s , E, P, E_s , D_s) simple and multiple regression was used. Simple linear regression (least squares regression line) best represented observations in a bivariate data set. The equation for simple linear regression was:

$$Y = b_0 + b_1 \cdot X_1 \quad (4)$$

where: b_0 – a intercept, b_1 – the regression coefficient, X – the independent variable, Y – the value of the dependent variable.

The coefficient of determination ($R^2(\text{SL})$) was calculated for all equations of simple linear regressions. In the equation of multiple linear regression there were at least two of all the independent variables (eq. (5)).

$$Y = b_0 + b_1 \cdot X_1 + b_2 \cdot X_2 + \dots + b_p \cdot X_p \quad (5)$$

Multiple regression analysis was performed as stepwise multiple regression with forward selection procedure. This procedure evaluates the independent variables at each step by inserting or removing them from the regression equation and terminates when the coefficient of determination of linear regression ($R^2(ML)$) is maximized. Stepwise multiple regression allowed to choose the most statistically significant independent variables as the best predictors of the effects of sonication of activated sludge. The multiple regression tested the hypothesis that the independent variable ($X_1 - X_p$) does not affect the value of the dependent variable Y . If the calculated value of test probability (p-value) is less than the accepted significance level alpha ($\alpha = 0.05$) then the null hypothesis was rejected. In other words, the tested variable ($X_1 - X_p$) had a statistically significant impact on the value of Y . Analysis of data and regression analysis were using with STATISTICA 7.1 (StatSoft Inc., Poland).

3. Results

Time of ultrasonic wave propagation was the primary operational variable of the process of sonication. Extending the sonication time resulted in increased acoustic energy delivered to the sample. Depending on the amount of acoustic energy and the total solid concentration of AS the specific energy (E_s) varied. Average values of the acoustic energy and specific energy are presented in table 1. Independently of the applied sonication time, acoustic power was calculated with the eq. (2). Acoustic power in the range of applied sonication time remained stable and amounted to $P = 140.9 \pm 3.92$ W. Due to the fact that 1 dm^3 of sludge sample was subjected to sonication, ultrasonic density was calculated with the eq. (3) and amounted to $DS \approx 0.141 \text{ W/cm}^3$.

Table 1. Sonication times and the corresponding values of input ultrasonic energy

Tabela 1. Zastosowane czasy i wielkości energetyczne sonifikacji

Sonication time [s]	240	480	720	960	1200	1440	1680
Acoustic energy [kJ]	32.26	67.46	102.65	137.84	170.04	198.26	230.08
Specific energy [kJ/kgTS]	7199	14852	22005	29759	36612	43356	52258

With reference to the value of a specific energy cited in the introduction, the applied maximum sonication time $t_s = 1680$ s should generate optimal conditions for disintegration. Also, it was pointed out that the optimal value of the specific energy can be higher as well as lower than this referred value. At lower sonication time (specific energy), undoubtedly disintegration of activated sludge microorganisms occurred. Due to the system capacity for sludge disintegration the 28 minutes sonication (at sufficient ultrasonic power and specific energy) seemed to be definitely too long. Therefore, in the presented investigations the main focus

was placed on determining the intensity of disintegration at lower sonication time and the optimization of process parameters.

Cyclical increase in time of sludge sonication resulted in rapid growth of the total carbon (TC) concentration in the dissolved phase of disintegrated sludge (fig. 1). This was characteristic for sonication time not exceeding the 1200 s. Above this value the rate of solubilization of carbon decreased. Generally, the release of carbon to the dissolved phase was a linear function. This was confirmed by the determination coefficient for the regression rate of $R^2 = 0.94$. The carbon concentrations produced during sonication were up to 700 mg/dm^3 . This resulted in saturation of the solution with organic substance that is a biodegradable and readily available substrate. This was confirmed by the concentration of total organic carbon (TOC) that reached a maximum value of approximately 650 mg/dm^3 . The TOC concentrations will determine the quality of a product obtained from sonication of sludge that is used as a substrate by microorganisms (fig. 2.).

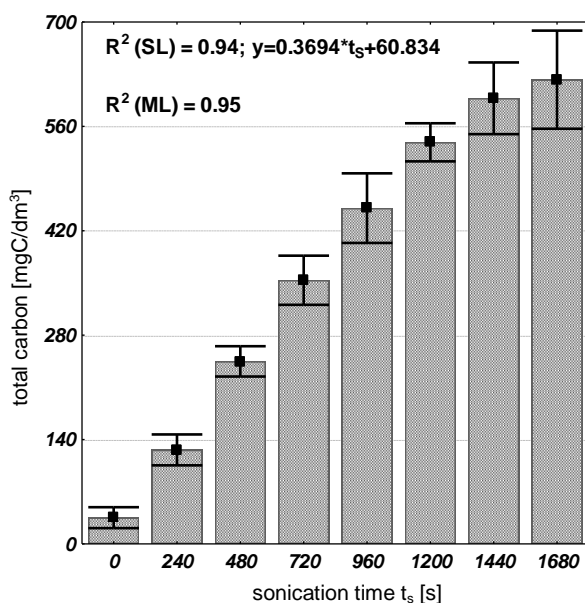


Fig. 1. Effect of sonication time on the total carbon (TC) concentrations in liquid phase of disintegrated sludge

Rys. 1. Zmiany stężenia węgla ogólnego w cieczach osadowych zdezintegrowanej zawiesiny osadu czynnego

Nitrogen is also the fundamental component of microbial cell mass. Thus, 28 minute sonication resulted in the maximum concentration of nitrogen in the dissolved phase, which was 207 mg/dm^3 (fig. 3). The release rate of nitrogen

was three times lower, than in the case of TC and TOC solubilization ($b_1 = 0.1144$). It was also observed that with increasing sonication time the increase in the concentration of nitrogen was significantly smaller. This resulted in accuracy of the linear regression and the regression equation was reliable in 81% ($R^2(\text{SL}) = 0.81$).

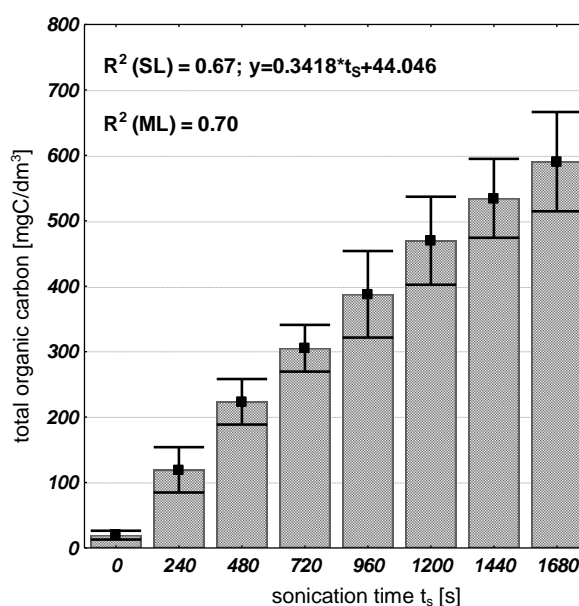


Fig. 2. Effect of sonication time on the total organic carbon (TOC) concentrations in liquid phase of disintegrated sludge

Rys. 2. Zmiany stężenia ogólnego węgla organicznego w cieczach osadowych zdeintegrowanej zawiesiny osadu czynnego

After sonication time of 1680 s the maximum concentration of total phosphorus amounted to 50 mg/dm³ was achieved (fig. 4). It was a significantly high value, especially as the inflow to the wastewater treatment plant contained much lower concentrations of phosphorus. It can be assumed that the release of compounds containing phosphorus in function of sonication time may be rather a polynomial function. The concentration of total phosphorus estimated from the equation of linear regression at about 30% will be incorrect.

Generally, the product obtained from AS sonication showed higher concentrations of carbon nitrogen and phosphorus than raw wastewater flowing into wastewater treatment plants. Thus, depending on the amount of treated sludge the additional load of contaminants will be produced. This is an important issue

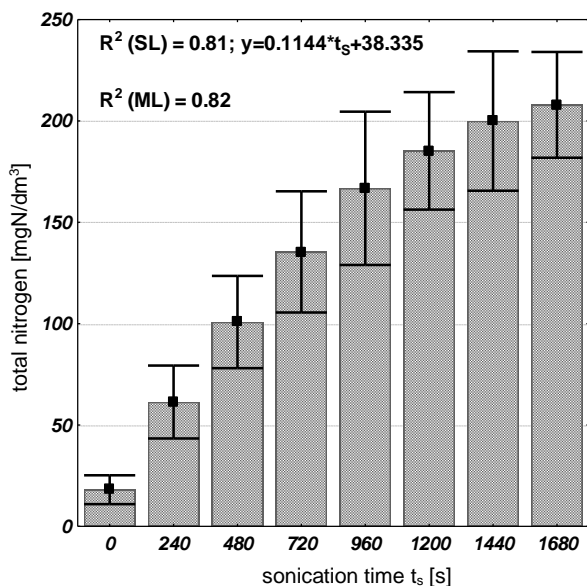


Fig. 3. Nitrogen (TN) release profiles to the liquid phase as a result of the AS sonication

Rys. 3. Zmiany stężenia azotu ogólnego w cieczach osadowych zdeintegrowanej zawiesiny osadu czynnego

because it links ultrasonic disintegration with the operation and efficiency of a bioreactor. Biological treatment technology required to comply with the relevant load of substrate in order to achieve a high degree of contaminant removal. As a result of sonication the dissolved phase was saturated with nitrogen and phosphorus was confirmed by the concentration ratio of carbon to nitrogen and phosphorus (TC/TN and TC/TP). The ratios of TC/TN did not exceed the value of 3, and the TC/TP of 15 (table 2). Considering the type of biological processes such as denitrification and dephosphatation, they cannot occur efficiently at such low ratios.

It was observed that increasing sonication time, and thus the specific energy, causes the increase in the calculated ratios. Thus, the use of high specific energy of 50000 kJ/kg TS may not be justified. Therefore, sonication of sludge may be considered as a method for enrichment of a solution (dissolved phase) in nitrogen and phosphorus compounds. It is possible that sonication of activated sludge would be a suitable option for application in industrial wastewater treatment plants where deficiencies of these elements are often observed. In the case of municipal WWTPs – which usually have the problem with the effective reduction of nitrogen and phosphorus – the use of sonication appears to be limited.

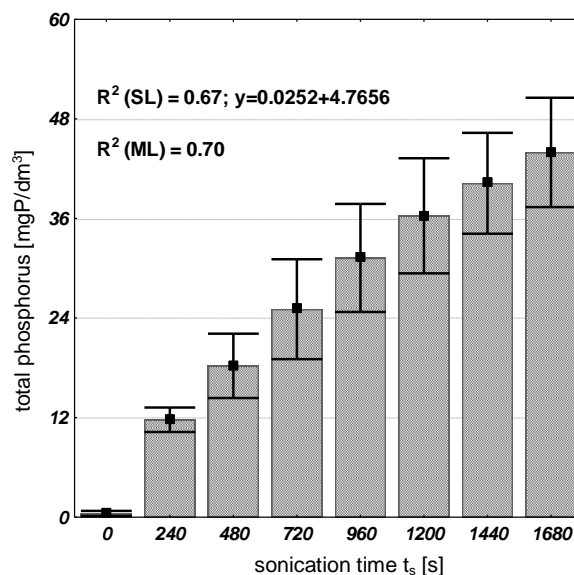


Fig. 4. Phosphorus (TP) release profiles to the liquid phase as a result of the AS sonication

Rys. 4. Zmiany stężenia fosforu ogólnego w cieczach osadowych zdezintegrowanej zawiesiny osadu czynnego

Tabela 2. The mean values of calculated ratios of carbon, nitrogen and phosphorus concentrations

Table 2. Średnie wartości ilorazu stężeń węgla i azotu oraz fosforu ogólnego w cieczy osadowej w funkcji czasu sonifikacji

Sonication time [s]	240	480	720	960	1200	1440	1680
TC/TN	2.06	2.45	2.62	2.71	2.91	3.00	3.00
TC/TP	11.45	13.61	14.16	14.52	14.97	14.95	14.48

The impact of ultrasonic wave propagation was characterized by the value of the five-day biochemical oxygen demand of sonicated AS (fig. 5) and respectively the value of the rate constant of decomposition (fig. 6). BOD₅ of non-sonicated AS was 1037 mgO₂/dm³. As a result of sonication rather slow increase of BOD₅ values was observed from 1047 mgO₂/dm³ ($t_s = 240$ s) to 1153 mgO₂/dm³ ($t_s = 1680$ s) despite the use of high specific energy approximately 53 MJ/kg TS. The opposite tendency was characteristic of a rate constant (k). A kind of a critical value was sonication time $t_s = 720$ s (22 MJ/kg TS). For this sonication time obtained value of $k = 0.34$ d⁻¹, which was evident lower than for the non sonicated AS ($k = 0.39$ d⁻¹).

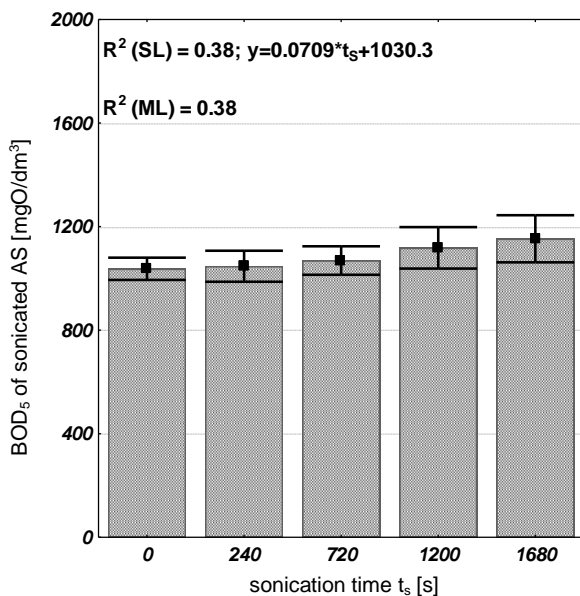


Fig. 5. BOD₅ of sonicated activated sludge

Rys. 5. BZT₅ zdeintegrowanej zawiesiny osadu czynnego

Regression analysis performed by stepwise method allowed to choose the most authoritative independent variables (operating parameters of sonication). Table 3 shows the equations of multiple regression and the most statistically significant independent variables in detail.

For the identified TOC, TC, TN and TP concentrations acoustic energy supplied to the sludge sample and also ultrasonic density (individual case) were the most suitable arguments of linear function. They were operating parameters that best correlated with changes of determined indicators. Other variables as sonication time, specific energy, total solids and ultrasonic power were excluded from the multiple regression equation. The intercept describing the initial characteristics of waste activated sludge, and thus susceptibility of sludge to disintegration was also statistically significant. Equations of multiple linear regression for concentrations of BOD₅ and k have a more complex form. In these cases, the total solids concentration in treated AS samples, sonication time, acoustic and specific energy were a best predictors of the effects of sonication. This proved that the modeling of biochemical processes is much more complicated and may be subject to larger errors.

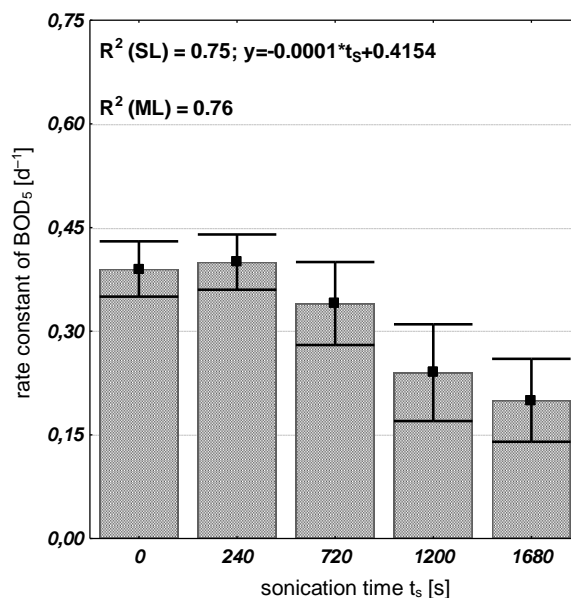


Fig. 6. Changes in rate constant of BOD₅ as a function of sonication time

Rys. 6. Zmiany wartości stałej szybkości rozkładu w funkcji czasu sonifikacji

Table 3. Results of multiple regression analysis

Tabela 3. Wyniki analizy regresyjnej prowadzonej metodą regresji krokowej

Parameter	y-intercept	t_s [s]	E [J]	TS [g/L]	E_s [kJ/kg TS]	P [W]	D_s [W/mL]
TC [mg/dm ³]	TC = 59.79 + 0.00262 E						
	>>>0.0001	-	>>>0.0001	-	-	-	-
TOC [mg/dm ³]	TOC = 43.55 + 0.00242 E						
	>>>0.0001	-	>>>0.0001	-	-	-	-
TN [mg/dm ³]	TN = 37.95 + 0.00081 E						
	>>>0.0001	-	>>>0.0001	-	-	-	-
TP [mg/dm ³]	TP = 4.72 + 0.00524 D_s						
	>>>0.0001	-	-	-	-	-	>>>0.0001
BOD ₅ [mg/dm ³]	BOD ₅ = 869.2213 + 0.2040 t_s + 37.6145 TS - 0.0039 E						
	>0.0001	0.0003	0.005	0.0005	-	-	-
k [d ⁻¹]	k = 0.236423 + 0.001463 t_s - 0.000011 E + 0.034409 TS						
	>0.0001	0.05	0.004	0.001	0.04	-	-

4. Conclusions

Effects of solubilization of activated sludge organic matter exposed to ultrasonic disintegration were observed during the experiments. This is of significant importance due to substrate availability to microorganisms. By sonication of AS the dissolved phase was enriched particularly in significant amounts of nitrogen and phosphorus. These elements could disturb the processes that require additional source of carbon, thus application of sonication for generation of easily available source of organic carbon may seem less feasible. It seems more appropriate application of sonication to reduce the excess sludge through sludge disintegration and biological conversion.

Taking into account the values BOD_5 and k it should be noted that they were dependent on a number of phenomena which occur simultaneously. As a result of low energy sonication there was the breakdown of structure of activated sludge flocs and thus to the surrounding solution both microorganisms and extracellular polymeric substances was released. Increasing sonication energy lead to decomposition and solubilization of organic substances, reduction the number of viable micro-organisms as well as other changes in the metabolic activity of microorganisms. Especially on the basis of the rate constant, obtained for the sonication time $t_s = 720$ s ($E_s = 22005$ kJ/kg TS) specified two impact areas of sonication. This sonication time was considered as the technological line between sonification supporting auto-mineralization (aerobic digestion) and ultrasonic sludge disintegration

Transformations resulted from sonication generally showed linear relationships. However, sonication time above 1200 s ($E > 170$ kJ and $E_s > 36000$ kJ/kg TS) is a potential area where the rate of releasing solid substances into dissolved phase was slowing down. Therefore, the increase in energy inputs may be unreasonable and uneconomical thus sonication time $t_s = 1200$ s should be considered the most advantageous time of ultrasonic disintegration of activated sludge.

Generally, determination of potential applications of activated sludge subjected to sonication requires further investigations that would use system for biological wastewater treatment. This would be the most reliable method to determine the relevance and importance of the process of sonication.

Acknowledgements

This work was supported by the grant No. BS/PB-401-301/11 (Faculty of Environmental Engineering and Biotechnology, Czestochowa University of Technology).

References

- [1] Bień J., Kamizela T., Kowalczyk M., Mrowiec M.: Possibilities of gravitational and mechanical separation of sonicated activated sludge suspension. *Environmental Protection Engineering*, 2009, no. 35(2), pp. 67-72.

- [2] Carrere H., Dumas C., Battimelli A., Batstone D.J., Delgenes J.P., Steyer J.P., Ferrer I.: Pretreatment methods to improve sludge anaerobic degradability: A review. *Journal of Hazardous Materials*, no. 183, 2010, pp. 1-15.
- [3] Cao X.Q., Chen J., Cao Y.L., Zhu J.Y., Hao X.D.: Experimental study on sludge reduction by ultrasound. *Water Science and Technology*, no. 54(9), 2006, pp. 87-93.
- [4] Feng X., Lei H., Deng J., Yu Q., Li H.: Physical and chemical characteristics of waste activated sludge treated ultrasonically. *Chemical Engineering and Processing*, no. 48, 2009, pp. 187-194.
- [5] Gogate P.R., Kabadi A.M.: A review of applications of cavitation in biochemical engineering/biotechnology. *Biochemical Engineering Journal*, no. 44, 2009, pp. 60-72.
- [6] He J., Wan T., Zhang G., Yang J.: Ultrasonic reduction of excess sludge from activated sludge system: Energy efficiency improvement via operation optimization. *Ultrasonics Sonochemistry*, no. 18, 2011, pp. 99-103.
- [7] Hogan F., Mormede S., Clark P., Crane M.: Ultrasonic sludge treatment for enhanced anaerobic digestion. *Water Science & Technology*, no. 50(9), 2004, pp. 25-32.
- [8] Kidak R., Wilhelm A.M., Delmas H.: Effect of process parameters on the energy requirement in ultrasonical treatment of waste sludge. *Chemical Engineering and Processing*, no. 48, 2009, pp. 1346-1352.
- [9] Pérez-Elvira S., Fdz-Polanco M., Plaza F.I., Garralón G., Fdz-Polanco F.: Ultrasound pre-treatment for anaerobic digestion improvement. *Water Science & Technology*, no. 60(6), 2009, pp. 1525-1532.
- [10] Salsabil M.R., Prorot A., Casellas M., Dagot C.: Pre-treatment of activated sludge: Effect of sonication on aerobic and anaerobic digestibility. *Chemical Engineering Journal*, no. 148, 2009, pp. 327-335.
- [11] Wang F., Lu S., Ji M.: Components of released liquid from ultrasonic waste activated sludge disintegration. *Ultrasonics Sonochemistry*, no. 13, 2006, pp. 334-338.
- [12] Xie B., Liu H., Yan Y.: Improvement of the activity of anaerobic sludge by low-intensity ultrasound. *Journal of Environmental Management*, 2009, no. 90, 260-264.
- [13] Zawieja I., Wolny L., Wolski P.: Influence of excessive sludge conditioning on the efficiency of anaerobic stabilization process and biogas generation. *Desalination*, no. 222, 2008, pp. 374-381.
- [14] Zhang G., Zhang P., Gao J., Chen Y.: Using acoustic cavitation to improve the bio-activity of activated sludge. *Bioresource Technology*, no. 99, 2008, pp. 1497-1502.
- [15] Zhang G., Zhang P., Yang J., Chen Y.: Ultrasonic reduction of excess sludge from the activated sludge system. *Journal of Hazardous Materials*, no. 145, 2007, pp. 515-519.

WARUNKI SKUTECZNEJ DEZINTEGRACJI ULTRADŹWIĘKOWEJ ZAWIESINY OSADU CZYNNEGO

Streszczenie

Celem przeprowadzonych badań była optymalizacja procesu dezintegracji ultradźwiękowej zawiesiny osadu czynnego. Postępowanie optymalizacyjne opierało się na zastosowaniu propagacji fali ultradźwiękowej o stałej częstotliwości i amplitudzie oraz zmiennych czasów sonifikacji. Zakres

badań obejmował oznaczenie stężeń węgla, azotu i fosforu uwolnionych do fazy ciekłej w wyniku oddziaływania dezintegracyjnego fali ultradźwiękowej. Na podstawie pomiarów biochemicznego zapotrzebowania na tlen określono również stałą szybkości rozkładu, co pośrednio stanowiło o podatności na biodegradację otrzymanego produktu dezintegracji. Przeprowadzone badania wykazały, że fala ultradźwiękowa jest wysoce dezintegrującym czynnikiem, generującym produkt o charakterystyce stężonego roztworu organicznego. Sonifikacja zawiesiny osadu czynnego szczególnie doprowadziła do wzbogacenia fazy rozpuszczonej w znaczne ilości azotu i fosforu. Ze względu na stężenia biogenów zastosowanie dezintegracji ultradźwiękowej zawiesin osadu czynnego w dominującym celu generacji łatwo dostępnego węgla organicznego uznano za ograniczone. Właściwsze wydaje się zastosowanie sonifikacji w celu zmniejszenia ilości osadu nadmiernego poprzez jego dezintegrację i recyrkulację do komory osadu czynnego. Za optymalne parametry dezintegracji ultradźwiękowej zawiesiny osadu czynnego uznano sonifikację w czasie 1200 s, co odpowiadało wprowadzonej energii akustycznej 170 kJ oraz właściwej energii sonifikacji $ES \approx 36 \text{ MJ/kg s.m.}$ Z uwagi na uzyskane wartości stałej szybkości rozkładu stwierdzono, że dezintegracja osadu czynnego wymaga energii sonifikacji przekraczającej wartość 22 MJ/kg s.m. Określenie potencjalnych zastosowań dezintegracji zawiesiny osadu czynnego wymaga jeszcze dalszych badań z wykorzystaniem systemu biologicznego oczyszczania ścieków. Będzie to najbardziej wiarygodny sposób określenia możliwości i przydatność sonifikacji w technologii oczyszczania ścieków.

Słowa kluczowe: osad czynny, dezintegracja, sonifikacja

Przesłano do redakcji: 2.10.2014 r.

Przyjęto do druku: 28.03.2015 r.

DOI: 10.7862/rb.2015.18

Małgorzata KIDA¹
Piotr KOSZELNIK²

WYSTĘPOWANIE FTALANÓW I SUBSTANCJI POWIERZCHNIOWO CZYNNYCH W ŚRODOWISKU

Praca zawiera przegląd literatury na temat występowania ftalanów i substancji powierzchniowo czynnych w różnych komponentach środowiska oraz możliwości usuwania ich ze ścieków. Są to grupy związków, których obecność w życiu jest nieunikniona ze względu na ich powszechne wykorzystanie. Analiza dostępnej literatury wykazała, że wody powierzchniowe i osady denne zawierają wysokie stężenie ftalanów i surfaktantów pochodzących głównie ze ścieków przemysłowych i komunalnych. W konwencjonalnych procesach oczyszczania ścieków substancje te nie są w dostatecznym stopniu usuwane. W wielu przypadkach znaczna część tych związków jest wprowadzana do środowiska w niezmienionej formie albo w postaci bardziej toksycznych metabolitów. Dodatkowo wyniki badań opublikowane w literaturze są rozbieżne. Autorzy w swoich badaniach potwierdzili, że eliminacja tych związków jest zależna przede wszystkim od matrycy środowiskowej. Ponadto przedstawiono informacje na temat prowadzonych badań w zakresie zastosowania m.in. zaawansowanych metod utleniania, np. takich procesów, jak UV/H₂O₂, O₃/H₂O₂ i O₃/AC, w celu usunięcia tych związków ze ścieków. Jednak stosowanie nowoczesnych technologii utleniania nie pozwala na uzyskanie jednoznacznych wyników, przy czym mogą one jednocześnie zwiększać możliwość tworzenia się pośrednich produktów degradacji, które często są bardziej toksyczne niż związki macierzyste. Zadowalające efekty eliminacji tych związków można uzyskać, stosując różne metody kombinowane, składające się z kilku procesów jednostkowych.

Słowa kluczowe: mikrozanieczyszczenia, ftalany, substancje powierzchniowo czynne, ścieki

¹ Małgorzata Kida, Politechnika Rzeszowska

² Autor do korespondencji/corresponding author: Piotr Koszelnik, Politechnika Rzeszowska, 35-959 Rzeszów, al. Powstańców Warszawy 6, tel. + 48 17 8651065, + 48 17 8652407, pkoszel@prz.edu.pl

1. Wprowadzenie

Rosnące zanieczyszczenie środowiska naturalnego mikrozanieczyszczeniami zarówno organicznymi, jak i nieorganicznymi stanowi nowe wyzwanie dla społeczności naukowej. Do zanieczyszczeń organicznych zalicza się przede wszystkim farmaceutyki, związki zakłócające procesy hormonalne, uboczne produkty dezynfekcji, chemikalia przemysłowe. Liczbę tych związków szacuje się na około 16 mln, w tym prawie 2 mln wytwarzanych jest wyłącznie syntetycznie [40, 42, 47, 55, 58, 62, 97].

Źródła substancji organicznych w środowisku są różne, jednak uważa się, że największy ładunek zanieczyszczeń jest wprowadzany wraz z oczyszczonymi ściekami komunalnymi i przemysłowymi [17, 50, 58]. Wykazano, że pomimo zaawansowanego sposobu oczyszczania ścieków nie wszystkie zanieczyszczenia są całkowicie usuwane. Niektóre z nich pod wpływem oddziaływania czynników środowiskowych i mikroorganizmów ulegają jedynie w pewnym stopniu rozkładowi biochemicznemu, a ich pozostałości oraz metabolity akumulują się w środowisku [10, 21, 40, 55]. Cabeza i in. [10] podają, że ze 170 analizowanych związków 98 jest nadal obecnych w ściekach oczyszczonych i zazwyczaj są to stężenia na poziomie $100 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$. Charakterystyczną cechą mikrozanieczyszczeń jest przemieszczanie się w środowisku, względna odporność na rozkład, toksyczność dla organizmów oraz biokumulacja. Podstawowym problemem w tym zakresie jest brak wiedzy na temat ich średnio- i długoterminowego wpływu na zdrowie ludzi i stan środowiska.

Celem niniejszej pracy jest przegląd literatury dotyczący poziomów stężeń wybranych mikrozanieczyszczeń w różnych elementach środowiska oraz określenie możliwości usuwania ich ze ścieków.

2. Plastyfikatory

2.1. Zastosowania i zagrożenia wynikające z obecności plastyfikatorów w środowisku

Od wielu lat plastyfikatory są powszechnie wykorzystywane w przemyśle polimerów w formie dodatków, w kosmetykach, farbach drukarskich, lakierach, klejach, atramencie. Można je znaleźć również w opakowaniach do żywności, wykładzinach, tapetach, zabawkach oraz produktach medycznych jednorazowego użytku. Ogólnie znanych jest ponad 1200 różnorodnych zmiękczaczy, ale znacznie handlowe ma jedynie od 50 do 100, znajdujących zastosowanie do prawie 60 polimerów i 30 grup produktów. Tylko w ciągu ostatniej dekady ich produkcja na całym świecie wyniosła około 5 mln ton rocznie [5, 29, 43, 76].

Zasadniczą rolą tych substancji jest poprawa elastyczności i przetwarzalności polimerów. Idealny plastyfikator powinien być wysoce kompatybilny z polimerem, stabilny w środowisku zarówno w niskiej, jak i wysokiej temperaturze oraz odporny na promieniowanie ultrafioletowe [43, 45, 76, 91]. Pomimo wielu

zalet i powszechnego zastosowania plastyfikatorów istotnym problemem stało się uwalnianie do środowiska syntetycznych związków organicznych z tych produktów. Zastosowany plastyfikator może migrować z elementu tworzywa sztucznego do nośnika, z którym jest w kontakcie [1, 52, 60]. Uwarunkowane jest to wieloma czynnikami i przede wszystkim zależy od właściwości polimeru, rodzaju i ilości zastosowanego zmiękczacza oraz temperatury [60, 61]. Badania migracji syntetycznych związków organicznych do środowiska głównie skupiają się na produktach wykonanych z polichlorku winylu (PVC). Powodem tego jest powszechność stosowania PVC wynikająca z niskich kosztów surowców [31, 60, 61].

Gimeno i in. [33] podają, że nawet do 40% całkowitej masy wyrobów PVC mogą tworzyć ftalany, które obecnie są najczęściej stosowanymi zmiękczacami stanowiącymi 92% produkcji plastyfikatorów na całym świecie. Są to zazwyczaj trudno lotne estry pochodzące od kwasu ftalowego (PAEs, ang. *Phthalic Acid Esters*). Mniej powszechne są pozostałe grupy mające zastosowanie jako plastyfikatory w produkcji tworzyw sztucznych, takie jak: cytryniany, adypiniany, sebacyniany, trójmelitany, azelainiany, estry kwasu fosforowego, zmiękczacze polimeryczne, epoksydowe i plastyfikatory drugorzędowe [61].

Z ponad 30 różnych ftalanów obecnych na rynku najbardziej efektywny jest ftalan di-2-etyloheksylowy (DEHP) (około 51% zużycia). Podobne właściwości plastyfikujące ma ftalan di-izononylowy (DINP), charakteryzujący się jednak mniejszą wydajnością zmiękczenia. Popularny jest również ftalan di-izodecylowy (DIDP) [76]. Ze względu na ich potencjalne zagrożenie środowiskowy los tych związków zyskał duże zainteresowanie wśród badaczy [31]. Udowodniono, że estry kwasu ftalowego mogą się akumulować w organizmach wodnych, a dodatkowo niektóre z nich mogą wywoływać aberracje genetyczne, negatywnie wpływać na rozmnażanie i dalszy rozwój oraz prowadzić do zaburzeń gospodarki hormonalnej. U mężczyzn zatrudnionych przy produkcji PVC zaobserwowano zwiększoną zachorowalność na raka narządów płciowych. Dlatego według US EPA (Amerykańska Agencja Ochrony Środowiska) związki te są zaliczane do prawdopodobnie rakotwórczych dla człowieka [19, 79]. Oehlmann i in. [69] przeprowadzili analizę efektów biologicznych najczęściej stosowanych plastyfikatorów, w tym głównie ftalanów. Wykazali, że stężenia nawet na niskim poziomie (od $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ do $\text{ng}\cdot\text{l}^{-1}$) mogą wywoływać niepożądane skutki, szczególnie dla mięczaków, skorupiaków i płazów. Ostra toksyczność związków macierzystych jest jednak stosunkowo niska, to metabolity (tab. 1.) stanowią znacznie poważniejsze zagrożenie [28].

2.2. Występowanie ftalanów w środowisku

Dyrektywa Komisji 2007/19/WE nakłada ograniczenia na obecność w środowisku pięciu ftalanów (ftalan di-n-butyłowy DBP, ftalan di-2-etyloheksylowy DEHP, ftalan benzylu butylu BBP, ftalan diizononylowy DINP, ftalan diizodecylowy DIDP) [24]. Biorąc pod uwagę potencjalne zagrożenia dla zdrowia, granica

tolerancji ftalanów w ściekach przemysłowych i w wodzie powierzchniowej została zatem ustalona w Europie na poziomie $1,3 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ (DEHP jest standardem). Kolejnym warunkiem jest osiągnięcie do 2015 r. 30% zmniejszenia stężenia ftalanów w ściekach przemysłowych. Wartości dopuszczalne zostały również ustanowione przez Światową Organizację Zdrowia (WHO) w wodzie słodkiej i do picia na poziomie $8,0 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ DEHP. Niektóre kraje, takie jak USA, Australia, Japonia i Nowa Zelandia, zalecają maksymalną zawartość DEHP w wodzie pitnej ustaliły indywidualnie (odpowiednio $6,0 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$, $9,0 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$, $100,0 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$, $10,0 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$) [1, 23, 29, 44, 59, 65, 82].

Tabela 1. Najpowszechniejsze ftalany i ich metabolity, na podstawie [28]

Table 1. The most common phthalates and their metabolites, based on [28]

Związki macierzyste	Główne metabolity
DEHP (ftalan di-2-etyloheksylowy)	MEHP (ftalan mono-2-etyloheksylowy)
DIDP (ftalan diizodecylowy)	MIDP (ftalan monoizodecylowy)
DINP (ftalan diizononylowy)	MINP (ftalan monoizononylowy)
DMP (ftalan dimetylu)	MMP (ftalan monometylu)
DEP (ftalan dietylu)	MEP (ftalan monoetylu)
DBP (ftalan di-n-butylowy)	MBP (ftalan mono-n-butylowy)

Wprowadzanie dopuszczalnych wartości jest w pełni uzasadnione również ze względu na łatwe rozpraszanie się ftalanów w środowisku w trakcie produkcji, użytkowania i po likwidacji produktów polimerowych [4, 19]. Dostępne dane literaturowe wskazują, że stężenia PAEs w atmosferze mieszczą się w zakresie od $0,0003$ do $0,077 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$, zwykle na obszarach miejskich i podmiejskich są one wyższe w porównaniu z terenami wiejskimi. Dodatkowo badania prowadzone w Północnej Kalifornii przez Rudel i in. [80] potwierdziły wyższe koncentracje BBP, DEHP, DBP, DEP oraz DIBP (ftalan diizobutylo) w pomieszczeniach zamkniętych, gdzie zawartość DEHP może się mieścić w przedziale od 1 do $2 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ w warstwie powietrza znajdującego się nad nową wykładziną PVC. Do źródeł zanieczyszczenia atmosfery PAEs uwzględnia się także emisje pochodzące z oczyszczalni ścieków oraz ze spalania odpadów. Wykryto ftalan butylu, izobutylo i pochodne 2-etyloheksylo w aerozolu znajdującym się nad zbiornikiem podczas napowietrzania ścieków w stężeniu od $0,071$ do $0,228 \text{ ng}\cdot\text{l}^{-1}$. Toksyczne działanie większości z tych związków stwarza duże zagrożenie wystąpienia chorób zawodowych. Dlatego ze względów bezpieczeństwa dopuszczalna ekspozycja na stężenie DEHP w powietrzu na stanowiskach pracy Agencja Bezpieczeństwa i Zdrowia Pracy (OSHA) ustaliła na poziomie $5 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ w ciągu 8 godzin pracy. Ograniczenie ekspozycji na stężenie $10 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ wynosi 15 min [19, 28, 30, 53, 83, 88].

Za główne źródło wprowadzania ftalanów do ekosystemu wodnego uznano ścieki oczyszczone odprowadzane z oczyszczalni przemysłowych oraz komunalnych [28, 79]. Zwykle ilości tych związków w wodach powierzchniowych mieszczą się w przedziale od 0,3 do 98 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ [30, 98]. Jednak w literaturze często znajduje się potwierdzenie na znacznie wyższe wartości ftalanów w wodach powierzchniowych, np. stężenie DEHP w Niemczech odnotowano na poziomie 2700 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ [30], we Włoszech 4600 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ [92]. Z kolei słaba ich rozpuszczalność w wodzie skutkuje adsorpcją na zawieszonych cząstkach stałych i kumulacją w osadach dennych (od 0,2 do 8,4 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m.) [19, 30]. Przykładowe badania przeprowadzone w chińskim mieście wykazały obecność 16 PAEs we wszystkich próbkach wody i osadów ze zbiorników znajdujących się na terenie miasta [1].

Nagromadzenie ftalanów w wodach naturalnych powoduje dystrybucję w pozostałych systemach wodnych [1]. W Niemczech Luks-Betlej i in. [57] wykryli w wodzie do picia stężenie DEHP w zakresie $0,05\div 0,06 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$, w Grecji 0,93 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ [75]. Wartości te nie przekraczają poziomów dopuszczalnych. Jednak ze względu na stosunkowo łatwe przenikanie tych związków z różnych powierzchni materiałów codziennego użytku do produktów spożywczych i powietrza należy w pierwszej kolejności dążyć do zminimalizowania ich obecności w wodzie. Zwłaszcza że dzienne spożycie tych związków szacuje się na 7 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ m.c. [1, 75].

2.3. Usuwanie ftalanów ze ścieków

Usuwanie zanieczyszczeń organicznych w konwencjonalnych oczyszczalniach ścieków może zachodzić przede wszystkim w wyniku: adsorpcji do zawieszonych substancji stałych lub tłuszczu i olejów, rozkładu biologicznego, chemicznej degradacji oraz poprzez ulatnianie. Znaczenie procesu adsorpcji zwiększa się wraz ze wzrostem masy cząsteczkowej i logarytmu współczynnika podziału oktanol-woda ($\log K_{ow}$), którego wartość dla ftalanów waha się od 4,2 do 8,9. Niemniej jednak, substancje charakteryzujące się wyższym $\log K_{ow}$ praktycznie nie ulegają biodegradacji, co wykazał Byrns [9] dla związków o $\log K_{ow} \geq 4$. Stwierdzono także, że stężenia PAEs o małej (np. DEP) i średniej masie cząsteczkowej (np. DBP) były znacznie niższe po procesie oczyszczania ścieków w porównaniu ze związkami o wysokiej masie cząsteczkowej (np. BBP, DINP, DIDP, DEHP). Należy zauważyć, że ftalany o dużej masie cząsteczkowej, takie jak DINP, DIDP i DEHP, stanowią więcej niż 80% PAEs stosowanych w Europie [11, 19, 58, 70, 77, 86, 87, 90].

W ściekach surowych, jak i oczyszczonych stężenia poszczególnych ftalanów w różnych krajach znacznie się różnią. W australijskiej oczyszczalni ścieków (240 000 RLM) pracującej według technologii osadu czynnego Tan i in. [87] określili na dopływie zawartość DEHP na poziomie 0,716 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$, 1,08 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ – DEP, 0,201 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ – DBP, 0,134 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ – BBP. Clara i in. [15]

na podstawie prowadzonych badań w 17 oczyszczalniach ścieków w Austrii, zaprojektowanych do przyjmowania ładunków odpowiadających RLM w zakresie od 2000 do 4000000 i charakteryzujących się różnymi technologiami oczyszczania, uzyskali w ściekach dopływających wartości stężeń dla DEHP w granicach $3,4 \div 34 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$, DEP – $0,77 \div 9,2 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$, DBP – n.w. $\div 8,7 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$. Natomiast oznaczone wartości ftalanów w ściekach oczyszczonych były stosunkowo niewielkie. Clara i in. [16] zaobserwowali wartości DEHP na poziomie od 0,083 do $6,6 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$, dla DBP od n.w. do $2,4 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$, dla BBP od 0,088 do $1,4 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$. Porównywalne stężenia podają w swoich pracach Dargnat i in. [19] oraz Gasperi i in. [32]. Natomiast według Fromme i in. [30] zawartość DEHP w ściekach oczyszczonych może osiągać do $182 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$. Rozbieżności prawdopodobnie wynikają ze specyfiki prowadzonych procesów oczyszczania, jak i z charakterystyki dopływających ścieków, co jednocześnie potwierdza brak sprecyzowanej skutecznej metody usuwania tych związków.

Ftalan di-2-etyloheksylowy jest zwykle wykrywany w najwyższych stężeniach zarówno w surowych, jak i w oczyszczonych ściekach. Jego rozpuszczalność w wodzie jest bardzo niska, $\log K_{ow}$ wysoki (równy 7), co wskazuje na znaczny stopień sorpcji tego związku do osadów (do $154 \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) [5, 11, 19, 30, 31, 63, 64, 70]. W oczyszczalni ścieków (120 000 RLM) pracującej według technologii osadu czynnego Dargnat i in. [19] odnotowali obniżenie stężenia DEHP na poziomie 78%. Dla pozostałych ftalanów (ftalan dimetylu DMP, ftalan dietylu DEP, ftalan benzylu butylu BBP i ftalan di-n-oktylu DNOP) w zależności od stosowanej technologii spadek zawartości obserwuje się w zakresie od 73 do 90% [86, 87]. Zhang i in. [99] uznali, że biodegradacja (w warunkach tlenowych i bez-tlenowych) wymaga długiego czasu, aby ftalany stały się nieszkodliwe. Natomiast Klopffer [46] twierdzi, że DEHP jest związkiem trwałym, bardzo odpornym na biodegradację. Z kolei Marttinen i in. [64] dla analizowanej oczyszczalni (250 000 RLM) podają całkowity stopień usunięcia DEHP osiągający 97%, przy czym 14% następuje w wyniku biodegradacji, a 68% adsorpcji. Według Fauser i in. [26] w wyniku biodegradacji w oczyszczalni ścieków (80 000 RLM) następuje $60 \div 70\%$ usunięcie ftalanu di-2-etyloheksylowego, $20 \div 35\%$ w procesie sorpcji. Dlatego w celu opracowania skutecznych metod eliminacji ftalanów niezbędne jest wcześniejsze określenie nie tylko właściwości fizyczno-chemicznych, ale również specyfiki zachowania się tych związków w środowisku.

W konwencjonalnych procesach oczyszczania ścieków PAEs nie są w dostatecznym stopniu usuwane i ścieki oczyszczone wnoszą znaczny ładunek tych związków do odbiorników. Ujemny wpływ ftalanów na stan środowiska wodnego wymaga opracowania nowych technologii oczyszczania i/lub optymalizacji istniejących procesów [84]. Dane literaturowe do efektywnych metod zaliczają m.in. procesy zaawansowanego utleniania oraz procesy membranowe. Często wzajemnie się one uzupełniają (tzw. technologie hybrydowe), co pozwala osiągać zadowalającą skuteczność w usuwaniu mikrozanieczyszczeń. Zaawansowane utlenianie znalazło zastosowanie w różnym stopniu do oczyszczania ścieków. W skali

technicznej są to układy z użyciem ozonu, nadtlenu wodoru, promieniowania ultrafioletowego oraz układy katalityczne (z cząstkami lub naniesionymi warstewkami TiO_2 , reakcja Fentona) [6, 66, 73, 99]. Medellín-Castillo i in. [66] w swoich badaniach wykazali obniżenie stężenia DEP w ściekach pochodzących z miejskiej oczyszczalni ścieków zlokalizowanej w Granadzie (Hiszpania), na poziomie 21% (UV/ H_2O_2), 43% ($\text{O}_3/\text{H}_2\text{O}_2$) i 54% (O_3/AC). Tym samym potwierdzili, że technologie zaawansowanego utleniania, takie jak UV/ H_2O_2 , $\text{O}_3/\text{H}_2\text{O}_2$ i O_3/AC , przebiegają szybciej i skuteczniej w stosunku do konwencjonalnych (O_3 , UV). Ogromny potencjał w usuwaniu DEHP ze ścieków mają procesy adsorpcyjne wykorzystujące organiczne lub nieorganiczne materiały adsorpcyjne, takie jak węgiel aktywny, nanorurki węglowe, trioctan celulozy, adsorbenty polimerowe, biomasa i wiele innych [13, 29, 39, 59, 78, 95]. W dostępnych danych literaturowych nie znaleziono informacji na temat prowadzonych eksperymentów w zakresie zastosowania elektrochemii, fotoelektrokatalizy czy sonifikacji w celu usunięcia DEHP ze ścieków czy wody.

3. Substancje powierzchniowo czynne

3.1. Zastosowanie i zagrożenia wynikające z obecności substancji powierzchniowo czynnych w środowisku

Syntetyczne środki powierzchniowo czynne są wykorzystywane w różnorodnych procesach przemysłowych oraz gospodarstwach domowych [56]. Znajdują zastosowanie w wielu preparatach, m.in. w detergentach, szamponach, w środkach czyszczących, a także w obróbce tkanin, celulozy, papieru, farb i tworzyw sztucznych [14, 34]. Tak uniwersalne przeznaczenie powoduje, że roczne ich zużycie na całym świecie ciągle rośnie, w 2002 r. w Europie Zachodniej wartość ta wyniosła 2,5 mln ton (bez mydła), a w 2011 wzrosła do 2,95 mln ton, przy czym dominującą rolę odgrywają anionowe i niejonowe środki powierzchniowo czynne. Anionowe stanowią 41% rocznego zużycia, natomiast niejonowe – 47% [7, 12, 34, 35].

Znanych jest kilka systemów klasyfikacji surfaktantów, które mają odzwierciedlenie w konkretnych dziedzinach ich zastosowań. Najpowszechniej stosowana klasyfikacja opiera się na budowie chemicznej. W zależności od rodzaju grupy hydrofilowej wyróżnia się [14, 89, 93]:

- anionowe środki powierzchniowo czynne,
- niejonowe środki powierzchniowo czynne,
- kationowe środki powierzchniowo czynne,
- amfoteryczne środki powierzchniowo czynne.

Wśród anionowych surfaktantów najliczniejszą grupę stanowią liniowe alkilobenzenosulfoniany (LAS), które zastąpiły rozgałęzione alkilobenzenosulfoniany (ABS) przede wszystkim ze względu na lepszą biodegradowalność. W grupie nie-

jonowych dominującymi związkami są etoksylaty alkoholi (AEO) i alkilofenolo-etoksylany (APE). Około 80% APE to etoksylaty nonylofenolu (NPE), natomiast większość z pozostałych 20% to etoksylaty oktylofenolu (OPE) [20, 34, 37, 74]. Oktylofenolowe związki oksyetylenowane (OPE) ulegają względnie łatwemu rozpadowi na jeszcze bardziej szkodliwe oktylofenole (OP), oktylofenolowe związki oksyetylenowane o krótszym łańcuchu (mono-, di-, tetraoksyetylenowane) i oktylofenolowe związki etylenokarboksylowane. Również NPE o długich łańcuchach związków oksyetylenowanych nie są trwałe i ulegają szybkiej biodegradacji do nonylofenolu (NP), di-etoksylatu i etoksykarboksylatu. NPE i OPE są mniej toksyczne dla organizmów wodnych w porównaniu z ich produktami degradacji (NP i OP), dlatego usunięcie prekursorów umożliwi jednoczesną kontrolę tych powstających zanieczyszczeń [7].

W literaturze można znaleźć wiele informacji odnośnie stopnia zagrożenia ekologicznego syntetycznymi środkami powierzchniowo czynnymi [7, 12, 34, 35, 96]. Ogólnie przyjmuje się, że toksyczność dla wszystkich środków powierzchniowo czynnych wzrasta wraz ze wzrostem hydrofobowości cząsteczki. Duże znaczenie w oddziaływaniu tych związków na organizmy ma również czas ekspozycji [7, 38, 89]. W przypadku potencjalnej estrogeniczności surfaktantów większe zainteresowanie społeczności naukowej stanowią metabolity niż związki macierzyste. Szczególną uwagę zwraca się na produkty pośrednie NPE, które należą do związków trwałych w środowisku wodnym i mogą powodować długo utrzymujące się w nim niekorzystne zmiany. Źródła literaturowe podają, że NP gromadzi się w rybach i może być głównym powodem ich feminizacji (tab. 2.). Natomiast u człowieka prowadzi do zakłóceń endokrynologicznych i zaburzeń systemu odpornościowego. Z kolei obecność (na odpowiednim poziomie) anionowych środków powierzchniowo czynnych powoduje zahamowanie aktywności życiowej niektórych ryb, natomiast u człowieka wywołuje reakcje alergiczne [50].

Tabela 2. Wpływ surfaktantów na środowisko naturalne, na podstawie [89]

Table 2. The influence of surfactants on the environment, based on [89]

Surfaktanty	Toksyczność dla ryb	Toksyczność dla innych organizmów wodnych	Bio-degradacja	Bio-akumulacja	Metabolity stanowiące zagrożenie ekologiczne
Anionowe	++	++	++	+/-	+/-
Niejonowe	++	++	++	+/-	++
Kationowe	++	++	++	+/-	+/-

++ bardzo znaczący, + znaczący, +/- mało znaczący

3.2. Występowanie substancji powierzchniowo czynnych w środowisku

Głównym źródłem substancji powierzchniowo czynnych w środowisku są ścieki przemysłowe i komunalne. Odnotowane stężenia tych związków mieszczą się w szerokich przedziałach (tab. 3.). Według Larego-Martina i in. [49] w wodzie powierzchniowej zawartość związków z grupy niejonowych substancji powierzchniowo czynnych AEO mieści się w zakresie od 100 do 2000 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$. Ze względu na swoje właściwości mogą one podlegać akumulacji w osadach dennych, osiągając poziom do 3,64 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ AEO [49]. W przypadku NPE wartość ta może sięgać nawet do 72 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ [74]. Ponadto wyniki badań opisane w literaturze wskazują na możliwość infiltracji substancji powierzchniowo czynnych do wód podziemnych. Wielu autorów wykazało, że ich obecność w wodach podziemnych przyczynia się do zwiększenia rozpuszczalności innych niebezpiecznych zanieczyszczeń organicznych. W konsekwencji migracja zanieczyszczeń w środowisku gruntowo-wodnym jest zintensyfikowana [37, 41]. Surfaktanty są również uważane za jedno z najpowszechniej występujących zanieczyszczeń w glebie. Wpływają na jej właściwości biologiczne, przede wszystkim na stabilność agregatów glebowych, przewodność hydrauliczną gruntów, metabolizm drobnoustrojów. Mimo to w ostatnim czasie coraz większe znaczenie ma zastosowanie surfaktantów w rekultywacji zanieczyszczonych gruntów, wody powierzchniowej oraz podziemnej. Ich obecność w glebie jest jednak spowodowana głównie poprzez nawadnianie ściekami komunalnymi oraz aplikowanie osadów ściekowych jako nawozów. Stwierdzono, że po trzech latach stosowania osadów ściekowych stężenie anionowego środka powierzchniowo czynnego może osiągnąć 13÷27 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Mogą być one unieruchomione przez adsorpcję i/lub procesy strącania. Zasięg tych procesów zależy od właściwości gleby oraz od rodzaju środka powierzchniowo czynnego [36, 72].

Tabela 3. Stężenie surfaktantów w wodzie powierzchniowej i w osadach dennych

Table 3. The concentration of surfactants in surface water and sediments

Surfaktanty		Woda powierzchniowa	Osady denne	Literatura
Anionowe	alkilobenzenosulfoniany (LAS)	0,240÷9,706 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$	0,03÷17,76 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	[81]
	siarczany alkilowe (AS)	0,073÷0,176 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$	0,11÷0,24 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	[49, 51, 81]
Niejonowe	etoksylaty nonylofenolu (NPE)	2,5÷97,6 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$	0,1÷72 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	[50, 74]
	etoksylaty alkoholi (AEO)	100÷2000 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$	0,64÷3,64 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	[49, 50]

Niebezpieczeństwo wynikające z obecności substancji powierzchniowo czynnych w wodach powierzchniowych jest związane również z inhibitującym wpływem tych związków na proces samooczyszczania. Powstają uciążliwe piany w ekosystemach wodnych ograniczające dostęp tlenu dla organizmów wodnych. W konsekwencji tego określenie norm jakości środowiska było niezbędne. Zostały one zaproponowane dla wód powierzchniowych przez Komisję Europejską (2006) i wyrażone jako średnie roczne stężenie: dla NP wartość ta wynosi do $0,3 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$, dla OP do $0,1 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$. Natomiast w USA Agencja Ochrony Środowiska ustaliła, że stężenie nonylofenolu nie powinno przekraczać w wodzie słodkiej $6,6 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$, a w wodzie słonej $1,7 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ [8].

Badania opisane w literaturze wskazują, że występowanie w środowisku wodnym nonylofenolu jest ściśle skorelowane ze ściekami oczyszczonymi usuwanymi do odbiorników, wyższe stężenia tego związku notuje się w miejscach, gdzie ścieki są oczyszczane z terenów uprzemysłowionych, zurbanizowanych i innych obszarów związanych z działalnością człowieka [74]. Dodatkowo, największe stężenia NP, jak donosi Li i in. [54], występują w sezonie letnim. Związane jest to ze wzrostem aktywności drobnoustrojów w wyższych temperaturach, co prowadzi do zwiększonej degradacji NPE. Przykładowe badania dotyczące oznaczania w środowisku wodnym tych substancji były opisane przez Kuch i in. [48]. W próbkach wody pobranych z rzeki z południowych Niemiec określili oni stężenie NP w zakresie $0,0067\div 0,134 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$, OP – $0,0008\div 0,054 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$. W USA według Fergusonsona i in. [27] zawartość NP wyniosła $0,077\div 0,416 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$, OP – $0,00156\div 0,007 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$, natomiast Dachs i in. [18] podają wartość stężenia NP równe $12\div 95 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$. W Hiszpanii maksymalna zawartość nonylofenolu była obserwowana na poziomie $644 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ [85], w Tajwanie – $10 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ [22]. Z kolei w przypadku rzek, do których nie wprowadza się ścieków oczyszczonych, notowano stężenia tych związków rzędu $\text{ng}\cdot\text{l}^{-1}$ [94].

3.3. Substancje powierzchniowo czynne w procesie oczyszczania ścieków

Oczyszczalnie ścieków mogą usuwać substancje powierzchniowo czynne w tradycyjnych procesach. Jednak wyniki niektórych badań wskazują, że nie są one wystarczająco skuteczne [34, 56]. González i in. [35] wyznaczyli współczynnik eliminacji NPE i jego metabolitów na poziomie 54% i stwierdzili, że nie są one usuwane wydajnie konwencjonalnym osadem czynnym. Camacho-Muñoz i in. [12] badali ścieki z czterech oczyszczalni ścieków w Sewilii (Hiszpania), o nazwie Północ (350000 RLM), Południe (950000 RLM), Zachód (200000 RLM), Wschód (200000 RLM). Nie zaobserwowali znacznego ubytku w stężeniach niejonowych środków powierzchniowo czynnych (<20%), a nawet niekiedy odnotowali ich wzrost. W przeciwieństwie do nich anionowe były skutecznie usuwane (>96%). Może to wynikać z niskich stężeń tych pierwszych związków mierzonych na dopływie ścieków, które wpływają na kinetykę ich usuwania, a także z mechanizmu biodegradacji NPE (NP ulega rozkładowi i jednocześnie jest produkowane w wyniku degradacji etoksylatów nonylofenolu).

Ze względu na ich właściwości fizyczne, różnorodną strukturę chemiczną i szeroki zakres stężeń, w jakim występują w ściekach, znalezienie optymalnej metody jest bardzo złożone. Należy jednak zauważyć, że niektóre z nich pozwalają wyłącznie na oddzielenie zanieczyszczeń od głównego strumienia, co nie rozwiązuje problemu ich likwidacji w osadach ściekowych. W literaturze najczęściej jako metody proponowane do usuwania surfaktantów podaje się procesy membranowe, adsorpcję przy użyciu konwencjonalnych i niekonwencjonalnych adsorbentów. Przykładowo, prowadzono w skali laboratoryjnej badania nad wykorzystaniem separacji magnetycznej. W wyniku adsorpcji na powierzchni magnetytu otrzymano wysoki stopień usunięcia kationowych substancji powierzchniowo czynnych (do 90%), względnie dobry anionowych (do 20%) i niejonowych (do 40%) [7]. Pozytywne efekty uzyskano także w przypadku stosowania zaawansowanych procesów utleniających [34, 74]. Nagarnaik i in. [67], zastosowali m.in. UV/H₂O₂ i Fe/H₂O₂ do oczyszczania ścieków komunalnych (tab. 4.). Autorzy w swoich badaniach potwierdzili, że eliminacja tych związków jest zależna przede wszystkim od matrycy środowiskowej.

Tabela 4. Procentowe usunięcie NPE i OPE, na podstawie [67]

Table 4. Percent removal of NPE and OPE, based on [67]

Proces	Usunięcie NPE [%]		Usunięcie OPE [%]	
	ścieki surowe	ścieki oczyszczone	ścieki surowe	ścieki oczyszczone
UV/H ₂ O ₂	8,5	62,2	53	14,8
Fe/H ₂ O ₂	8,9	27,7	5,2	26,7

Wyniki obecnie prowadzonych badań wykazują, że usunięcie NPE i OPE można zwiększyć poprzez połączenie istniejących metod oczyszczania, np. stosując utlenianie – biodegradację, utlenianie – adsorpcję [71]. Przyszłe badania nad usuwaniem mikrozanieczyszczeń ze ścieków powinny także zmierzać w kierunku uwzględnienia interakcji pomiędzy związkami znajdującymi się w mieszaninie [74].

4. Podsumowanie

Potrzeba zapewnienia ochrony zasobów wodnych i jakości ekosystemu wymaga znajomości zanieczyszczeń i prognozowania ich wielkości [19, 25]. Zarówno plastyfikatory, jak i substancje powierzchniowo czynne są problematyczne ze względu na ich wszechobecność w środowisku naturalnym [68]. Zostały one wykryte w różnorodnych próbkach środowiskowych, w tym również w organizmie człowieka. Stanowią poważne zagrożenie ze względu na toksyczność, względną oporność na rozkład oraz zdolność do kumulacji na cząstkach sta-

łych i w organizmach [79]. Wykrycie tych związków w wodach powierzchniowych i osadach dennych świadczy o tym, że eliminacja w procesach oczyszczania ścieków i samooczyszczania wód zachodzi w niewielkim stopniu [2]. Niestety istniejące oczyszczalnie ścieków nie są przystosowane do ich usuwania [58]. Dodatkowo wyniki badań opublikowanych w literaturze są rozbieżne, co może być spowodowane specyfiką prowadzonych procesów oczyszczania, charakterystyką dopływających ścieków oraz zachowaniem się tych związków w środowisku. Z kolei nowoczesne technologie utleniania nie uzyskują zadowalających i jednoznacznych wyników oraz zwiększają możliwość tworzenia się pośrednich produktów degradacji, które często są bardziej toksyczne niż związki macierzyste.

Istotne znaczenie mają także ciągle zmieniające się regulacje prawne dotyczące oczyszczanych ścieków oraz czystości wody do spożycia wymuszające wprowadzanie nowych rozwiązań technologicznych, które umożliwią dostosowanie się do wymogów [6]. Ocena ryzyka z obecności tych związków wymaga dokładnej analizy na temat ich źródeł i przede wszystkim rozkładu w procesach oczyszczania ścieków. Uzasadnione jest więc rozpoznanie pełnego spektrum metabolitów powstających w wyniku degradacji mikrobiologicznej. Co więcej, badania te mogą zostać wykorzystane do ustalenia kinetyki oraz przebiegu rozkładu związków macierzystych i ich metabolitów, poszerzając dziedzinę nauki zajmującą się mobilnością związków antropogenicznych w środowisku, a także kreowaniem nowych alternatywnych rozwiązań [44]. W trakcie opracowywania tych metod priorytetem jest dążenie do zminimalizowania wpływu mikrozanieczyszczeń na środowisko naturalne [3].

Literatura

- [1] Abdel daiem M.M., Rivera-Utrilla J., Ocampo-Pérez R., Méndez-Díaz J.D., Sánchez-Polo M.: Environmental impact of phthalic acid esters and their removal from water and sediments by different technologies – A review. *Journal of Environmental Management*, vol. 109, 30 October 2012, pp. 164-178.
- [2] Affek K., Załęska-Radziwiłł M.: Badanie biodegradacji i ekotoksyczności metabolitów biochemicznego rozkładu 17α – etynyloestradiolu, [w:] *Interdyscyplinarne zagadnienia w inżynierii i ochronie środowiska*, T.M. Traczewska (red.). Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej, Wrocław 2012, s. 9-18.
- [3] Barnabé S., Beauchesne I., Cooper D.G., Nicell J.A.: Plasticizers and their degradation products in the process streams of a large urban physicochemical sewage treatment plant. *Water Res.*, no. 42, 2008, pp. 153-162.
- [4] Barreca S., Indelicato R., Orecchio S., Pace A.: Photodegradation of selected phthalates on mural painting surfaces under UV light irradiation. *Microchemical Journal*, vol. 114, May 2014, pp. 192-196.
- [5] Bergé A., Cladière M., Gasperi J., Coursimault A., Tassin B., Moilleron R.: Meta-analysis of environmental contamination by phthalates. *Environmental Science and Pollution Research*, no. 19, 2012, pp. 3798-3819.

- [6] Biń A.K.: Pogłębione utlenianie w oczyszczaniu ścieków. *Ecomanager*, nr 5(14), 2011, <http://e-czytelnia.abrys.pl/index.php?mod=tekst&id=12975>.
- [7] Borghi C.C., Fabbri M., Fiorini M., Mancini M., Ribani P.L.: Magnetic removal of surfactants from wastewater using micrometric iron oxide powders. *Separation and Purification Technology*, vol. 83, 15 November 2011, pp. 180-188.
- [8] Brooke L., Thursby G.: Ambient aquatic life water quality criteria for nonylphenol. Report for the United States EPA. Office of Water, Office of Science and Technology, Washington, DC, USA 2005.
- [9] Byrns G.: The fate of xenobiotic organic compounds in wastewater treatment plants. *Water Research*, vol. 35, issue 10, July 2001, pp. 2523-2533.
- [10] Cabeza Y., Candela L., Ronen D., Teijon G.: Monitoring the occurrence of emerging contaminants in treated wastewater and groundwater between 2008 and 2010. The Baix Llobregat. *Journal of Hazardous Materials*, vol. 239-240, 2012, pp. 32-39.
- [11] Cai Q.-Y., Mo C.-H., Wu Q.-T., Zeng Q.-Y., Katsoyiannis A.: Occurrence of organic contaminants in sewage sludges from eleven wastewater treatment plants, China. *Chemosphere*, vol. 68, issue 9, August 2007, pp. 1751-1762.
- [12] Camacho-Muñoz D., Martín J., Santos J.L., Aparicio I., Alonso E.: Occurrence of surfactants in wastewater: Hourly and seasonal variations in urban and industrial wastewaters from Seville (Southern Spain). *Science of the Total Environment*, vol. 468-469, 15 January 2014, pp. 977-984.
- [13] Chen C.Y.: The oxidation of di-(2-ethylhexyl) phthalate (DEHP) in aqueous solution by UV/H₂O₂ photolysis. *Water Air Soil Pollut.*, no. 209 (1-4) 2010, pp. 411-417.
- [14] Clara M., Scharf S., Scheffknecht C., Gans O.: Occurrence of selected surfactants in untreated and treated sewage. *Water Research*, vol. 41, issue 19, November 2007, pp. 4339-4348.
- [15] Clara M., Windhofer G., Hartl W., Braun K., Simon M., Gans O., Scheffknecht C., Chovanec A.: Corrigendum to "Occurrence of phthalates in surface runoff, untreated and treated wastewater and fate during wastewater treatment". *Chemosphere*, no. 78(9), 1078-1084.
- [16] Clara M., Windhofer G., Hartl W., Braun K., Simon M., Gans O., Scheffknecht C., Chovanec A.: Occurrence of phthalates in surface runoff, untreated and treated wastewater and fate during wastewater treatment. *Chemosphere*, vol. 78, issue 9, February 2010, pp. 1078-1084.
- [17] Corada-Fernández C., Lara-Martín P.A., Candela L., González-Mazo E.: Vertical distribution profiles and diagenetic fate of synthetic surfactants in marine and freshwater sediments. *Science of The Total Environment*, vol. 461-462, 1 September 2013, pp. 568-575.
- [18] Dachs J., van Ry D.A., Eisenreich S.J.: Occurrence of estrogenic nonylphenols in the urban and coastal atmosphere of the lower Hudson river estuary. *Environ. Sci. Technol.*, no. 33 (1999), pp. 266-2679.
- [19] Dargnat C., Teil M.-J., Chevreuil M., Blanchard M.: Phthalate removal throughout wastewater treatment plant. Case study of Marne Aval station (France). *Science of the Total Environment*, vol. 407, issue 4, 1 February 2009, pp. 1235-1244.
- [20] David A., Fenet H., Gomez E.: Alkylphenols in marine environments: Distribution monitoring strategies and detection considerations. *Mar. Pollut. Bull.*, no. 58 (2009), pp. 953-960.

- [21] Deblonde T., Cossu-Leguille C., Hartemann P.: Emerging pollutants in wastewater: A review of the literature. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, vol. 214, issue 6, November 2011, pp. 442-448.
- [22] Ding W.-H., Tzing S.-H., Lo J.-H.: Occurrence and concentrations of aromatic surfactants and their degradation products in river waters of Taiwan. *Chemosphere*, no. 38 (1999), pp. 2597-2606.
- [23] Dyrektywa 2000/60/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 23 października 2000 r. ustanawiająca ramy wspólnotowego działania w dziedzinie polityki wodnej (Dz.U.UE L z dnia 22 grudnia 2000 r.).
- [24] Dyrektywa Komisji 2007/19/WE z dnia 2 kwietnia 2007 r. zmieniająca dyrektywę 2002/72/WE w sprawie materiałów i wyrobów z tworzyw sztucznych przeznaczonych do kontaktu ze środkami spożywczymi oraz Dyrektywę Rady 85/572/EWG ustanawiającą wykaz płynów modelowych do zastosowania w badaniach migracji składników materiałów i wyrobów z tworzyw sztucznych przeznaczonych do kontaktu ze środkami spożywczymi (tekst mający znaczenie dla EOG).
- [25] Farrell M., Jones D.L.: Critical evaluation of municipal solid waste composting and potential compost markets *Bioresource Technology*, vol. 100, issue 19, October 2009, pp. 4301-4310.
- [26] Fauser P., Vikelsøe J., Sørensen P.B., Carlsen L.: Phthalates, nonylphenols and LAS in an alternately operated wastewater treatment plant-fate modelling based on measured concentrations in wastewater and sludge. *Water Research*, vol. 37, issue 6, March 2003, pp. 1288-1295.
- [27] Ferguson P.L., Iden C.R., Brownawell B.J.: Distribution and fate of neutral alkylphenol ethoxylate metabolites in a sewage-impacted urban estuary. *Environ. Sci. Technol.*, no. 35, 2001, pp. 2428-2435.
- [28] Fernández M.A., Gómara B., González M.J.: Occurrence of phthalates and their metabolites in the environment and human health implications. *The Handbook of Environmental Chemistry Emerging Organic Contaminants and Human Health*, 2012.
- [29] Ferreira de Oliveira T., Chedeville O., Cagnon B., Fauduet H.: Degradation kinetics of DEP in water by ozone/activated carbon process: Influence of pH. *Desalination*, vol. 269, issues 1-3, 15 March 2011, pp. 271-275.
- [30] Fromme H., Kuchler T., Otto T., Pilz K., Müller J., Wenzel A.: Occurrence of phthalates and bisphenol A and F in the environment. *Water Research*, vol. 36, issue 6, 2002, pp. 1429-1438.
- [31] Gao D., Li Z., Wen Z., Ren N.: Occurrence and fate of phthalate esters in full-scale domestic wastewater treatment plants and their impact on receiving waters along the Songhua River in China. *Chemosphere*, vol. 95, January 2014, pp. 24-32.
- [32] Gasperi J., Garnaud S., Rocher V., Moilleron R.: Priority pollutants in surface waters and settleable particles within a densely urbanised area: Case study of Paris (France). *Science of The Total Environment*, vol. 407, issue 8, 1 April 2009, pp. 2900-2908.
- [33] Gimeno P., Thomas S., Bousquet C., Maggio A.-F., Civade C., Brenier C., Bonnet P.-A.: Identification and quantification of 14 phthalates and 5 non-phthalate plasticizers in PVC medical devices by GC-MS. *Journal of Chromatography B: Analytical Technologies in the Biomedical and Life Sciences*, vol. 949-950, April 2014, pp. 99-108.

- [34] Gomez V., Ferreres L., Pocurull E., Borrull F.: Determination of non-ionic and anionic surfactants in environmental water matrices. *Talanta*, vol. 84, issue 3, 15 May 2011, pp. 859-866.
- [35] González S., Petrovic M., Barceló D.: Removal of a broad range of surfactants from municipal wastewater – Comparison between membrane bioreactor and conventional activated sludge treatment. *Chemosphere*, vol. 67, issue 2, February 2007, pp. 335-343.
- [36] Hernández-Leal L., Temmink H., Zeeman G., Buisman C.J.N.: Removal of micropollutants from aerobically treated grey water via ozone and activated carbon. *Water Research*, vol. 45, issue 9, April 2011, pp. 2887-2896.
- [37] Isobe T., Takada H.: Determination of degradation products of alkylphenol polyethoxylates in municipal wastewaters and rivers in Tokyo, Japan. *Environmental Toxicology and Chemistry*, vol. 23, no. 3, March 2004, pp. 599-605.
- [38] Jakubowska A.: Współczesne surfaktanty i ich struktury micelarne tworzone w roztworach wodnych. *Wiadomości Chemiczne*, nr 67, 2013, s. 983-999.
- [39] Julinová M., Slavík R.: Removal of phthalates from aqueous solution by different adsorbents: A short review. *Journal of Environmental Management*, vol. 94, issue 1, February 2012, pp. 13-24.
- [40] Kabsch-Korbutowicz M., Majewska-Nowak K.: Usuwanie mikrozanieczyszczeń organicznych z wody w procesie ultrafiltracji. *Ochrona Środowiska*, nr 1 (68), 1998, s. 7-12.
- [41] Kaleta J.: Substancje powierzchniowo czynne w środowisku wodnym. *Inżynieria i Ochrona Środowiska*, t. 8, nr 1, 2005, s. 99-115.
- [42] Kasprzyk-Hordern B., Dinsdale R.M., Guwy A.J.: The removal of pharmaceuticals, personal care products, endocrine disruptors and illicit drugs during wastewater treatment and its impact on the quality of receiving waters. *Water Research*, vol. 43, issue 2, February 2009, pp. 363-380.
- [43] Kermanshahi pour A., Cooper D.G., Mamer O.A., Maric M., Nicell J.A.: Mechanisms of biodegradation of dibenzoate plasticizers. *Chemosphere*, vol. 77, issue 2, September 2009, pp. 258-263.
- [44] Kermanshahi pour A., Roy R., Cooper D.G., Maric M., Nicell J.A.: Biodegradation kinetics of dibenzoate plasticizers and their metabolites. *Biochemical Engineering Journal*, vol. 70, 15 January 2013, pp. 35-45.
- [45] Khan M.H., Jung J.Y.: Ozonation catalyzed by homogeneous and heterogeneous catalysts for degradation of DEHP in aqueous phase. *Chemosphere*, vol. 72, issue 4, June 2008, pp. 690-696.
- [46] Klopffer W.: Environmental hazard assessment of chemicals and products. Part V: Anthropogenic chemicals in sewage sludge. *Chemosphere*, no. 33 (1996), pp. 1067-1081.
- [47] Kryłów M.: Mikrozanieczyszczenia środowiska wodnego. *Czasopismo Techniczne*, z. 4, 2005, s. 17-26.
- [48] Kuch H.M., Ballschmiter K.: Determination of endocrine-disrupting phenolic compounds and estrogens in surface and drinking water by HRGC-(NCI)-MS in the picogram per liter range. *Environ. Sci. Technol.*, no. 35 (2001), pp. 3201-3206.
- [49] Lara-Martín P.A., Gómez-Parra A., González-Mazo E.: Development of a method for the simultaneous analysis of anionic and non-ionic surfactants and their carboxylated metabolites in environmental samples by mixed-mode liquid chromatography

- mass spectrometry. *Journal of Chromatography A*, vol. 1137, issue 2, 29 December 2006, pp. 188-197.
- [50] Lara-Martín P.A., Gómez-Parra A., González-Mazo E.: Sources, transport and reactivity of anionic and non-ionic surfactants in several aquatic ecosystems in SW Spain: A comparative study. *Environmental Pollution*, vol. 156, issue 1, November 2008, pp. 36-45.
- [51] Lara-Martín P.A., Petrovic M., Gómez-Parra A., Barceló D., González-Mazo E.: Presence of surfactants and their degradation intermediates in sediment cores and grabs from the Cadiz Bay area. *Environmental Pollution*, vol. 144, issue 2, November 2006, pp. 483-491.
- [52] Lattuati-Derieux A., Egasse C., Thao-Heu S., Balcar N., Barabant G., Lavédrine B.: What do plastics emit? HS-SPME-GC/MS analyses of new standard plastics and plastic objects in museum collections. *Journal of Cultural Heritage*, vol. 14, issue 3, May 2013, pp. 238-247.
- [53] Lepri L., Del Bubba M., Masi F., Udisti R., Cini R.: Particle size distributions of organic compounds in aqueous aerosols collected from above sewage aeration tanks. *Aerosol. Sci. Technol.*, no. 32, 2000, pp. 404-420.
- [54] Li D., Kim M., Shim W.J., Yim U.H., J.R., Kwon Y.S.: Seasonal flux of nonylphenol in Han River, Korea. *Chemosphere*, no. 56, 2004, pp. 1-6.
- [55] Linares R.V., Yangali-Quintanilla V., Li Z., Amy G.: Rejection of micropollutants by clean and fouled forward osmosis membrane. *Water Research*, vol. 45, issue 20, 15 December 2011, pp. 6737-6744.
- [56] Liwarska-Bizukojc E., Scheumann R., Drews A., Bracklow U., Kraume M.: Effect of anionic and nonionic surfactants on the kinetics of the aerobic heterotrophic biodegradation of organic matter in industrial wastewater. *Water Research*, vol. 42, issues 4-5, February 2008, pp. 923-930.
- [57] Luks-Betlej K., Popp P., Janoszka B., Paschke H.: Solid-phase microextraction of phthalates from water. *Journal of Chromatography A*, vol. 938, issues 1-2, 14 December 2001, pp. 93-101.
- [58] Luo Y., Guo W., Ngo H.H., Nghiem L.D., Hai F.I., Zhang J., Liang S., Wang X.C.: A review on the occurrence of micropollutants in the aquatic environment and their fate and removal during wastewater treatment. *Science of The Total Environment*, vol. 473-474, 1 March 2014, pp. 619-641.
- [59] Magdoui S., Daghrir R., Brar S.K., Drogui P., Tyagi R.D.: Di 2-ethyl-hexylphtalate in the aquatic and terrestrial environment: A critical review. *Journal of Environmental Management*, vol. 127, 30 September 2013, pp. 36-49.
- [60] Marcilla A., García S., García-Quesada J.C.: Migrability of PVC plasticizers. *Polymer Testing*, vol. 27, issue 2, April 2008, pp. 221-233.
- [61] Marcilla A., García S., García-Quesada J.C.: Study of the migration of PVC plasticizers. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, vol. 71, issue 2, June 2004, pp. 457-463.
- [62] Martínez C., Ramírez N., Gómez V., Pocurull E., Borrull F.: Simultaneous determination of 76 micropollutants in water samples by headspace solid phase microextraction and gas chromatography – mass spectrometry. *Talanta*, vol. 116, 15 November 2013, pp. 937-945.

- [63] Marttinen S.K., Kettunen R.H., Rintala J.A.: Occurrence and removal of organic pollutants in sewages and landfill leachates. *Science of The Total Environment*, vol. 301, issues 1-3, 1 January 2003, pp. 1-1.
- [64] Marttinen S.K., Kettunen R.H., Sormunen K.M., Rintala J.A.: Removal of bis (2-ethylhexyl) phthalate at a sewage treatment plant. *Water Research*, vol. 37, issue 6, March 2003, pp. 1385-1393.
- [65] Maycock D., Fawell J., Merrington G., Watts C.: Review of England and Wales monitoring data for which a national or international standard has been set. *Guidel. Drinking Water Qual.*, 2008, pp. 1-14.
- [66] Medellín-Castillo N.A., Ocampo-Pérez R., Leyva-Ramos R., Sanchez-Polo M., Rivera-Utrilla J., Méndez-Díaz J.D.: Removal of diethyl phthalate from water solution by adsorption, photo-oxidation, ozonation and advanced oxidation process (UV/H₂O₂, O₃/H₂O₂ and O₃/activated carbon). *Science of The Total Environment*, vol. 442, 1 January 2013, pp. 26-35.
- [67] Nagarnaik P.M., Boulanger B.: Advanced oxidation of alkylphenol ethoxylates in aqueous systems. *Chemosphere*, vol. 85, issue 5, October 2011, pp. 854-860.
- [68] Nalli S., Cooper D.G., Nicell J.A.: Metabolites from the biodegradation of di-ester plasticizers by *Rhodococcus rhodochrous*. *Science of the Total Environment*, vol. 366, issue 1, 31 July 2006, pp. 286-294.
- [69] Oehlmann J., Schulte-Oehlmann U., Kloas W., Jagnytsch O., Lutz I., Kusk K.O., Wollenberger L., Santos E.M., Paull G.C., Van Look K.J.W., Tyler C.R.: A critical analysis of the biological impacts of plasticizers on wildlife. *Phil. Trans. R. Soc. B.*, 2009, vol. 364, no. 1526, pp. 2047-2062.
- [70] Oliver R., May E., Williams J.: The occurrence and removal of phthalates in a trickle filter STW. *Water Research*, vol. 39, issue 18, November 2005, pp. 4436-4444.
- [71] Oller I., Malato S., Sánchez-Pérez J.A.: Combination of advanced oxidation processes and biological treatments for wastewater decontamination – A review. *Science of The Total Environment*, vol. 409, issue 20, 15 September 2011, pp. 4141-4166.
- [72] Paria S.: Surfactant-enhanced remediation of organic contaminated soil and water. *Advances in Colloid and Interface Science*, vol. 138, issue 1, 21 April 2008, pp. 24-58.
- [73] Pham T.T.H., Tyagi R.D., Brar S.K., Surampalli R.Y.: Effect of ultrasonication and Fenton oxidation on biodegradation of bis(2-ethylhexyl) phthalate (DEHP) in wastewater sludge. *Chemosphere*, vol. 82, issue 6, February 2011, pp. 923-928.
- [74] Priac A., Morin-Crini N., Druart C., Gavoille S., Bradu C., Lagarrigue C., Torri G., Winterton P., Crini G.: Alkylphenol and alkylphenol polyethoxylates in water and wastewater: A review of options for their elimination. *Arabian Journal of Chemistry* (available online 2 June 2014).
- [75] Psillakis E., Kalogerakis N. Hollow-fibre liquid-phase microextraction of phthalate esters from water. *Journal of Chromatography A*, vol. 999, issues 1-2, 30 May 2003, pp. 145-153.
- [76] Rahman M., Brazel C.S.: The plasticizer market: An assessment of traditional plasticizers and research trends to meet new challenges. *Progress in Polymer Science*, vol. 29, issue 12, December 2004, pp. 1223-1248.

- [77] Ratola N., Cincinelli A., Alves A., Katsoyiannis A.: Occurrence of organic micro-contaminants in the wastewater treatment process. A mini review. *Journal of Hazardous Materials*, vol. 239-240, 15 November 2012, pp. 1-18.
- [78] Rivera-Utrilla J., Sánchez-Polo M., Ferro-García M.Á., Prados-Joya G., Ocampo-Pérez R.: Pharmaceuticals as emerging contaminants and their removal from water. A review. *Chemosphere*, vol. 93, issue 7, October 2013, pp. 1268-1287.
- [79] Roslev P., Vorkamp K., Aarup J., Frederiksen K., Nielsen P.H.: Degradation of phthalate esters in an activated sludge wastewater treatment plant. *Water Research*, vol. 41, issue 5, March 2007, pp. 969-976.
- [80] Rudel R.A., Dodson R.E., Perovich L.J., Morello-Frosch R., Camann D.E., Zuniga M.M., Yau A.Y., Just A.C., Green Brody J.: Semivolatile endocrine-disrupting compounds in paired indoor and outdoor air in two northern California communities. *environ. Sci. Technol.*, no. 44, 2010, pp. 6583-6590.
- [81] Sanderson H., Dyer S.D., Price B.B., Nielsen A.M., van Compernelle R., Selby M., Stanton K., Evans A., Ciarlo M., Sedlak R.: Occurrence and weight-of-evidence risk assessment of alkyl sulfates, alkyl ethoxysulfates, and linear alkylbenzene sulfonates (LAS) in river water and sediments. *Science of The Total Environment*, vol. 368, issues 2-3, 15 September 2006, pp. 695-712.
- [82] Serodio P., Nogueira J.M.F.: Considerations on ultra-trace analysis of phthalates in drinking water. *Water Res.*, no. 40 (13), 2006, pp. 2572-2582.
- [83] Sidhu S., Gullet B., Striebich R., Klosterman J.R., Contreras J., DeVito M.: Endocrine disrupting chemical emissions from combustion sources: Diesel particulate emissions and domestic waste open burn emissions. *Atmos Environ*, no. 39, 2005, pp. 801-811.
- [84] Smol M., Włodarczyk-Makula M.: Możliwości usuwania WWA ze ścieków w procesach fizyczno-chemicznych. *Inżynieria Środowiska, Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Zielonogórskiego*, nr 141, 2011.
- [85] Solé M., de Alda L.M.J., Castillo M., Porte C., Ladegaard-Pedersen K., Barcelo D.: Estrogenicity determination in sewage treatment plants and surface waters from the Catalanian area (NE Spain). *Environ. Sci. Technol.*, no. 34 (2000), pp. 5076-5083.
- [86] Tan B.L.L., Hawker D.W., Müller J.F., Leusch F.D.L., Tremblay L.A., Chapman H.F.: Comprehensive study of endocrine disrupting compounds using grab and passive sampling at selected wastewater treatment plants in South East Queensland, Australia. *Environment International*, vol. 33, issue 5, July 2007, pp. 654-669.
- [87] Tan B.L.L., Hawker D.W., Müller J.F., Leusch F.D.L., Tremblay L.A., Chapman H.F.: Modelling of the fate of selected endocrine disruptors in a municipal wastewater treatment plant in South East Queensland, Australia. *Chemosphere*, vol. 69, issue 4, September 2007, pp. 644-654.
- [88] Teil M.J., Blanchard M., Dargnat C., Larcher-Tiphagne K., Chevreuil M.: Occurrence of phthalate diesters in rivers of the Paris district (France). *Hydrol Process*, no. 21, 2007, pp. 2515-2525.
- [89] Tomaszewicz-Potępa A., Odrobina M.: Laboratoryjne określenie wpływu stężenia detergentów na aktywność osadu czynnego z uwzględnieniem parametrów ścieków miejsko-przemysłowych. *Ekologia i Technika*, vol. XI, nr 2, 2003, s. 3-9.
- [90] Ventrice P., Ventrice D., Russo E., De Sarro G.: Phthalates: European regulation, chemistry, pharmacokinetic and related toxicity. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, vol. 36, issue 1, July 2013, pp. 88-96.

- [91] Vieira M.G.A., Da Silva M.A., Dos Santos L.O., Beppu M.M.: Natural-based plasticizers and biopolymer films: A review. *European Polymer Journal*, no. 47 (3) 2011, pp. 254-263.
- [92] Vitali M., Guidotti M., Macilenti G., Cremisini C.: Phthalate esters in freshwaters as markers of contamination sources – A site study in Italy. *Environment International*, vol. 23, issue 3, 1997, pp. 337-347.
- [93] Wibbertmann A., Mangelsdorf I., Gamon K., Sedlak R.: Toxicological properties and risk assessment of the anionic surfactants category: Alkyl sulfates, primary alkane sulfonates, and α -olefin sulfonates. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, vol. 74, issue 5, July 2011, pp. 1089-1106.
- [94] Writer J.H., Barber L.B., Brown G.K., Taylor H.E., Kiesling R.L., Ferrey M.L., Jahns N.D., Bartell S.E., Schoenfuss H.L.: Anthropogenic tracers, endocrine disrupting chemicals, and endocrine disruption in Minnesota lakes. *Sci. Total Environ.*, no. 409, 2010, pp. 100-111.
- [95] Xu et al.: Photochemical degradation of diethyl phthalate with UV/H₂O₂. *J. Hazard. Mater.*, no. 139 (1), 2007, pp. 132-139.
- [96] Ying G.G.: Fate, behavior and effects of surfactants and their degradation products in the environment. *Environment International*, vol. 32, issue 3, April 2006, pp. 417-431.
- [97] Yu C-P., Deeb R.A., Chu K.H.: Microbial degradation of steroidal estrogens *Chemosphere*, vol. 91, issue 9, May 2013, pp. 1225-1235.
- [98] Yuwatini E., Hata N., Taguchi S.: Behavior of di(2-ethylhexyl) phthalate discharged from domestic waste water into aquatic environment. *J. Environ. Monitor*, no. 8, 2006, pp. 191-196.
- [99] Zhang W., Xu Z., Pan B., Lv L., Zhang Q., Zhang Q., Du W., Pan B., Zhang Q.: Assessment on the removal of dimethyl phthalate from aqueous phase using a hydrophilic hyper cross linked polymer resin NDA-702. *J. Colloid Interf. Sci.*, 311, 2007, pp. 382-390.

ENVIRONMENTAL FATE OF SELECTED MICROPOLLUTANTS

Summary

The work includes a review of the literature on the properties and the occurrence phthalates and surfactants in various components of the environment and the possibility of their removal from wastewater. Analysis of the available literature showed that surface waters and sediments contain high concentrations of phthalates and surfactants from industrial and municipal wastewater. In many cases, the degree of removal is insufficient and a significant part of these compounds is introduced to the environment in unmodified form or in the form of more toxic metabolites. The results of a study published in the literature are inconsistent. The authors in their study confirmed that the elimination of these compounds depends primarily on the environmental matrix. In addition, provides information on research in the application of advanced oxidation methods (UV/H₂O₂, O₃/H₂O₂ i O₃/AC) to remove these compounds from wastewater. Advanced oxidation methods do not get clear results. Advanced oxidation methods may increase the possibility of formation of intermediate degradation products, which are often more toxic than the parent com-

pounds. Good results are achieved by employing combined methods, consisting of several processes.

Keywords: micropollutants, phthalates, surfactants, wastewater

Przesłano do redakcji: 15.12.2014 r.

Przyjęto do druku: 28.03.2015 r.

DOI: 10.7862/rb.2015.19

Katarzyna MAJ¹
Adam MASŁOŃ²

WIELOPARAMETRYCZNA OCENA EFEKTYWNOŚCI OCZYSZCZALNI ŚCIEKÓW W RZESZOWIE PRZED MODERNIZACJĄ

Przedmiotem opracowania jest wieloparametryczna ocena efektywności oczyszczalni ścieków w Rzeszowie przed jej modernizacją. Miejska oczyszczalnia ścieków w Rzeszowie wybudowana w latach 1974-1988 była wielokrotnie modernizowana (1992-1998, 2001, 2003-2004, 2012-2013). Projektowana średniodobowa przepustowość wynosi $Q_{dśr} = 62\,500\text{ m}^3\cdot\text{d}^{-1}$, $Q_{dmax} = 75\,000\text{ m}^3\cdot\text{d}^{-1}$, a równoważna liczba mieszkańców 400000 RLM. Technologia oczyszczania ścieków zakłada mechaniczno-biologiczne oczyszczanie ścieków ze zintegrowanym usuwaniem substancji biogennych oparte na konwencjonalnym wielofazowym osadzie czynnym z denitryfikacją wyprzedzającą i nityfikacją w układzie cyrkulacyjnym. Ciąg technologiczny obiektu stanowi krata schodkowa, piaskownik poziomy, osadnik wstępny, komora osadu czynnego oraz osadniki wtórne. Od stycznia 2011 do grudnia 2013 r. oczyszczalnia ścieków w Rzeszowie pracowała w zmiennych warunkach obciążeń hydraulicznych. Średni przepływ w analizowanym okresie wynosił $39\,961\text{ m}^3\cdot\text{d}^{-1}$. W latach 2011-2013 średnia efektywność usuwania zanieczyszczeń ze ścieków w oczyszczalni komunalnej w Rzeszowie wyniosła: BZT₅ – $98,1 \pm 1,05\%$, ChZT_{Cr} – $94,4 \pm 2,34\%$, zawiesina ogólna – $97,5 \pm 2,21\%$, azot ogólny – $76,4 \pm 6,48\%$, fosfor ogólny – $94,1 \pm 5,23\%$. W analizowanym okresie oczyszczalnia ścieków zapewniała właściwą skuteczność usuwania zanieczyszczeń względem wymagań określonych w pozwoleniu wodnoprawnym. Interpretacja efektywności oczyszczalni ścieków w odniesieniu do wymagań określonych w RMS dla obiektów o wielkość RLM ≥ 100000 wykazała liczne przekroczenia wartości dopuszczalnych. Wskazuje to na potrzebę modernizacji oczyszczalni przede wszystkim w zakresie usuwania związków biogennych. Modernizacja oczyszczalni ścieków przyczyni się do zmniejszenia odprowadzanego do środowiska wodnego ładunku zanieczyszczeń związków biogennych, ograniczenia ryzyka eutrofizacji wód odbiornika i w konsekwencji do poprawy jakości środowiska wodnego.

Słowa kluczowe: ścieki, oczyszczalnia ścieków, wskaźniki zanieczyszczeń

¹ Katarzyna Maj, Politechnika Rzeszowska

² Autor do korespondencji/corresponding author: Adam Masłoń, Politechnika Rzeszowska, al. Po-wstańców Warszawy 6, 35-959 Rzeszów, tel. 17 7432407, amaslon@prz.edu.pl

1. Wprowadzenie

Oczyszczanie ścieków to proces realizowany w celu zmniejszenia koncentracji zanieczyszczeń w ściekach, obniżenia ich stężenia do poziomów odpowiadających zapisom w aktualnych rozporządzeniach. Proces oczyszczania ścieków w oczyszczalniach mechaniczno-biologicznych z usuwaniem substancji biogenych – azotu w procesach nitryfikacji i denitryfikacji oraz fosforu w procesie defosfatacji biologicznej – bądź strącania chemicznego wynika z działań ochronnych względem odbiorników ścieków. Przyjmowane przez odbiornik ścieki oczyszczone powinny zawierać takie ładunki zanieczyszczeń, które nie spowodują pogorszenia jego stanu czystości.

W celu uzyskania pewności o odpowiedniej wysokości ładunków odprowadzanych do odbiornika należy wykonać odpowiednią analizę jakości ścieków. Wykonanie analizy jakościowej ścieków pozwala ocenić prawidłowość funkcjonowania oczyszczalni ścieków oraz wpływ odprowadzanych ścieków na odbiornik i środowisko wodne.

2. Charakterystyka oczyszczalni ścieków w Rzeszowie

Miejska oczyszczalnia ścieków w Rzeszowie jest zlokalizowana przy ul. Ciepłowniczej 2, na prawym brzegu rzeki Wisłok, w północnej części miasta oddalona około 3,1 km od centrum. Rzędne terenu oczyszczalni ścieków wahają się między 197,70 a 200,20 m n.p.m. [5]. Rzeka Wisłok – lewy dopływ Sanu stanowi sieć hydrograficzną w tym rejonie, przepływa w odległości około 100 m od oczyszczalni i jest bezpośrednim odbiornikiem ścieków oczyszczonych z rzeszowskiego obiektu [5, 14].

W większej części Rzeszowa funkcjonuje rozdzielczy systemem kanalizacji. Lewobrzeżna część miasta odprowadza ścieki systemem kanalizacji ogólnospławnej. Obecnie trwa przebudowa kanalizacji w celu całkowitego rozdzielenia systemu kanalizacji sanitarnej na obszarze całego miasta [5, 8]. Ze względu na zróżnicowane ukształtowanie terenu i dołączanie do sieci nowych osiedli oraz gmin konieczna jest budowa przepompowni. Obecnie na terenie miasta jest eksploatowanych 81 przepompowni. Długość kanalizacji sanitarnej wynosi łącznie 619,3 km długości (107,2 km stanowią przyłącza) [5, 8]. Ze względu na rozwój miasta, budowę nowych osiedli oraz przyłączania do miasta nowych obszarów zostały podjęte działania, które obejmują budowę nowych odcinków dla sieci kanalizacji sanitarnej. Z chwilą rozpoczęcia działań były to głównie tereny bez możliwości przyłączenia do kanalizacji sanitarnej. Pod koniec 2012 r. skanalizowanie miasta stanowiło 98% [8]. Wody opadowe są odprowadzane z terenu Rzeszowa do rzeki Wisłok. Lokalne odbiorniki wód deszczowych dla lewobrzeżnej części Rzeszowa to: kolektor Baranówka, kolektor przechodzący przez Staromieście i ulicę Trembeckiego, potoki: Hermanówka, Przyrwa, Mikośka, Lubcza, Paryja,

natomiast dla prawobrzeżnej części miasta: Strug i Młynówka. Większa część kanalizacji deszczowej jest powiązana z wymienionymi odbiornikami, a pozostałe wody opadowe są odprowadzane bezpośrednio do rzeki Wisłok. Sieć kanalizacji deszczowej wynosi łącznie 335,6 km długości (stan na 31 grudnia 2012 r.) [5, 8]. Sieci kanalizacyjne eksploatuje Miejskie Przedsiębiorstwo Wodociągów i Kanalizacji Sp. z o.o. w Rzeszowie.

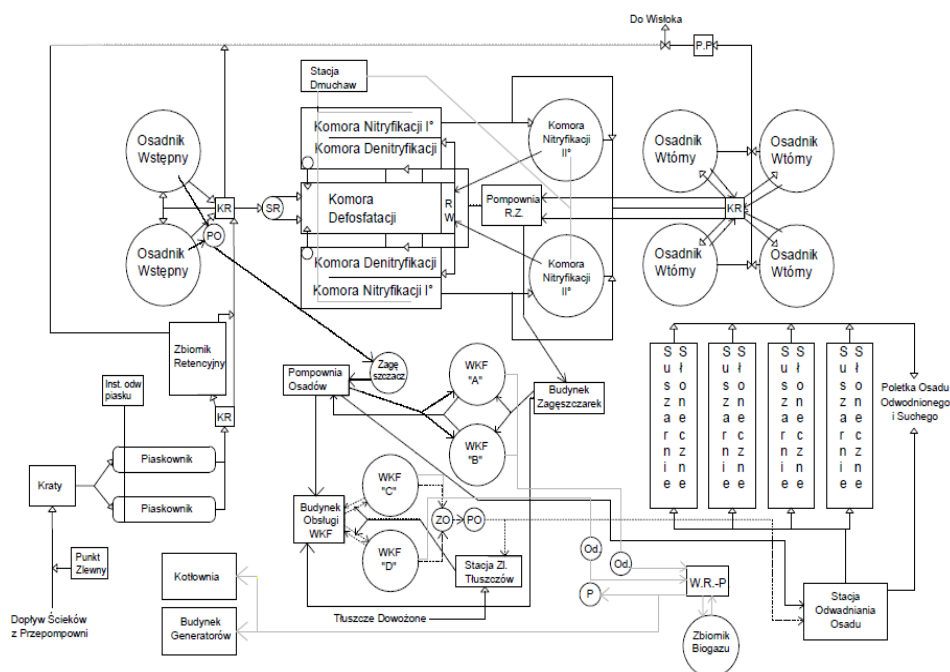
Oczyszczalnia ścieków w Rzeszowie została wybudowana w latach 1974-1988. Linia technologiczna oczyszczalni ścieków była modernizowana etapami w latach 1992-1998 do systemu Bardenpho. Modernizacja zwiększyła przepustowość oczyszczalni do obecnej wartości 62 500 m³/d. Obliczeniowe obciążenie hydrauliczne oczyszczalni ścieków w Rzeszowie wynosi $Q_{d\text{sr}} = 62\,500 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$, $Q_{d\text{max}} = 75\,000 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ oraz 400000 RLM [5]. Wprowadzono automatyczną kontrolę i sterowanie procesami technologicznymi oraz urządzeniami do mechanicznego zagęszczania i odwadniania osadów [5]. W 2001 roku zmodyfikowano system oczyszczania ścieków na system MUCT, wprowadzając recyrkulację z komory denitryfikacji do komory defosfatacji. W latach 2003-2004 dokonano kolejnej modernizacji części osadowej, która obejmowała budowę dwóch dodatkowych komór fermentacyjnych o pojemności czynnej 2200 m³ każdy [5]. W latach 2012-2013 zmodernizowano część mechaniczną oczyszczalni ścieków. W ramach tego przedsięwzięcia zmodernizowano piaskowniki, halę krat, zbiornik retencyjny, osadniki wstępne i wtórne.

Obecnie w oczyszczalni ścieków w Rzeszowie jest przeprowadzana modernizacja części biologicznej, która zakłada wysoko sprawne usuwanie związków biogenych ze ścieków. Zakończenie prac modernizacyjnych przewiduje się na drugą połowę grudnia 2015 r. [5, 14].

Konieczność podjęcia modernizacji części biologicznej wynikała ze zmian wymagań dotyczących jakości ścieków oczyszczonych odprowadzanych z oczyszczalni do odbiornika. Modernizacji wymagały również obiekty zniszczone technicznie przez wieloletnią eksploatację. Po przeprowadzonej inwestycji oczyszczalnia ścieków w Rzeszowie będzie posiadała infrastrukturę techniczną, która pozwoli na osiągnięcie wyższej efektywności niż dotychczas oraz spełni wymagania stawiane w Dyrektywie 91/271/EWG w sprawie oczyszczania ścieków komunalnych i w Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 24 lipca 2006 r. w sprawie warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego. Po rozbudowie wielkość oczyszczalni będzie wynosiła 398 000 RLM, tj. o 2 000 RLM mniej niż obecnie [5, 7].

Planowane przedsięwzięcie obejmie modernizację i rozbudowę komór biologicznych z automatyzacją procesu oczyszczania ścieków. Komory biologiczne zwiększą swoją objętość z 25 915 do 49 900 m³. Projekt przewiduje budowę nowej stacji dmuchaw, nowej pompowni osadu wstępnego oraz węzła koagulacji odcieków z odwadniania. Zmodernizowany zostanie system sterowania i wizualizacji oczyszczalni ścieków [5].

Technologia oczyszczania ścieków w rzeszowskiej oczyszczalni zakłada mechaniczno-biologiczne oczyszczanie ścieków ze zintegrowanym usuwaniem substancji biogenych według technologii konwencjonalnego wielofazowego osadu czynnego z denitryfikacją wyprzedzającą i nityfikacją w układzie cyrkulacyjnym (rys. 1.). Obejmuje dwa stopnie oczyszczania [5, 7, 8, 14].



Rys. 1. Schemat technologiczny oczyszczalni ścieków w Rzeszowie

Fig. 1. Scheme of technological system of Rzeszów WWTP

Oczyszczanie I^o to oczyszczanie mechaniczne ścieków – ścieki dopływają z pompowni i są dowożone do punktu zlewnego, kanałem ścieków surowych przepływają do budynku krat, gdzie zachodzą procesy cedzenia i sedymentacji realizowane w trzech kolejnych urządzeniach: kratkach, piaskownikach napowietrzanych i osadnikach wstępnych [5]. W budynku krat znajdują się trzy kratki schodkowe mechaniczne, z których skratki trafiają na prasę hydrauliczną i są magazynowane na zewnątrz budynku pod zadaszoną wiatą. Ścieki z krat przepływają grawitacyjnie do dwóch poziomych, dwukomorowych piaskowników z komorą ulgi. Za pomocą zgarniaczy dennych piasek jest zgarniany do leja, a stamtąd pompowany do stanowiska odwadniania, kolejno do płuczki i po zagęszczeniu za pomocą przenośnika śrubowego trafia bezpośrednio na przyczepę. Wyplukany piasek wykorzystuje się na terenie oczyszczalni. Z piaskowników ścieki trafiają

do komory przelewowej, następnie do komory rozdziału i ostatecznie do dwóch osadników wstępnych o pojemności $3\,768\text{ m}^3$ objętości czynnej każdy [5]. Dodatkowym obiektem występującym w mechanicznym węźle oczyszczalni ścieków jest zbiornik retencyjny ścieków opadowych o objętości czynnej $5\,062\text{ m}^3$, do którego trafiają ścieki z komory przelewowej w okresie deszczowym. W zbiorniku retencyjnym są zamontowane dwa mieszadła zatapialne, aby zapobiec sedymentacji i zagniwaniu ścieków. Zbiornik ma wmontowane dwie pompy, z których jedna prowadzi ścieki przez komorę zasuw do osadników wstępnych, a druga pompuje ścieki do komory ściekowej położonej przed piaskownikiem. W osadnikach wstępnych przebiega proces wstępnej sedymentacji zawieszin, skąd są mechanicznie doprowadzane korytami zbiorczymi do studni rozdzielczej. Osad z leja osadowego jest zbierany w komorze osadowej, w której jest zainstalowana pompa zatapialna. Z komory osad trafia przez kanał przed zagęszczacz i grawitacyjnie dopływa do zbiornika zagęszczacza grawitacyjnego. Ścieki oczyszczone mechanicznie są transportowane ze studni rozdzielczej do komory dopływowej, a następnie wpływają do komory defosfatacji (KD) o objętości $2\,775\text{ m}^3$. Tu zaczyna się II° oczyszczania ścieków.

Ścieki kanałami dopływają do dwóch komór biologicznych, które przedzielone przegrodami tworzą komory denitryfikacji (KDN) oraz komory nityfikacji I° (KN1) od strony zewnętrznej. Objętość każdej z nich wynosi $2\,840\text{ m}^3$. Z komór nityfikacji I° ścieki są transportowane kanałem do dwóch komór nityfikacji II° (KN2) o objętości $5\,900\text{ m}^3$ każda. Transport ścieków może być prowadzony również kanałem obiegowym, ścieki trafiają wówczas do rozdzielacza ścieków i osadów umiejscowionych przy osadnikach wtórnych. Ścieki odpływają kanałami z komór nityfikacji II° do rozdzielacza ścieków. W komorach KD znajdują się dwie pompownie ścieków recyrkulowanych, które recyrkulują ścieki z KN2 i przewodami odprowadzają ścieki do komór KDN. Z rozdzielacza ścieki dopływają do czterech osadników wtórnych, ścieki są transportowane króćcami z kolumn do części czynnej osadnika, a osady do komory zewnętrznej. Osad zgromadzony na dnie osadników jest odprowadzany za pomocą systemu ssawkowo-pompowego z systemem zgarniania i odprowadzania części pływających do studni rozdzielczej osadów, skąd trafia do pompowni osadu recyrkulowanego i nadmierne. Dodatkowo jest również stosowane chemiczne końcowe strącanie fosforu ze ścieków za pomocą siarczanu żelaza. Sklarowane ścieki dopływają do koryta przelewowego, następnie są odprowadzane kanałem żelbetowym do kanału zbiorczego ścieków oczyszczonych, gdzie znajduje się punkt poboru prób ścieków oczyszczonych odprowadzanych do odbiornika. Pomiar trafia do komputera w centrali sterowni. Ścieki oczyszczone są odprowadzane kolektorem do rzeki Wisłok w km 58 + 300 [5, 7, 8, 14].

3. Metodyka analizy efektywności pracy oczyszczalni ścieków

Wieloparametryczną ocenę efektywności oczyszczalni w Rzeszowie oparto na wynikach średnich dziennych badań jakościowych ścieków surowych i oczyszczonych wykonanych przez laboratorium oczyszczalni w latach 2011-2013. Analiza opiera się na wybranych wskaźnikach zanieczyszczeń: BZT₅, ChZT_{Cr}, zawiesina ogólna, azot ogólny i fosfor ogólny. Dla każdego wskaźnika zanieczyszczeń otrzymano 1096 wyników badań w ściekach surowych i oczyszczonych.

Oczyszczalnia ścieków w Rzeszowie posiada pozwolenie wodnoprawne [2], którego wymagania prawne są rozbieżne względem Rozporządzenia Ministra Środowiska (RMŚ) z dnia 24 lipca 2006 r. [11] dla obiektów o wielkości RLM \geq 100 000. W pozwoleniu wodnoprawnym określonym dla oczyszczalni ścieków w Rzeszowie nie uwzględniono dopuszczalnego poziomu dla wskaźnika zanieczyszczeń ChZT_{Cr}, ponieważ określono dopuszczalny poziom OWO (tab. 1.).

Tabela 1. Najwyższe dopuszczalne wartości zanieczyszczeń w ściekach oczyszczonych

Table 1. Permissible concentration of pollutants in the treated wastewater

Wskaźnik zanieczyszczeń	Według pozwolenia wodnoprawnego [2]	Według RMŚ [11]
BZT ₅ [mg O ₂ ·dm ⁻³]	15,0	15,0
ChZT _{Cr} [mg O ₂ ·dm ⁻³]	-	125,0
OWO [mg C·dm ⁻³]	40,0	-
Zawiesina ogólna [mg·dm ⁻³]	50,0	35,0
Azot ogólny [mg N·dm ⁻³]	20,0	10,0
Fosfor ogólny [mg P·dm ⁻³]	1,5	1,0

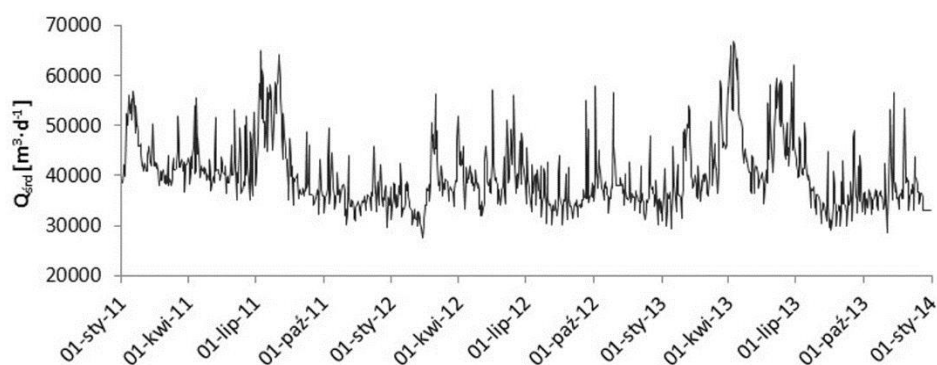
Wyniki badań jakości ścieków surowych i oczyszczonych zostały poddane analizie statystycznej, która pozwoliła na scharakteryzowanie wielkości i zmian stężeń wskaźników zanieczyszczeń. Obliczono podstawowe statystyki opisowe: średnią, minimum, maksimum, medianę, współczynnik zmienności, odchylenie standardowe i rozstęp.

Analizę efektywności oczyszczania ścieków wykonano na podstawie analizy porównawczej ścieków surowych i oczyszczonych, określając procentową redukcję zanieczyszczeń. Dla wiarygodniejszej oceny efektywności oczyszczania ścieków określono niezawodność oczyszczalni pod kątem usuwania wybranych zanieczyszczeń. Do obliczeń niezawodności wykorzystano współczynnik niezawodności WN oraz wskaźnik technologicznej sprawności P_{sw} [9, 12].

4. Analiza wyników funkcjonowania oczyszczalni i dyskusja

4.1. Obciążenie hydrauliczne obiektu

W rozpatrywanym trzyleciu pracy oczyszczalni obciążenie hydrauliczne kształtowało się na poziomie średnio $39\,961\text{ m}^3\cdot\text{d}^{-1}$, stanowiąc 63,9% poziomu zaprojektowanej średniodobowej przepustowości. Nie zaobserwowano periodyczności dopływu ścieków do oczyszczalni (rys. 2.). Największą rozpiętość przepływów średniodobowych zaobserwowano w 2013 r., z kolei najmniejszą w 2011 r. (tab. 2.). Ilość ścieków dopływających do oczyszczalni była ściśle powiązana z opadami atmosferycznymi, które zwiększały dopływ ścieków. Ilość dopływających ścieków do oczyszczalni w 2011 r. była bardzo zróżnicowana. W 2011 roku najniższy dopływ ścieków wyniósł $29\,631\text{ m}^3\cdot\text{d}^{-1}$ (grudzień), natomiast najwyższy $64\,879\text{ m}^3\cdot\text{d}^{-1}$ (lipiec). Średnia ilość ścieków dopływających do oczyszczalni w 2011 r. wynosiła $41\,559\text{ m}^3\cdot\text{d}^{-1}$, co stanowi 66,5% zaprojektowanej przepustowości średniej dobowej. Najniższy średni miesięczny dopływ ścieków odnotowano w miesiącu listopadzie, a największy w lipcu, co było spowodowane obfitymi opadami deszczu w tym miesiącu. W 2012 roku ilość ścieków dopływających do oczyszczalni wahała się w granicach od $27\,610\text{ m}^3\cdot\text{d}^{-1}$ (luty) do $57\,868\text{ m}^3\cdot\text{d}^{-1}$ (październik). Średni przepływ dla rozpatrywanego okresu wynosił $37\,701\text{ m}^3\cdot\text{d}^{-1}$, będący 60,3% zaprojektowanego obciążenia. Najwyższe średnie miesięczne przepływy odnotowano w czerwcu w okresie deszczowej pogody, a najniższe w sierpniu. Funkcjonowanie oczyszczalni ścieków w 2013 r. przebiegało w podobnie zmiennych warunkach hydraulicznych. Przepływ ścieków oscylował w przedziale od $28\,624\text{ m}^3\cdot\text{d}^{-1}$ (listopad) do $66\,773\text{ m}^3\cdot\text{d}^{-1}$ (kwiecień). Średni dobowy przepływ w rozpatrywanym roku kształtował się na poziomie $40\,629\text{ m}^3\cdot\text{d}^{-1}$, co odpowiadało 65% założonego obciążenia. Najwyższy średni miesięczny przepływ odnotowano w kwietniu, najniższy zaś w sierpniu. Wskaźnik roczny przyrostu ścieków w 2012 r. był o 9% niższy niż w roku



Rys. 2. Średnie dobowe ilości ścieków dopływających do oczyszczalni w latach 2011-2013

Fig. 2. The average daily volume of wastewater flowing into the treatment plant in 2011-2013

Tabela 2. Charakterystyka ilościowa ścieków dopływających do oczyszczalni ścieków

Table 2. Quantitative characteristics of the influent wastewater treatment plants

$Q_{\text{śrd}}$ [$\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$]	2011	2012	2013	2011-2013
Wartość średnia	41 559	37 701	40 629	39 961
Wartość minimalna	29 631	27 610	28 624	27 610
Wartość maksymalna	64 879	57 868	66 773	66 773
Sumaryczna ilość ścieków [$\text{m}^3 \cdot \text{a}^{-1}$]	15 169 048	13 798 676	14 829 551	43 757 275

wcześniejszym. Z kolei w 2013 r. do oczyszczalni dopłynęło o 7% więcej ścieków niż w 2012. Na podstawie monitoringu przepływów stwierdzono, że w rozpatrywanym okresie najczęściej występowały przepływy w zakresie $34\,000 \div 38\,000 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ (33% obserwacji). Wyniki powyżej $62\,000 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ i poniżej $30\,000 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ występowały sporadycznie. Podobne zróżnicowanie dopływu ścieków do oczyszczalni zaobserwowano w Jaśle, Warszawie, Tarnowie i Sandomierzu [1, 3, 4, 13].

4.2. Jakość ścieków surowych, obciążenie substratowe obiektu

Do miejskiej oczyszczalni ścieków w Rzeszowie dopływają ścieki bytowe, przemysłowe oraz deszczowe z kanalizacji ogólnospławnej. Jakość ścieków surowych oraz obciążenie ładunkiem zanieczyszczeń determinuje biologiczne oczyszczanie ścieków, przede wszystkim związków biogenych. Analiza danych w rozpatrywanym okresie wykazała zróżnicowane wartości wybranych wskaźników zanieczyszczeń w dopływających ściekach (tab. 3).

Ścieki dopływające do rzeszowskiej oczyszczalni w analizowanym okresie charakteryzowały się nierównomiernym składem jakościowym. Ze względu na rozległą sieć kanalizacyjną i dopływ ścieków z różnych źródeł (ścieki bytowe, przemysłowe i opadowe) nie odnotowano sezonowego zróżnicowania jakości ścieków surowych. Najniższe średnie wartości zanieczyszczeń w ściekach surowych odnotowano w przypadku wszystkich pięciu wskaźników w 2011 r.

Dynamika zmian jakościowo-ilościowych ścieków surowych przekładała się na zróżnicowane obciążenie substratowe obiektu. Rozrzut dobowych ładunków zawiesiny ogólnej oscylował na poziomie $3672,6 \div 61423,2 \text{ kg} \cdot \text{d}^{-1}$. Z kolei średnie dobowe obciążenie oczyszczalni ładunkiem zanieczyszczeń organicznych wyrażonych wskaźnikami BZT_5 i ChZT_{Cr} wyniosło odpowiednio $4090,5 \div 39079,4 \text{ kg O}_2 \cdot \text{d}^{-1}$ oraz $5333,6 \div 94676,8 \text{ kg O}_2 \cdot \text{d}^{-1}$. Dobowy ładunek związków biogenych obejmował zakres $585,9 \div 4995,5 \text{ kg N} \cdot \text{d}^{-1}$ oraz $133,2 \div 1059,7 \text{ kg P} \cdot \text{d}^{-1}$. Średnie dobowe ładunki zanieczyszczeń dopływające do oczyszczalni w Rzeszowie w danym roku zostały przedstawione w tab. 4. Obliczeniowe obciążenie rzeszowskiej oczyszczalni wynosi $400\,000 \text{ RLM}$. W rozpa-

trywanym trzyleciu średnie obciążenie wyniosło 233 078 RLM. Z kolei w poszczególnych latach równoważna liczba mieszkańców kształtowała się na poziomie: 2011 r. – 237 520 RLM, 2012 r. – 225641 RLM, 2013 r. – 235 538 RLM.

Tabela 3. Zestawienie statystyk opisowych wartości wskaźników zanieczyszczeń w ściekach surowych dla oczyszczalni w Rzeszowie w latach 2011-2013

Table 3. Values of descriptive statistics parameters in raw wastewater at WWTP in Rzeszów in years 2011-2013

Wskaźnik zanieczyszczeń		Średnia	Mediana	Min.	Maks.	Wsp. zmien.	Odch. stand.	Rozstęp
BZT ₅ [mg O ₂ ·dm ⁻³]	2011	342,9	330,0	71,0	920,0	0,35	118,8	849,0
	2012	359,1	357,5	142,0	970,0	0,20	72,7	828,0
	2013	347,8	351,0	38,1	788,0	0,25	85,9	759,9
ChZT _{Cr} [mg O ₂ ·dm ⁻³]	2011	845,6	840,0	180,0	2500,0	0,31	262,2	2320,0
	2012	934,0	940,0	61,0	2350,0	0,20	188,4	1989,0
	2013	951,4	960,0	159,0	2510,0	0,26	246,2	2351,0
Zawiesina ogólna [mg·dm ⁻³]	2011	386,3	390,0	100,0	720,0	0,25	98,3	620,0
	2012	437,0	438,0	102,0	1200,0	0,23	99,7	1098,0
	2013	442,6	440,0	80,0	1140,0	0,28	124,1	1060,0
Azot ogólny [mg N·dm ⁻³]	2011	64,2	67,0	10,0	99,0	0,21	13,7	89,0
	2012	73,2	74,0	37,2	146,0	0,16	12,0	108,8
	2013	64,6	65,0	21,3	96,0	0,21	13,6	74,7
Fosfor ogólny [mg P·dm ⁻³]	2011	10,0	10,0	2,3	19,0	0,28	2,8	16,7
	2012	11,3	11,1	3,7	20,6	0,22	2,5	16,9
	2013	12,2	12,2	3,8	27,2	0,30	3,7	23,4

Tabela 4. Dobowe ładunki zanieczyszczeń w ściekach surowych dopływający do oczyszczalni w Rzeszowie w latach 2011-2013 (wartości średnie)

Table 4. The daily pollutant loads in raw sewage flowing in the sewage treatment plant in Rzeszów in 2011-2013 (the value of average annual)

Ładunek zanieczyszczeń	Zawiesina ogólna [kg·d ⁻¹]	BZT ₅ [kg O ₂ ·d ⁻¹]	ChZT _{Cr} [kg O ₂ ·d ⁻¹]	N _{og} [kg N·d ⁻¹]	P _{og} [kg P·d ⁻¹]
2011	16053,2	14251,2	35140,7	2666,8	416,6
2012	16477,3	13538,5	35213,1	2758,3	424,8
2013	17984,0	14132,3	38653,5	2626,5	497,2
2011-2013	16863,6	13984,7	36377,9	2690,6	446,6

Analiza ładunków zanieczyszczeń wykazała, że w 2013 r. odnotowano dopływ najwyższych średnich ładunków zanieczyszczeń zawiesiny ogólnej, fosforu ogólnego i ChZT_{Cr}. Najwyższy ładunek BZT₅ i azotu ogólnego dopłynął do oczyszczalni w 2011 r. Średni dopływ ładunków w trzyleciu był niższy niż

w 2013 r., z wyjątkiem azotu ogólnego. Średni ładunek azotu ogólnego w latach 2011-2013 był niższy niż odnotowany w 2012 r.

4.3. Efektywność oczyszczania ścieków

Skuteczność usuwania zanieczyszczeń wyrażoną jakością ścieków oczyszczonych oraz procentową redukcją analizowanych wskaźników zanieczyszczeń przedstawiono w tab. 5., 6. oraz na rys. 3., 4.

Tabela 5. Zestawienie statystyk opisowych wartości wskaźników zanieczyszczeń dla ścieków oczyszczonych w oczyszczalni w Rzeszowie w latach 2011-2013

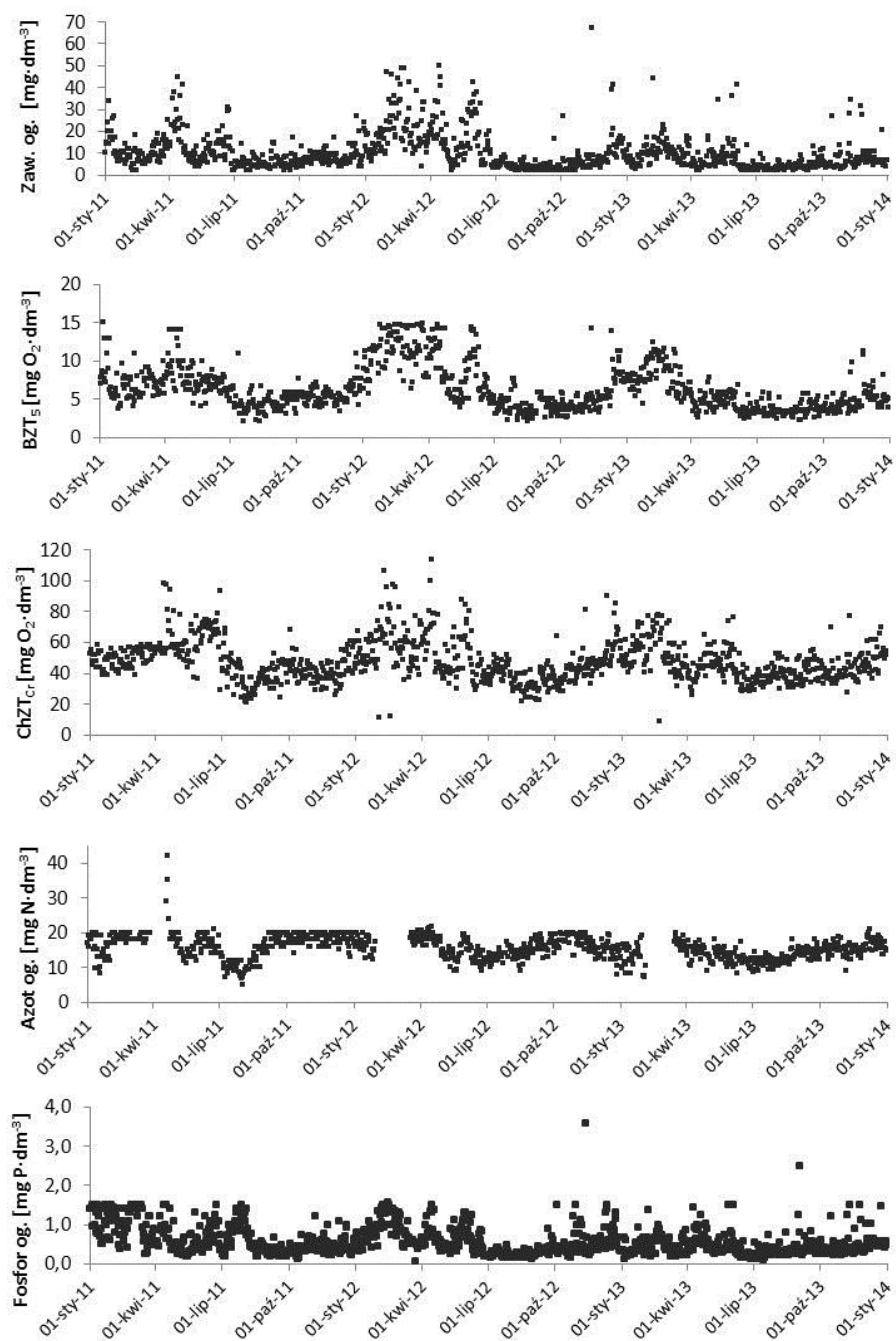
Table 5. Values of descriptive statistics values of pollutants in the effluent of the Rzeszów WWTP in 2011-2013

Wskaźnik zanieczyszczeń		Średnia	Mediana	Min.	Maks.	Wsp. zmien.	Odch. stand.	Rozstęp
BZT ₅ [mg O ₂ ·dm ⁻³]	2011	6,2	5,9	0,0	15,0	0,34	2,1	13,0
	2012	7,3	5,9	2,1	14,9	0,00	3,7	12,8
	2013	5,2	4,6	2,2	12,5	0,40	2,2	10,3
ChZT _{Cr} [mg O ₂ ·dm ⁻³]	2011	48,2	47,0	21,0	98,0	0,27	13,0	77,0
	2012	48,3	45,0	10,9	114,0	0,32	15,6	103,1
	2013	45,5	43,8	8,7	78,0	0,24	11,0	69,3
Zawiesina ogólna [mg·dm ⁻³]	2011	10,0	7,8	2,0	45,0	0,68	6,8	43,0
	2012	12,6	9,0	2,0	67,0	0,87	10,9	65,0
	2013	7,4	5,7	2,0	43,9	0,78	5,8	41,9
Azot ogólny [mg N·dm ⁻³]	2011	16,4	17,0	5,1	42,0	0,24	3,9	36,9
	2012	15,6	15,6	8,0	18,0	0,18	2,8	13,8
	2013	13,9	14,0	7,2	21,0	0,18	2,5	13,8
Fosfor ogólny [mg P·dm ⁻³]	2011	0,7	0,5	0,1	1,5	0,59	0,4	1,4
	2012	0,6	0,5	0,1	3,6	0,65	0,4	3,5
	2013	0,5	0,4	0,1	2,5	0,60	0,3	2,4

Tabela 6. Efektywność usuwania zanieczyszczeń ze ścieków w latach 2011-2013

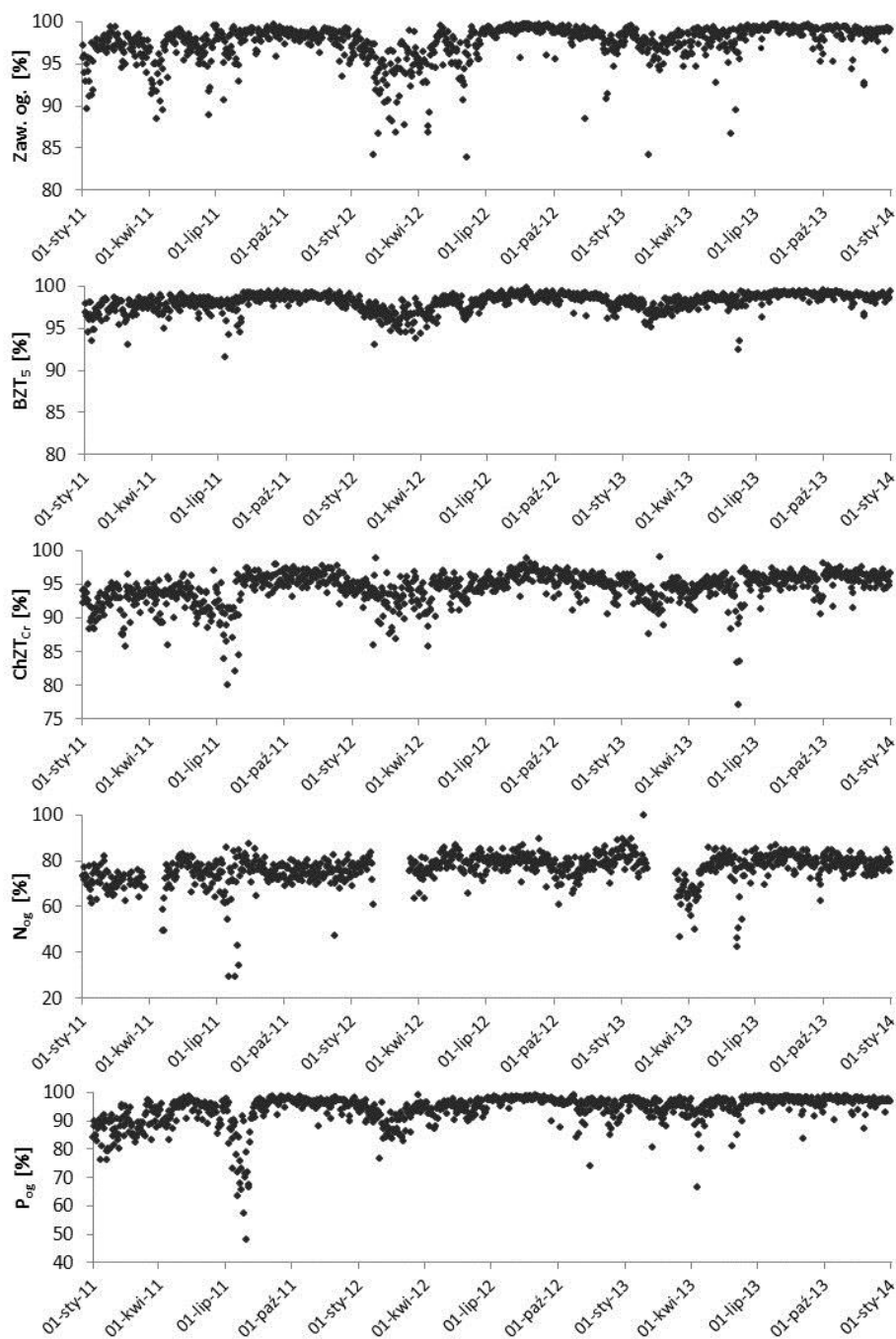
Table 6. The effectiveness of removing contaminants from wastewater in 2011-2013

Statystyka opisowa	Zawiesina ogólna [%]	BZT ₅ [%]	ChZT _{Cr} [%]	N _{og} [%]	P _{og} [%]
Wartość średnia	97,5	98,1	94,4	76,4	94,1
Mediana	98,2	98,4	94,9	77,6	96,0
Wartość minimalna	83,8	91,5	77,1	29,4	47,8
Wartość maksymalna	99,7	99,7	99,1	89,7	99,3
Współczynnik zmienności	0,02	0,01	0,02	0,08	0,06
Odchylenie standardowe	2,21	1,05	2,34	6,48	5,23
Rozstęp	15,9	8,2	22,0	60,3	51,4
Percentyl 10%	94,9	96,7	91,4	69,4	87,9
Percentyl 90%	99,3	99,1	96,7	82,7	98,1



Rys. 3. Jakość ścieków oczyszczonych w latach 2011-2013

Fig. 3. Quality of wastewater from WWTP in years 2011-2013



Rys. 4. Efektywność usuwania zanieczyszczeń ze ścieków w latach 2011-2013

Fig. 4. The effectiveness of removal pollutants from wastewater in years 2011-2013

Analizując funkcjonowanie oczyszczalni w rozpatrywanym trzyleciu, można stwierdzić, że wartości wskaźnika BZT_5 w ściekach oczyszczonych najczęściej występowały w przedziale $3,0 \div 6,0 \text{ mg O}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$ (55,2% wyników). Z kolei najczęściej występujące wartości $ChZT_{Cr}$ wyniosły od 40,0 do $50,0 \text{ mg O}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$ (35,2% obserwacji). Wyniki poniżej $20 \text{ mg O}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$ oraz powyżej $100,0 \text{ mg O}_2 / \text{dm}^3$ odnotowywano incydentalnie. Ścieki oczyszczone charakteryzowały się dobowym ładunkiem zanieczyszczeń organicznych na poziomie $65,9 \div 822,4 \text{ kg O}_2 \cdot \text{d}^{-1}$, (BZT_5) oraz $304,3 \div 6358,1 \text{ kg O}_2 \cdot \text{d}^{-1}$ ($ChZT_{Cr}$). Stężenie zawiesiny ogólnej w ściekach po procesach oczyszczania było zróżnicowane. Najczęściej odnotowywano wartości Z_{og} z przedziału $2,0 \div 8,0 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ (52% obserwacji). Dobowy ładunek zawiesiny ogólnej kształtował się w granicach $60,6 \div 2498,8 \text{ kg} \cdot \text{d}^{-1}$. W analizowanym okresie odnotowano temperaturę w komorze osadu czynnego poniżej 12°C , w związku z czym do analizy efektywności usuwania zanieczyszczeń azotu ze ścieków zgodnie z Rozporządzeniem Ministra Środowiska [11] wyniki te nie zostały uwzględnione. Najwyższa dopuszczalna wartość określona w pozwoleniu wodnoprawnym została przekroczona 11 razy. Stężenie azotu ogólnego w ściekach oczyszczonych określone w rozporządzeniu [11] zostało przekroczone w rozpatrywanym okresie 916 razy na 1096 próbek, czyli ponad 83% próbek nie odpowiadało wymaganiom stawianym dla obiektów o wielkości $RLM \geq 100000$. Najczęściej występowały stężenia azotu ogólnego w odpływie z oczyszczalni w zakresie od $12,0 \text{ mg N} \cdot \text{dm}^{-3}$ do $18,0 \text{ mg N} \cdot \text{dm}^{-3}$ (59,2% obserwacji). Dobowy rozkład azotu ogólnego wynosił od 241,1 do $1720,3 \text{ kg N} \cdot \text{d}^{-1}$. W odniesieniu do pozwolenia wodnoprawnego stężenie fosforu ogólnego w ściekach po oczyszczeniu było wyższe w trzech przypadkach. Podobnie przekroczenia wytycznych zaobserwowano w odniesieniu do rozporządzenia [11], wyższe wartości odnotowano 141 razy, co daje 12,9% prób niespełniających wymagań. Najczęściej stężenie P_{og} występowało w przedziale $0,2 \div 0,4 \text{ mg P} \cdot \text{dm}^{-3}$ (35,4% wyników). Rozkład ładunków fosforu ogólnego w odpływie z oczyszczalni oscylował w przedziale $2,6 \div 132,5 \text{ kg P} \cdot \text{d}^{-1}$. Oczyszczalnia miejska w Rzeszowie w analizowanym okresie osiągnęła wysoki poziom usuwania zanieczyszczeń ze ścieków (tab. 6., rys. 4.).

Efektywność usuwania zawiesiny ogólnej w poszczególnych latach wyniosła: $88,5 \div 99,6\%$ (2011 r.), $83,8 \div 99,7\%$ (2012 r.) i $84,2 \div 99,6\%$ (2013 r.). Skuteczność usuwania zanieczyszczeń organicznych wyrażona stopniem zmniejszania BZT_5 osiągnęła odpowiednio poziom $91,5 \div 99,3\%$ (2011 r.), $93,1 \div 99,7\%$ (2012 r.) i $92,4 \div 99,6\%$ (2013 r.). W odniesieniu do $ChZT_{Cr}$ uzyskano efektywność: $80,0 \div 98,0\%$ (2011 r.), $85,8 \div 98,8\%$ (2012 r.) oraz $77,1 \div 99,1\%$ (2013 r.). Zdecydowanie większy rozrzut sprawności obiektu odnotowano w przypadku związków biogenych. Skuteczność usuwania azotu ogólnego ze ścieków kształtowała się na poziomie $29,4 \div 87,3\%$, $60,7 \div 89,4\%$ i $42,5 \div 89,7\%$ odpowiednio w 2011, 2012 i 2013 r. Z kolei stopień redukcji fosforu ogólnego oscylował w przedziałach $47,8 \div 98,8\%$ (2011 r.), $74,2 \div 99,3\%$ (2012 r.) oraz $66,7 \div 98,8\%$ (2013 r.). Średnia efektywność oczyszczania ścieków w całym rozpatrywanym

okresie wyniosła odpowiednio: $BZT_5 - 98,1 \pm 1,05\%$, $ChZT_{Cr} - 94,4 \pm 2,34\%$, $Z_{og} - 97,5 \pm 2,21\%$, $P_{og} - 94,1 \pm 5,23\%$, $N_{og} - 76,4 \pm 6,48\%$.

Analiza wskaźnika niezawodności wykazała wysoką niezawodność pracy oczyszczalni ścieków w Rzeszowie. Wyjątek stanowił współczynnik obliczony dla azotu ogólnego, dla którego praca oczyszczalni wykazuje niższą niezawodność. Średnie wartości WN w rozpatrywanym trzyleciu wynosiły w odniesieniu do Rozporządzenia Ministra Środowiska [11]: $BZT_5 - 0,41$, $ChZT_{Cr} - 0,38$, zawiesina ogólna $- 0,29$, azot ogólny $- 1,27$, fosfor ogólny $- 0,57$. Natomiast w odniesieniu do pozwolenia wodnoprawnego kształtowały się na poziomie: $BZT_5 - 0,41$; zawiesina ogólna $- 0,20$, azot ogólny $- 0,79$, fosfor ogólny $- 0,30$. Niskie wartości współczynnika WN wskazują na prawidłową pracę oczyszczalni. Najwyższą wartości uzyskano dla azotu ogólnego, co świadczy o niskiej skuteczności usuwania związków azotu ogólnego ze ścieków [9, 12].

Interpretacja wyznaczonego wskaźnika technologicznej sprawności oczyszczalni ścieków wskazuje na prawidłową pracę obiektu z wyjątkiem usuwania azotu ogólnego. Średnie wartości P_{sw} określone w odniesieniu do rozporządzenia wynosiły odpowiednio: $BZT_5 - 99,9\%$, $ChZT_{Cr} - 99,9\%$, zawiesina ogólna $- 97,6\%$, azot ogólny $- 16,4\%$, fosfor ogólny $- 87,1\%$. Z kolei wartości wskaźnika P_{sw} względem pozwolenia wodnoprawnego osiągnęły dla poszczególnych wskaźników zanieczyszczeń poziom: $BZT_5 - 99,9\%$, zawiesina ogólna $- 99,8\%$, azot ogólny $- 98,1\%$, fosfor ogólny $- 99,6\%$. Podobnie jak w przypadku WN, oczyszczalnia wykazuje niski wskaźnik dla związków azotu ogólnego.

5. Podsumowanie

W analizowanym okresie miejska oczyszczalnia ścieków w Rzeszowie zapewniała właściwą skuteczność usuwania zanieczyszczeń względem wymagań określonych w pozwoleniu wodnoprawnym. Analiza wyników otrzymanych w latach 2011-2013 wykazała średnią efektywność usuwania zanieczyszczeń ze ścieków, która dla poszczególnych wskaźników wyniosła: $BZT_5 - 98,1 \pm 1,05\%$, $ChZT_{Cr} - 94,4 \pm 2,34\%$, $Z_{og} - 97,5 \pm 2,21\%$, $P_{og} - 94,1 \pm 5,23\%$, $N_{og} - 76,4 \pm 6,48\%$. Wysoki stopień usuwania zanieczyszczeń osiągnięto dla wskaźników określających związki organiczne i fosfor ogólny. Niska skuteczność usuwania azotu ogólnego stanowiła w rozpatrywanym okresie znaczący problem dla pracy oczyszczalni.

Interpretacja efektywności oczyszczalni ścieków w odniesieniu do wymagań określonych w Rozporządzeniu Ministra Środowiska [11] dla obiektów o wielkość $RLM \geq 100000$ ukazuje liczne przekroczenia wartości dopuszczalnych, co wskazuje na potrzebę przeprowadzenia modernizacji oczyszczalni, przede wszystkim w zakresie usuwania związków biogenych. Odnosząc wyniki uzyskanych średnich skuteczności eliminacji związków ze ścieków względem wartości prezentowanych w rozporządzeniu stwierdzono, że w przypadku BZT_5 , $ChZT_{Cr}$ i zawiesiny ogólnej liczba próbek w ciągu każdego analizowanego roku

niespełniających wymagania tego rozporządzenia nie przekroczyła dopuszczalnej liczby 25. Inaczej było w przypadku azotu ogólnego i fosforu ogólnego – liczba próbek niespełniających wymagań rozporządzenia w każdym z roku objętych obserwacjami została przekroczona. Niemniej jednak przekroczenia odnotowano zazwyczaj w okresach zimowych. W związku z tym planowana modernizacja oczyszczalni skupiająca się na efektywniejszym usuwaniu związków biogennych jest jak najbardziej uzasadniona.

Modernizacja miejskiej oczyszczalni ścieków w Rzeszowie zostanie przeprowadzona w ramach projektu „Rozbudowa (modernizacja) ciągu biologicznego komunalnej oczyszczalni ścieków w Rzeszowie”, realizowanego w ramach „Programu Operacyjnego Infrastruktura i Środowisko”, oś priorytetowa I – Gospodarka wodno-ściekowa, działanie 1.1 – gospodarka wodno-ściekowa w aglomeracjach powyżej 15 tys. RLM. Wartość całkowita projektu wynosi 45 733 336,03 zł, z czego dofinansowanie z Funduszu Spójności wynosi 20 503 698,21 zł. Termin zakończenia modernizacji został ustalony na 31 grudnia 2015. W ramach przedsięwzięcia od lipca 2014 r. do grudnia 2015 r. jest planowana:

- modernizacja i rozbudowa komór biologicznych wraz z automatyzacją procesu oczyszczania ścieków,
- budowa nowej stacji dmuchaw,
- budowa węzła koagulacji odcieków z odwadniania osadów ściekowych,
- budowa nowej pompowni osadu wstępnego, modernizacja systemu sterowania i wizualizacji oczyszczalni ścieków.

Realizacja planowanej modernizacji obiektu przełoży się na znaczną poprawę standardu technicznego oczyszczalni, umożliwi uzyskanie wyższej niż obecnie efektywności oczyszczania ścieków pozwalającej na spełnienie wymagań określonych dla oczyszczalni ścieków o RLM $\geq 100\ 000$ oraz przyczyni się do spełnienia przez aglomerację Rzeszów wymogów „Krajowego Programu Oczyszczania Ścieków Komunalnych” do końca 2015 r.

Modernizacja rzeszowskiej oczyszczalni ścieków przyczyni się do zmniejszenia odprowadzanego do środowiska wodnego ładunku zanieczyszczeń związków biogennych, ograniczenia ryzyka eutrofizacji wód odbiornika i w konsekwencji do poprawy jakości środowiska wodnego. Aktualnie stan/potencjał ekologiczny oraz stan chemiczny rzeki Wisłok poniżej zrzutu ścieków z rzeszowskiej oczyszczalni jest określany jako dobry [10]. Przewiduje się, że po usprawnieniu biologicznego oczyszczania ścieków jakość wody w odbiorniku poniżej odpływu z oczyszczalni ulegnie dalszej poprawie. Intensyfikacja biologicznego oczyszczania ścieków, w tym usuwania związków biogennych, w znacznym stopniu pozwoli dodatkowo ograniczyć wpływ ścieków oczyszczonych na stan troficzny wód odbiornika. Przykładowo, modernizacja oczyszczalni ścieków „Sitkowska” w Kielcach przyczyniła się do zmiany stanu troficznego odbior-

nika z eutroficznego (przed modernizacją) do mezoeutroficznego (po modernizacji) [6].

Literatura

- [1] Chmielowski K., Ślizowski R.: Ocena skuteczności usuwania zanieczyszczeń w oczyszczalni ścieków w Tarnowie. *Infrastruktura i ekologia terenów wiejskich*, no. 5, 2009, s. 137-146.
- [2] Decyzja Wojewody Podkarpackiego z 20.09.1999 r. w sprawie pozwolenia wodnoprawnego na odprowadzanie ścieków z oczyszczalni m. Rzeszów. Znak OŚ- III-2-6210/9/99.
- [3] Długosz J., Gawdzik J.: Ocena poprawności działania oczyszczalni ścieków w Sandomierzu. *Gaz, Woda i Technika Sanitarna*, nr 5, 2014, s. 195-199.
- [4] Masłoń A.: Evaluation of the effectiveness of wastewater treatment plant in Jasło under different hydraulic loading. *Archives of Waste Management and Environmental Protection*, vol. 16, issue 2, 2014, pp. 31-40.
- [5] Materiały informacyjne udostępnione przez Miejskie Przedsiębiorstwo Wodociągów i Kanalizacji Sp. z o. o. w Rzeszowie.
- [6] Neverova-Dziopak E., Cierlikowska P.: Wpływ modernizacji wybranej oczyszczalni ścieków na stan troficzny wód odbiornika. *Ochrona Środowiska*, vol. 36, nr 2, 2014, s. 53-58.
- [7] Nowak A.: Instalacja dezintegracji osadu nadmiernego na Oczyszczalni Ścieków w Rzeszowie. *Forum Eksploatatora*, nr 5, 2006.
- [8] Program ochrony środowiska Miasta Rzeszowa na lata 2013-2016 z uwzględnieniem zadań zrealizowanych w 2013 roku oraz perspektywą na lata 2017-2020, 2003.
- [9] Rak J., Wiczysty A.: Funkcjonowanie system oczyszczalnia-odbiornik ścieków w świetle teorii niezawodności. IX Ogólnopolska Konferencja Naukowo-Techniczna „Problemy gospodarki wodno-ściekowej w regionach rolniczo-przemysłowych”, Rajgród 1997, s. 16-24.
- [10] Raport o stanie środowiska w województwie podkarpackim w 2013 roku. Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Rzeszowie. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Rzeszów 2014.
- [11] Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 24 lipca 2006 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. Nr 137, poz. 984 z późn. zm.).
- [12] Wałęga A.: Ocena funkcjonowania oczyszczalni ścieków metodami statystycznymi. *Forum Eksploatatora*, nr 5, 2009, s. 30-34.
- [13] Wróbel K., Łagód G., Sobczuk H.: Analiza zmian ładunku zanieczyszczeń dopływających do miejskich oczyszczalni ścieków na przykładzie miast Warszawy i Lublina. *Proc. of ECOpole*, vol. 2, no. 2, 2008, s. 499-504.
- [14] www.mpwik.rzeszow.pl (dostęp 28.11.2014 r.).

MULTIPARAMETER EVALUATION OF EFFECTIVENESS OF WASTEWATER TREATMENT PLANT IN RZESZÓW BEFORE MODERNIZATION

Summary

The aim of the paper is multiparameter evaluation of the effectiveness of wastewater treatment plant in Rzeszów before modernization. The Rzeszów WWTP was built between 1974-1988 and was modernized several times (1992-1998, 2001, 2003-2004, 2012-2013). The proposed average daily capacity is $Q_{srd} = 62\,500\text{ m}^3\cdot\text{d}^{-1}$, $Q_{dmax} = 75\,000\text{ m}^3\cdot\text{d}^{-1}$ and 400000 PE. Wastewater technology involves mechanical-biological treatment of wastewater with integrated nutrient removal based on a conventional multistage activated sludge with a pre-emptive denitrification and nitrification. The Rzeszów WWTP worked under varying conditions of hydraulic loads in the period from January 2011 to December 2013. The average flow of raw wastewater amounted to $39\,961\text{ m}^3\cdot\text{d}^{-1}$. In 2011-2013, the average efficiency of removal of pollutants from WWTP in Rzeszów was: $\text{BOD}_5 - 98,1 \pm 1,05\%$, $\text{COD} - 94,4 \pm 2,34\%$, $\text{TSS} - 97,5 \pm 2,21\%$, $\text{TN} - 76,4 \pm 6,48\%$ and $\text{TP} - 94,1 \pm 5,23\%$. Proper removal efficiency of pollutants in relation to the requirements of the water-legal permit was provided in the analyzed period. Interpretation of the efficiency of wastewater treatment plants in relation to the requirements specified in the RMŚ for objects of the size of $\text{PE} \geq 100000$ indicates the number of limit values, which indicates the need for modernization of wastewater treatment, primarily for the nutrients removal. Modernization of the Rzeszów WWTP will help to reduce discharged into the aquatic environment of the pollution load of nutrients, reduce the risk of eutrophication of the receiver and, consequently, to improve the quality of the aquatic environment.

Keywords: wastewater, wastewater treatment plant, pollutants' indexes

Przesłano do redakcji: 07.01.2015 r.

Przyjęto do druku: 28.03.2015 r.

DOI: 10.7862/rb.2015.20

Marcin MIRONOWICZ¹

POMPA CIEPŁA SOLANKA – WODA Z AKUMULATOREM WODNYM

W pracy przedstawiono nowatorskie rozwiązanie dolnego źródła ciepła dla pomp ciepła, jakim jest wodny akumulator energii wykonany jako betonowy zbiornik, który jest umieszczany w gruncie poniżej poziomu przemarzania. W akumulatorze znajdują się dwa wymienniki ciepła w postaci węzownic. Jeden z nich umieszczony centralnie w osi zbiornika służy do poboru energii z wody przez pompę ciepła. Dzięki takiemu umiejscowieniu węzownicy lód powstający na jej powierzchni rozrasta się od środka zbiornika na zewnątrz. Rozwiązanie takie zapobiega rozsądzeniu zbiornika. Drugi wymiennik umieszczony przy wewnętrznej ścianie zbiornika służy do regeneracji źródła, czyli do podgrzewania wody w zasobniku. Przez takie umiejscowienie węzownicy topnienie lodu zachodzi od zewnątrz do wewnątrz. Dla standardowych systemów o zapotrzebowaniu mocy do 10 kW stosuje się jeden akumulator o średnicy około 2,5 m i wysokości około 4 m. Wymiennik służący regeneracji jest zasilany przez specjalny absorber powietrzno-słoneczny. Absorber taki pozyskuje energię nie tylko z promieniowania słonecznego, ale także z otaczającego powietrza atmosferycznego. Można spotkać kilka wariantów takich absorberów. Mogą to być konstrukcje płótkowe (przypominające kolektory próżniowe), a także zwoje przewodów ułożone bezpośrednio na dachu płaskim. Istnieją także absorbery wolnostojące w postaci rur nawiniętych na metalową konstrukcję. Działanie takiego systemu jest oparte na pięciu źródłach energii odnawialnej. Są nimi: grunt, słońce, powietrze, woda oraz lód (energia przemiany fazowej).

Słowa kluczowe: zasobnik energii, zbiornik lodu, energia krystalizacji, ogrzewanie lodem

1. Wprowadzenie

W ostatnich latach można zauważyć ciągły wzrost zainteresowania pompami ciepła, który jest spowodowany wciąż rosnącymi kosztami ogrzewania konwencjonalnego. Pompy ciepła jako urządzenia działające w dużej części z wykorzystaniem energii odnawialnej są tanie w eksploatacji, jednak trzeba się liczyć z wyższymi kosztami inwestycyjnymi. Prace związane z przygotowaniem działki pod ułożenie kolektorów poziomych czy też z odwiertami pionowymi są kosztowne i uciążliwe. Nowatorskim rozwiązaniem dolnego źródła dla pomp

¹ Marcin Mironowicz, Politechnika Opolska, 45-271 Opole, ul. S. Mikołajczyka 5, tel. 698342243, miron89@op.pl

ciepła typu solanka–woda, przy którym można uniknąć lub zminimalizować te niedogodności, jest instalacja z wodnym akumulatorem.

2. Akumulator wodny

Innowacyjnym rozwiązaniem dolnego źródła dla pomp ciepła jest zastosowanie betonowego akumulatora wodnego umieszczonego w gruncie. Podczas działania takiej instalacji w akumulatorze wielokrotnie dochodzi do krystalizacji i topnienia wody. W momencie zamrażania cieczy do systemu jest oddawana duża ilość energii (energia krystalizacji). Natomiast w celu stopienia powstałego lodu należy dostarczyć energię z zewnątrz (np. z instalacji specjalnych kolektorów słonecznych, z chłodzenia pomieszczeń czy też z gruntu, w którym jest umieszczony zbiornik) [3].

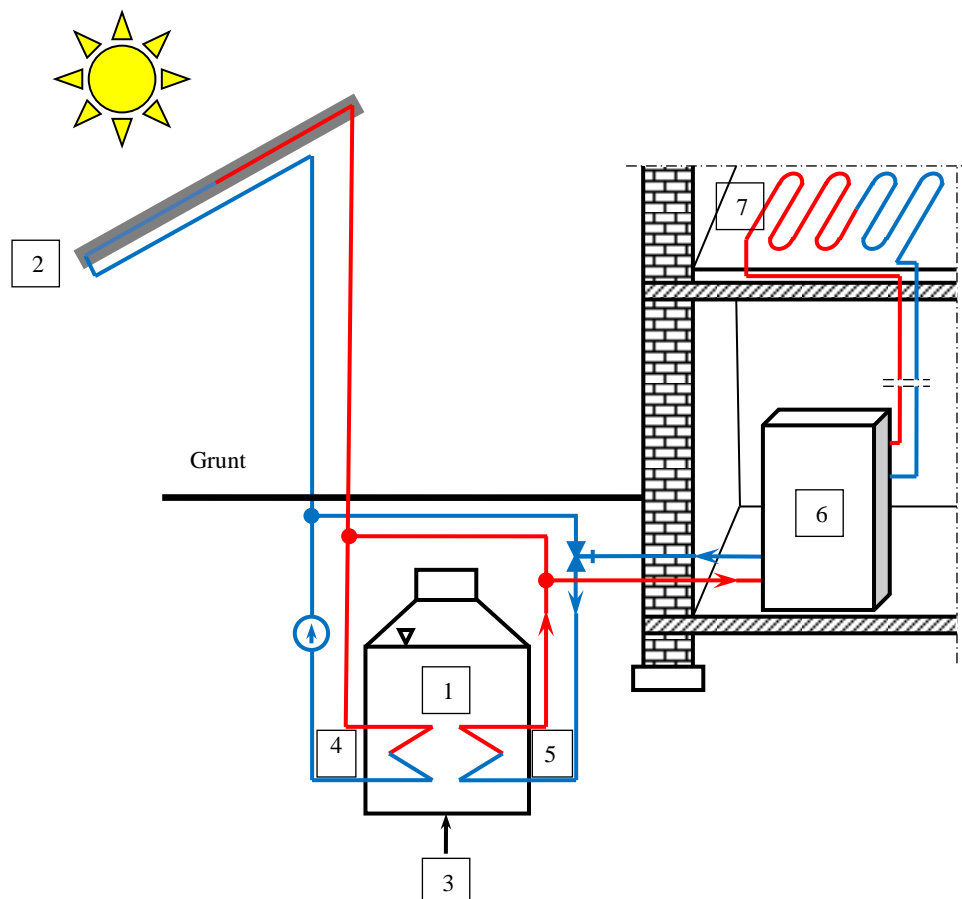
Wodny akumulator można nazwać zasobnikiem energii pierwotnej, działającym z wykorzystaniem różnych źródeł, co reguluje odpowiedni sterownik [1]. Źródłami ciepła w takim systemie są: powietrze atmosferyczne, promieniowanie słoneczne oraz otaczający zbiornik grunt. Dodatkowym źródłem jest energia pochodząca z przemiany fazowej wody w lód. Energia z tych źródeł jest gromadzona w zasobniku i stanowi dolne źródło dla pompy ciepła.

3. Komponenty i działanie systemu

Głównymi komponentami całego systemu są: akumulator wodny (zasobnik energii) wykonany z betonu, absorber powietrzno-słoneczny, pompa ciepła typu solanka–woda oraz sterownik zarządzający wykorzystaniem poszczególnych źródeł ciepła. Schemat instalacji z wodnym akumulatorem energii został przedstawiony na rys. 1.

Dla typowych instalacji o mocy do 10 kW stosuje się jeden zasobnik, którego średnica wynosi 2,5 m, a wysokość 4 m. Umieszcza się go w gruncie poniżej strefy przemarzania (rys. 2a). Zbiornik mieści około 10 m³ wody. Wewnątrz akumulatora znajdują się dwa wymienniki ciepła w postaci węzownic ułożonych spiralnie na różnych poziomach wykonanych z tworzywa sztucznego (rys. 2b). Zasobnik został dobrany doświadczalnie przez autorów tego rozwiązania.

Wymiennik pompy ciepła (służący do poboru energii z akumulatora) jest umiejscowiony spiralnie, blisko osi zasobnika. Dzięki takiemu położeniu powstająca w czasie poboru energii z wody warstwa lodu rozrasta się od środka na zewnątrz. Takie rozwiązanie zapobiega „rozsadzeniu” zbiornika. Wymiennik ten pobiera energię z wody i zasila nią pompę ciepła. W miarę obniżania temperatury wody w zasobniku na węzownicy powstaje równomierna warstwa lodu, a jej rosnąca powierzchnia kompensuje coraz gorszą skuteczność przekazywania ciepła [2]. Drugim wymiennikiem jest węzownica służąca do regeneracji źródła, czyli do zwiększenia temperatury w zbiorniku, a co za tym idzie do stopienia

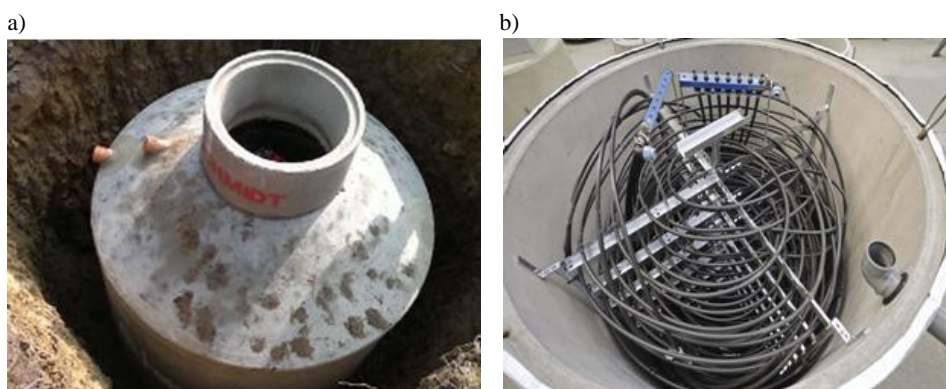


Rys. 1. Instalacja grzewcza ze zbiornikiem w gruncie; 1 – akumulator wodny w gruncie, 2 – absorber powietrzno-słoneczny, 3 – grunt, 4 – wymiennik ciepła–regeneracja dolnego źródła, 5 – wymiennik ciepła – zasilanie pompy ciepła, 6 – pompa ciepła solanka – woda, 7 – odbiornik ciepła – ogrzewanie podłogowe, na podstawie [3]

Fig. 1. Heating installation with a water storage tank; 1 – water storage tank, 2 – air-sun absorber, 3 – ground, 4 – heat exchanger – lower source regeneration, 5 – heat exchanger – heat pump supply, 6 – brine – water heat pump, 7 – heat receiver – floor heating, based on [3]

powstałego w czasie pracy pompy ciepła lodu. Jest ona umiejscowiona zewnętrznie, zaraz przy wewnętrznej ścianie zasobnika. Poprzez takie rozwiązanie lód w zbiorniku topnieje od zewnątrz do środka. Wymiennik regeneracyjny jest zasilany przez specjalny absorber powietrzno-słoneczny, który także jest wykonany z tworzywa sztucznego. Wykorzystuje on zarówno energię promieniowania słonecznego, jak i ciepło otaczającego powietrza atmosferycznego. Absorber taki może występować w kilku wariantach. Mogą to być umieszczone bezpośrednio na płaskim dachu zwoje rur lub w przypadku dachów spadowych konstrukcje płatkowe. Absorber taki może również występować w formie wolno

stojącej na gruncie. W takim wypadku dookoła zbudowanej metalowej konstrukcji umieszcza (nawija) się zwoje rur. Absorber taki można porównać do płotów energetycznych. Energia pozyskiwana z absorbera nie jest wykorzystywana tylko do regeneracji dolnego źródła, ponieważ w szczególnych przypadkach może być kierowana bezpośrednio do pompy ciepła. O kierunku przepływu energii decyduje specjalny sterownik systemu, który nadzoruje i kieruje pracą całej instalacji.



Rys. 2. Zdjęcia elementów systemu: a) akumulator wodny, b) dwie węzownice w akumulatorze wodnym, zdjęcia udostępnione przez firmę Skorupa Energy Technic z Dobrodzienia

Fig. 2. Pictures of system's components: a) water storage, b) two heat exchangers inside the storage, according to on

Dużą zaletą systemów pomp ciepła z akumulatorem wodnym jest to, że można je wykorzystywać do naturalnego chłodzenia latem. Pod koniec sezonu grzewczego, jeśli na dostatecznie długo wstrzymana zostanie regeneracja źródła, w zasobniku będzie się znajdował głównie sam lód. Będzie on naturalnym źródłem chłodu. W takiej sytuacji ciepło z obiegu grzewczego będzie odprowadzane do zasobnika przez węzownicę, która w czasie sezonu grzewczego pobiera z niego energię, topiąc lód i podgrzewając powstałą wodę. Jeśli wystąpi zapotrzebowanie na większą moc chłodniczą, możliwe jest przełączenie pompy ciepła w tryb chłodzenia aktywnego. Odprowadzona z systemu przez pompę ciepła i zgromadzona w zasobniku energia będzie dostępna na początku sezonu grzewczego jako bezpośrednie ciepło grzewcze [1].

4. Podsumowanie

Instalacje pomp ciepła z akumulatorem wodnym stanowią alternatywę dla systemów opartych na konwencjonalnych dolnych źródłach ciepła. System ten nie wymaga zaawansowanych robót ziemnych, takich jak odkrywka gruntu

w przypadku kolektorów poziomych czy odwiertów pionowych koniecznych przy sondach geotermalnych.

Instalacje z wodnym zasobnikiem wykorzystują aż pięć źródeł energii odnawialnej. Są nimi: grunt (zbiornik osadzony poniżej strefy przemarzania), słońce oraz powietrze atmosferyczne (absorber powietrzno-słoneczny pobierający energię zarówno z promieniowania słonecznego jak i z otaczającego powietrza), woda (bezpośrednie źródło, z którego pompa ciepła pobiera energię, obniżając temperaturę wody od 10°C do 0°C) i lód (w czasie przemiany fazowej są pobierane duże ilości ciepła utajonego – jest to tzw. energia krystalizacji).

Systemy oparte na wodnym akumulatorze energii są od kilku lat z powodzeniem stosowane na rynku niemieckim. Największą ich liczbę zainstalowano w okolicach siedziby firmy, która jest autorem tego rozwiązania, czyli w rejonie Badenia-Wirtembergia, którego klimat jest zbliżony do III strefy klimatycznej w Polsce. Pierwsza tego typu instalacja w Polsce powstała w Dobrodzieniu na Opolszczyźnie. Będzie ona dokładnie opomiarowana, co pozwoli w pełni ocenić sprawność tego typu systemów w polskich warunkach klimatycznych (także w okresach przejściowych). Pozwoli także na weryfikację założeń projektowych dotyczących pojemności akumulatora. Polscy inwestorzy już dziś są zainteresowani wykorzystaniem takich systemów. Ze względu na brak konieczności prowadzenia zaawansowanych robót ziemnych, wygodę użytkowania i innowacyjność można prognozować, że zainteresowanie to będzie się z czasem zwiększało.

Literatura

- [1] Innovative heat source for brine/water heat pumps. Wydawnictwo Viessmann Werke GmbH&Co, Niemcy 2013.
- [2] Pantera D.: Alternatywne rozwiązanie dolnego źródła dla pompy ciepła solanka – woda, ogrzewanie lodem. Magazyn Instalatora, nr 1 (185), styczeń 2014, s. 32-33.
- [3] Szmolke N.: Wymagania cieplne stawiane budynkom energooszczędnym z przykładami rozwiązań. Wybrane zagadnienia inżynierii środowiska w budownictwie. Politechnika Opolska, Opole 2014, s. 207-218.

BRINE – WATER HEAT PUMP WITH WATER STORAGE

Summary

The paper presents innovative solution of heat source for heat pumps, which is a water storage tank made of concrete and placed in the ground below the frost line. The storage has two heat exchangers in the form of coils. One of them, centered on the axis of the tank is used to collect energy from the water by the heat pump. With this location of the coil ice formed on its surface spreads from the center of the tank to the outside. This prevents breakage of the tank. The second heat exchanger positioned at the inner wall of the tank is used to regenerate the source, that is, to heat

the water in the storage. Such positioning of the coil provides melting of the ice takes place from outside to inside. For standard systems with power requirements up to 10 kW used a battery with a diameter of 2.5 m and a height of about 4 m. Heat serving regeneration coil is powered by a special solar-air absorber. Such absorber obtains energy not only from solar radiation but also from the surrounding air. There are several variants of such absorbers. These may be hurdles structures (similar to vacuum collectors), and also wire coils arranged directly on a flat roof. There are also free-standing absorbers in the form of tubes wound on a metal construction. Such a system is based on five sources of renewable energy. They are: soil, sun, air, water, and ice (energy of phase transition).

Keywords: energy storage, ice storage, crystallization energy, ice heating

Przesłano do redakcji: 9.12.2014 r.

Przyjęto do druku: 28.03.2015 r.

DOI: 10.7862/rb.2015.21

Anna NOWACKA¹

Maria WŁODARCZYK-MAKUŁA²

Damian PANASIUK³

ANALIZA ILOŚCIOWO-JAKOŚCIOWA WODY POBIERANEJ DO UZDATNIANIA ZE ZBIORNIKA GOCZAŁKOWICE W LATACH 1990-2013

Zbiornik Goczałkowicki jest zbiornikiem zaporowym zlokalizowanym na rzece Mała Wisła w regionie wodnym Małej Wisły. Do podstawowych funkcji omawianego zbiornika należą: zaopatrzenie w wodę mieszkańców województwa śląskiego oraz ochrona przeciwpowodziowa. Dodatkowymi funkcjami zbiornika są: wyrównanie przepływów w okresie suszy, ochrona przyrody oraz rekreacja. Woda poddawana uzdatnianiu w ZUW Goczałkowice pochodzi z dwóch niezależnych źródeł zasilania, jakie stanowią zbiornik Goczałkowice oraz zbiornik Czaniec. Woda pobierana ze zbiornika Goczałkowice jest przesyłana do układu technologicznego GO-CZA I, natomiast mieszanina strumieni wody ze zbiorników Goczałkowice i Czaniec zasila ciąg GO-CZA II. W niniejszej pracy przeanalizowano wartości wybranych wskaźników jakości wody pobieranej ze zbiornika Goczałkowice, takich jak pH, temperatura, barwa rzeczywista i mętność, w celu porównania zmian tych wskaźników na przestrzeni 24 lat (1990-2013). Analiza danych z monitoringu wód zbiornika wykazała, że w ostatnich kilku latach wskaźniki jakości wody były na ustalonym poziomie. We wcześniejszym okresie odnotowywano wprawdzie wahania wartości tych wskaźników, ale występowały one incydentalnie. Można zatem stwierdzić, że podwyższone wartości tych wskaźników były związane ze zwiększoną ilością opadów atmosferycznych, które wystąpiły na badanym obszarze i wraz ze wpływem powierzchniowym mogły wnieść do zbiornika znaczne ilości zawiesin. Monitorowanie wskaźników jakości wody ze zbiornika Goczałkowice umożliwia odpowiedni dobór parametrów procesowych w trakcie uzdatniania. Jednocześnie wpływa na wzrost poziomu bezpieczeństwa i niezawodności całego systemu zaopatrzenia w wodę.

Słowa kluczowe: jakość wody, barwa rzeczywista, mętność, pH, temperatura

¹ Autor do korespondencji/corresponding author: Anna Nowacka, Politechnika Częstochowska, ul. Brzeźnicka 60a, 42-200 Częstochowa, anowacka@is.pcz.czyst.pl

² Maria Włodarczyk-Makuła, Politechnika Częstochowska

³ Damian Panasiuk, Uniwersytet Kardynała Stefana Wyszyńskiego w Warszawie

1. Wprowadzenie

Wodociąg Górnośląskiego Przedsiębiorstwa Wodociągów S.A w Katowicach (GPW S. A.) jest największym w Polsce i jednym z nielicznych w Europie kompleksem grupowego zaopatrzenia w wodę. Z wodociągu korzystają mieszkańcy w 66 gminach województwa śląskiego i w 3 gminach województwa małopolskiego (łącznie około 3,4 mln mieszkańców). Zakład Uzdatniania Wody (ZUW) Goczałkowice jest jednym z zakładów należących do GPW S.A. Do uzdatniania jest pobierana woda z dwóch niezależnych źródeł zasilania: ze zbiornika Goczałkowice na Małej Wiśle (ok. 1/3 wody) oraz ze zbiornika Czaniec na rzece Sole (2/3 wody) [4]. Udział ZUW Goczałkowice w przygotowaniu wody przeznaczonej do spożycia w GPW wynosi 45% [7]. W ZUW Goczałkowice jest uzdatniana woda w kompleksie obiektów składających się z dwóch ciągów technologicznych [3]:

- GO-CZA I – ciąg uruchomiony w 1956 r. (modernizacja w 2004 r.) o wydajności 150 tys. m³/d,
- GO-CZA II – ciąg otwarty w 1979 r. (modernizacja w 2004 r.) o wydajności 350 tys. m³/d.

Obecnie dobową zdolność produkcyjną zakładu wynosi 380 tys. m³ wody, lecz aktualnie ilość wody uzdatnianej mieści się w przedziale 150-200 tys. m³. W ciągu technologicznym GO-CZA I jest wykorzystywana woda ze zbiornika Goczałkowice, w GO-CZA II natomiast mieszanina wód z dwóch zbiorników: Goczałkowice i Czaniec.

Z punktu widzenia systemu zaopatrzenia w wodę do spożycia niezwykle istotna jest jakość i ilość wody kierowanej do odbiorców [14]. Jednym ze sposobów podnoszenia bezpieczeństwa systemu zaopatrzenia w wodę jest systematyczny monitoring jakości wody, zarówno surowej przeznaczonej do uzdatniania, jak i uzdatnionej. To właśnie jakość wody należy do głównych parametrów w zakresie spełnienia przez system zaopatrzenia w wodę narzuconych mu zadań. Ponadto odpowiednio prowadzony monitoring ujmowanej wody umożliwia kontrolowanie i prawidłowe prowadzenie procesów uzdatniania, a w przypadku sytuacji incydentalnych (duże stężenia zanieczyszczeń) pozwala na ich wykrycie i podjęcie odpowiednich działań zmniejszających ryzyko obniżenia bezpieczeństwa całego systemu [9]. Zbiornik Goczałkowicki jest zbiornikiem zaporowym zlokalizowanym na rzece Mała Wisła w regionie wodnym Małej Wisły, w obszarze administrowanym przez RZGW w Gliwicach. Zlewnia zbiornika mająca powierzchnię 523,1 km² [15] x 530 km² [1] należy do trzech scalonych części wód powierzchniowych (SCWP) [8]:

- MW0101 – Wisła od źródeł do ujścia Bładnicy,
- MW0102 – Wisła od ujścia Bładnicy do zbiornika Goczałkowice wraz z Bładnicą,
- MW0103 – Wisła od zbiornika Goczałkowice do ujścia rzeki Białej wraz ze zbiornikiem.

Zbiornik ten jest zlokalizowany na terenie obszaru NATURA 2000. Jest również obszarem specjalnej ochrony ptaków nazwanym Doliną Górnej Wisły. Do podstawowych funkcji omawianego zbiornika należą: zaopatrzenie w wodę mieszkańców województwa śląskiego oraz ochrona przeciwpowodziowa. Do innych zadań zbiornika zalicza się m.in. wyrównanie przepływów w okresie suszy, ochrona przyrody oraz rekreacja.

W wyniku kompleksowego podejścia do zagadnienia zaopatrzenia w wodę w regionie, jakie podjęto w 2004 r., określono istotne problemy gospodarki wodnej (IPGW) w SCWP obejmujących zlewnię zbiornika [5]. W wyniku przeglądu IPGW w zlewni pilotowej Górna Wisła [12] wskazano zagadnienia do rozwiązania i podejmowania odpowiednich działań w następującym zakresie [8]:

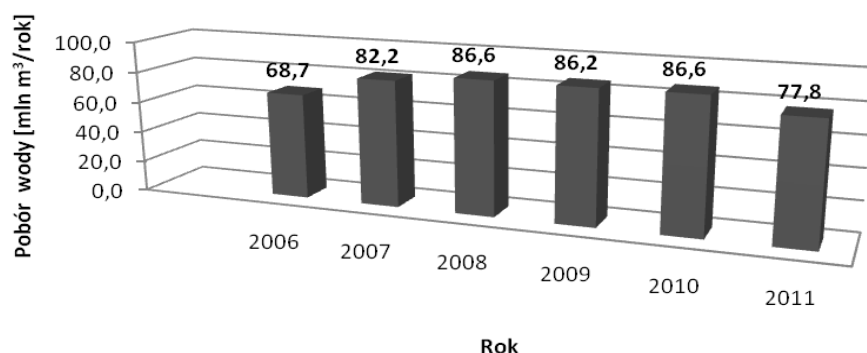
- zapewnienie poboru wód powierzchniowych dla zaopatrzenia ludności i przemysłu,
- niezabezpieczone składowiska odpadów komunalnych i przemysłowych,
- zagrożenie powodziowe,
- zanieczyszczenia pochodzące ze źródeł rolniczych,
- odprowadzanie wód wykorzystywanych do hodowli ryb (stawy rybne),
- odprowadzanie nieoczyszczonych ścieków komunalnych,
- odprowadzanie przez zakłady górnicze wysoko zasolonych wód z odwodnienia kopalń,
- zmiany hydromorfologiczne i hydrogeologiczne,
- odprowadzanie nieoczyszczonych ścieków przemysłowych.

2. Pobór wody przez ZUW Goczałkowice w latach 2006-2011

Jak wspomniano wcześniej, woda poddawana uzdatnianiu w ZUW Goczałkowice pochodzi z dwóch niezależnych źródeł zasilania, jakie stanowią zbiornik Goczałkowice oraz zbiornik Czaniec [4]. Całkowity roczny pobór wody z obu źródeł zasilania w ostatnich latach przekraczał zazwyczaj 80 mln m³/rok. Najmniejszą ilość pobranej wody odnotowano w 2006 r. (69 mln m³ wody w ciągu 11 miesięcy, ok. 75 mln m³ w ciągu całego roku). W kolejnych latach do 2010 r. odnotowano stopniowy wzrost poboru aż do 86,6 mln m³. W 2011 roku natomiast odnotowano spadek ilości pobieranej wody o prawie 10 mln m³ (rys. 1.).

W tabeli 1. przedstawiono udział zbiornika Goczałkowice w całkowitym poborze wody poddawanej uzdatnianiu w ZUW Goczałkowice. Roczny pobór wody ze zbiornika Goczałkowice wahał się w granicach 34-51 mln m³ (średnio 39,9 mln m³) w latach 2006-2011. Jak już wspomniano, maksymalny pobór odnotowano w 2010 r., a minimalny w 2006. W ujęciu miesięcznym maksymalny pobór ze zbiornika Goczałkowice odnotowano w czerwcu 2010 r. (8,9 mln m³ wody), a minimalny w marcu 2011 (1,0 mln m³). Średnio 49% wody pobieranej przez ZUW Goczałkowice pochodziła ze zbiornika Goczałkowice. Natomiast w 2010 r. udział ten sięgał 59% [6]. Roczny pobór wody ze zbiornika Czaniec

był zazwyczaj wyższy od poboru ze zbiornika Goczałkowice. Jednak w analizowanych latach dwukrotnie wystąpiła sytuacja odwrotna (roczny pobór wody ze zbiornika Goczałkowice był wyższy niż ze zbiornika Czaniec). Niewielka różnica wystąpiła w 2007 r., ale w 2010 ilość wody pochodzącej ze zbiornika na Małej Wiśle była znacznie większa niż ze zbiornika na Sole. Wtedy pobór wody z Goczałkowic przewyższał pobór z Czańca aż przez pięć miesięcy. Miało to związek przede wszystkim z powodzią, która wystąpiła w maju i czerwcu 2010 r. – nie pobierano wówczas wody ze zbiornika Czaniec (w maju przez 15 dni i w czerwcu przez 28 dni (powódzie i zmętnienie wody w Sole), we wrześniu przez 29 dni, a w październiku przez 7 dni).



dane dla 2006 r. dotyczą 11 miesięcy – bez stycznia 2006 r.

Rys. 1. Roczny pobór wody przez ZUW Goczałkowice w latach 2006-2011, na podstawie [6]

Fig. 1. The annual water consumption by WTP Goczałkowice in the years 2006-2011, based on [6]

Tabela 1. Udział zbiornika Goczałkowice w całkowitym poborze ZUW Goczałkowice, na podstawie [6]

Table 1. The participation of Goczałkowice reservoir in total consumption of WTP Goczałkowice, based on [6]

Rok	Pobór wody [mln m ³]			Udział zbiornika Goczałkowice [%]
	zbiornik Goczałkowice	zbiornik Czaniec	pobór całkowity	
2006	31,4*	37,3*	68,7*	45,7
	34,2**	40,7**	74,9**	
2007	42,2	40,0	82,2	51,3
2008	40,5	46,1	86,6	46,8
2009	38,6	47,6	86,2	44,8
2010	50,8	35,8	86,6	58,7
2011	36,1	41,8	77,8	46,3
Średnia**	39,9	41,4	81,4	48,9

* dane dla 11 miesięcy, ** dane ekstrapolowane dla 12 miesięcy

3. Punkt poboru próbek wody

W ZUW Goczałkowice są prowadzone regularne analizy wskaźników jakości wody. Jak już wspomniano, woda pobierana ze zbiornika Goczałkowice jest przesyłana do układu technologicznego GO-CZA I, natomiast mieszanina wody ze zbiorników Goczałkowice i Czaniec zasila ciąg GO-CZA II. Najbliżej ujęcia wody znajduje się punkt U (rys. 2.). Jakość wody w tym miejscu zbiornika odpowiada jakości ujmowanej wody surowej opisywanej w dalszej części publikacji.

Na podstawie wymagań określonych w rozporządzeniu wprowadzonym w 2002 r. [11] stan ekologiczny zbiornika na stanowisku oznaczonym punktem U w latach 2000, 2002-2003 i 2005 był uznawany jako zły, w latach 2001 i 2004 zaś jako słaby. Wartości wskaźników fizyko-chemicznych odpowiadały w większości wartościom dla co najmniej dobrego stanu [5, 13]. Doniesienia literaturowe wskazują, że w latach 1994-2003 w omawianym punkcie kontrolnym (oznaczonym jako U) w około 34% próbek odnotowano przekroczenia wartości dopuszczalnych dla wody nadającej się do zaopatrzenia ludności w wodę do spożycia [10] lub sklasyfikowano do kategorii A3. Zaledwie 3% prób spełniało wymagania dla kategorii A1. Biorąc pod uwagę wskaźniki mikrobiologiczne, 62% prób spełniało kryteria dla kategorii A2. Wskaźnikami, które wpływały na obniżenie kategorii jakości wody w analizowanym punkcie pomiarowym, były: indeks fenolowy, stężenie manganu oraz $ChZT_{Cr}$. Podobne wyniki uzyskano w latach 2006-2008 [2].



Rys. 2. Lokalizacja punktu kontrolno-pomiarowego położonego najbliżej ujęcia wody dla ZUW Goczałkowice

Fig. 2. The location of control and measurement point nearest to water intake for the WTP Goczałkowice

W punkcie 4. przedstawiono wyniki analiz jakościowych wody, dokonano porównania wartości wybranych wskaźników oraz określono zmiany jakości wody w zbiorniku Goczałkowice (w pobliżu ujęcia wody dla ZUW Goczałkowice) w latach 1990-2013.

4. Jakość wody pobieranej na ujęciu Goczałkowice w latach 1990-2013

Korzystając z dostępnych danych, w niniejszej pracy porównano wyniki otrzymane od 10 stycznia 1990 r. do 3 grudnia 2013. Na przestrzeni tego okresu badania były wykonywane w odstępach miesięcznych. W analizie pomiarów jakości wody surowej pochodzącej ze zbiornika Goczałkowice szczególną uwagę zwrócono na takie wskaźniki, jak: pH, temperatura wody, barwa rzeczywista i mętność. Mętność do 2002 r. była podawana w jednostkach SiO_2/dm^3 . Od 24 grudnia 2002 r. za wartość dopuszczalną został uznany poziom 1 NTU. W polskim prawodawstwie przyjmuje się, że 1 $\text{mg SiO}_2/\text{dm}^3$ odpowiada 1 NTU, dlatego na wykresach we wszystkich okresach jako jednostkę przyjęto NTU.

Obróbkę statystyczną przedstawionych wyników wykonano poprzez wyznaczenie podstawowych miar zmienności, takich jak: rozstęp, wariancja, odchylenie standardowe, współczynnik zmienności. Wyniki tych obliczeń przedstawiono w tab. 2.

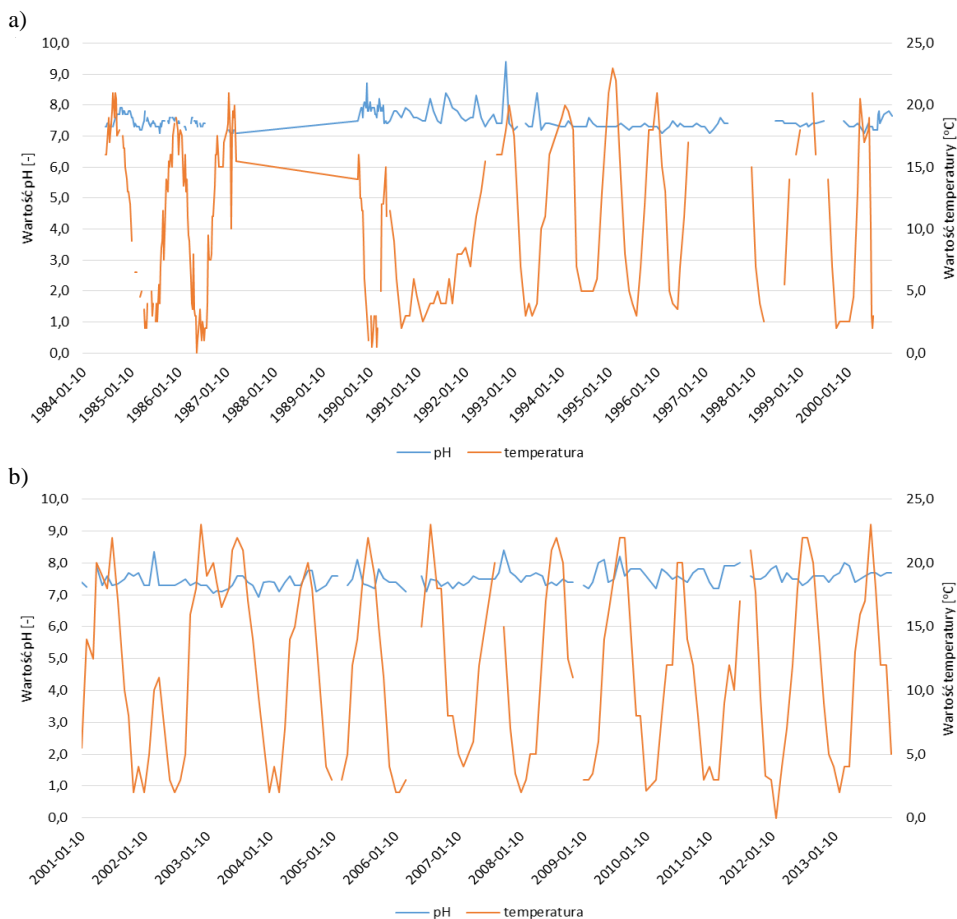
Tabela 2. Podstawowe wartości statystyczne dla pH, temperatury, barwy rzeczywistej i mętności w wodzie pobieranej ze zbiornika Goczałkowice w latach 1990-2013

Table 2. The basic statistical values for pH, temperature, turbidity and true colour of water taken from the Goczałkowice reservoir in the years 1990-2013

Parametry	Woda pobierana ze zbiornika Goczałkowice			
	pH	temperatura	barwa rzeczywista	mętność
Kompletność serii [%]	98,2	98,2	97,5	98,4
Wartość minimalna	6,9	1,0	5,0	1,0
Wartość maksymalna	9,4	24,0	65,0	38,0
Rozstęp	2,5	24,0	60,0	37,0
Odchylenie standardowe	0,3	6,8	9,3	5,1
Współczynnik zmienności	0,04	0,64	0,44	0,54

Zmiany wartości pH i temperatury

Wartość pH w przypadku wody pobieranej ze zbiornika Goczałkowice i kierowanej do uzdatniania w pierwszym ciągu technologicznym na przestrzeni analizowanych lat mieściła się w zakresie 6,9-9,4. Wartość tego wskaźnika była porównywalna w całym analizowanym okresie (rys. 3). Wzrost odczynu odnotowano jedynie incydentalnie w listopadzie 1992 r. (wartość 9,4).



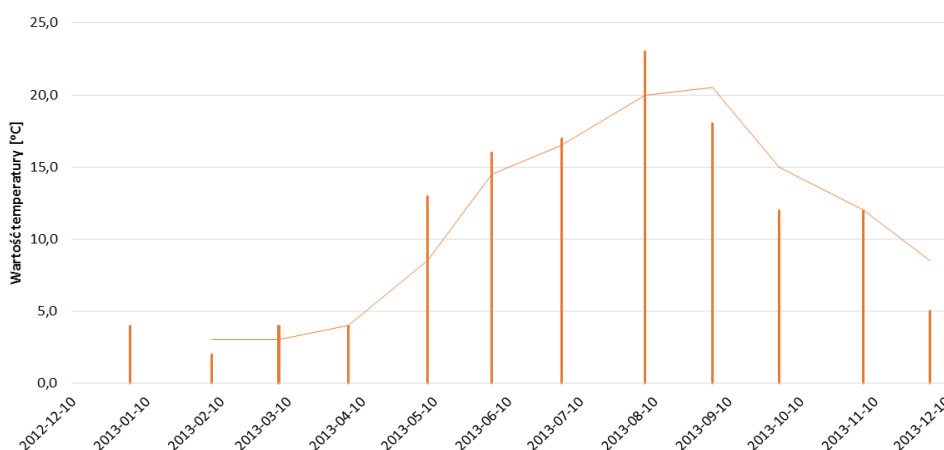
Rys. 3. Zmiany wartości pH i temperatury w wodzie surowej pobieranej ze zbiornika Goczałkowice w latach: a) 1990-2000, b) 2001-2013

Fig. 3. The changes of pH and temperature in the raw water taken from the Goczałkowice reservoir in years: a) 1990-2000, b) 2001-2013

Temperatura wody poddawanej uzdatnianiu jest ściśle związana ze zmianą pór roku, co przedstawiono na rys. 3a, b. Sezonowa zmienność temperatury ma także wpływ na zmiany wartości fizykochemicznych wskaźników jakości wody. Na rysunku 4. zaprezentowano także zmiany wartości temperatury w ciągu wybranego roku (2013) w celu przedstawienia zmienności tego parametru w trakcie roku. Linia ciągła przedstawia linię trendu wyznaczoną na podstawie średniej ruchomej z uwzględnieniem dwóch okresów.

Biorąc pod uwagę wartości dopuszczalne analizowanych wskaźników określone w rozporządzeniu z 2002 r. (nadal obowiązującym) [11], w przypadku pH

w całym analizowanym okresie (również przed datą wejścia w życie rozporządzenia) woda przy ujęciu dla ZUW Goczałkowice jest zaliczana do kategorii A1.



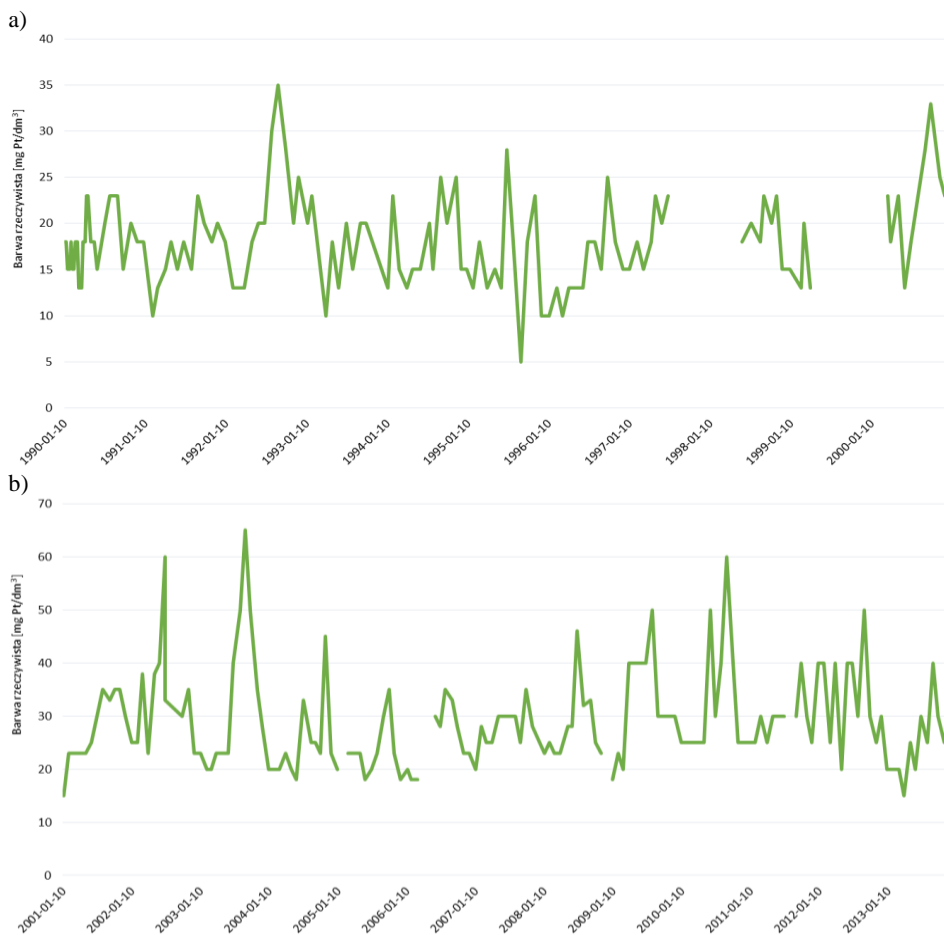
Rys. 4. Zmiany wartości temperatury w wodzie surowej pobieranej ze zbiornika Goczałkowice w 2013 r.

Fig. 4. The changes of temperature in the raw water taken from the Goczałkowice reservoir in 2013 year

Zmiany wartości barwy rzeczywistej

Na podstawie analizy danych z lat 1990-2013 można zauważyć wzrost od 2000 r. wartości barwy rzeczywistej w wodzie kierowanej do uzdatniania w ZUW Goczałkowice. Do 2000 roku (poza kilkoma wyjątkami) wartość barwy rzeczywistej nie przekraczała 35 mg Pt/dm^3 . Znacznie podwyższone wartości barwy rzeczywistej (sięgające 60 mg Pt/dm^3) odnotowano w okresie letnim 2002 r. Wzrost ten należy wiązać z powodzią, która wystąpiła w sierpniu 2002 r. (nie tylko w tym rejonie Polski, lecz także w innych krajach Europy Środkowo-Wschodniej). Wysokie wartości barwy odnotowano także we wrześniu 2003 r. (65 mg Pt/dm^3) oraz wrześniu 2013 (60 mg Pt/dm^3). Również we wrześniu 2012 i 2013 r. odnotowano podwyższone wartości w porównaniu z pozostałymi miesiącami tych lat (rys. 5.).

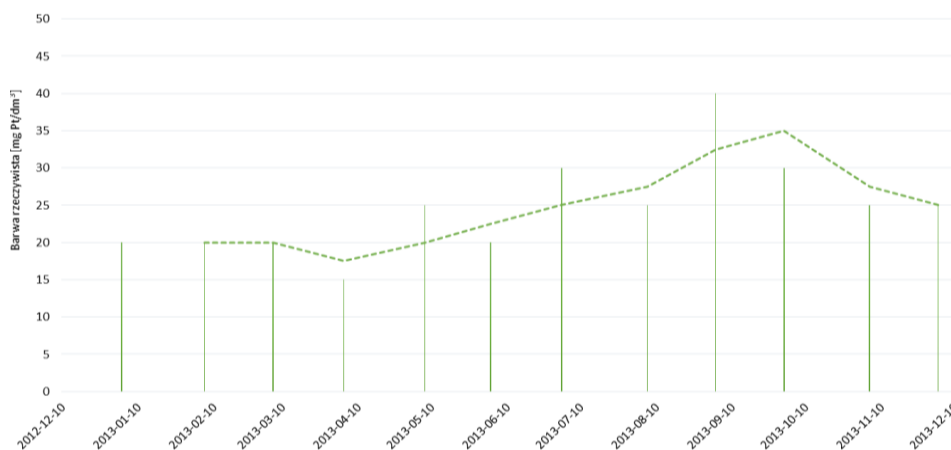
Na rysunku 6. przedstawiono zmiany wartości barwy rzeczywistej w wodzie surowej pobieranej ze zbiornika Goczałkowice w 2013 r. Największą zawartość zanieczyszczeń wpływających na barwę wody odnotowano we wrześniu, najniższą zaś w kwietniu.



Rys. 5. Zmiany wartości barwy rzeczywistej w wodzie surowej pobieranej ze zbiornika Goczałkowice w latach: a) 1990-2000, b) 2001-2013

Fig. 5. The changes of true colour in the raw water taken from the Goczałkowice reservoir in years: a) 1990-2000, b) 2001-2013

Pod względem barwy 56% próbek pobranych w całym analizowanym okresie może zostać zakwalifikowanych do kategorii A2, natomiast 44% do kategorii A1. W przypadku barwy rzeczywistej stwierdzono stosunkowo duży wzrost wartości tego wskaźnika od 2000 r. w porównaniu z latami 90. XX w. (wartość średnia dla barwy: lata 90. – 18 mg Pt/dm³, lata 2000-2013 – 29 mg Pt/dm³).

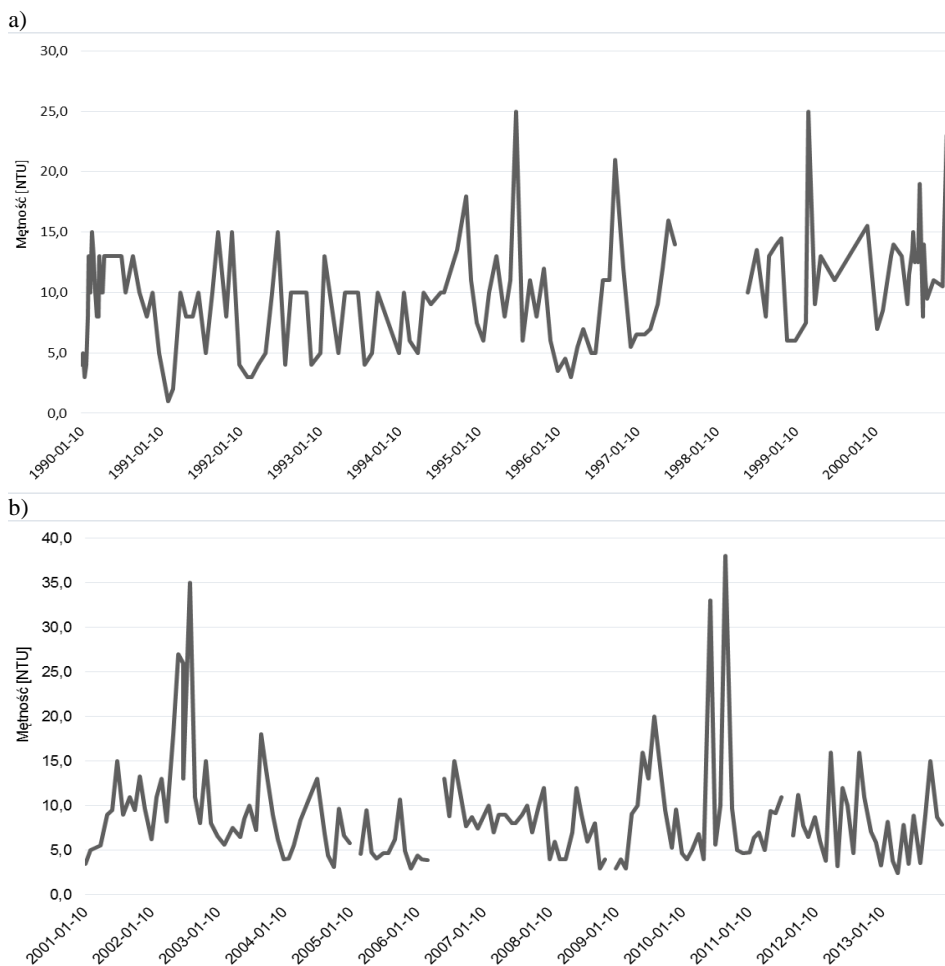


Rys. 6. Zmiany wartości barwy rzeczywistej w wodzie surowej pobieranej ze zbiornika Goczałkowice w 2013 r.

Fig. 6. The changes of true colour in the raw water taken from the Goczałkowice reservoir in 2013 year

Zmiany wartości mętności

Analiza parametru mętności wody pobieranej do uzdatniania ze zbiornika Goczałkowice wskazuje, że w latach 1990-2000 wartość tego wskaźnika wahała się w przedziale 1-25 NTU (rys. 7.). Podwyższone wartości (15 NTU) odnotowano w lutym 1990 r. W latach 90. widoczne było pogorszenie stanu wody surowej pobieranej ze zbiornika Goczałkowice. W latach 1990-1993 wartość mętności w sezonie letnim wahała się w przedziale 4-15 NTU. W latach 1994-1997 wartość maksymalna została zaobserwowana w lipcu 1995 r. (25 NTU). Również czerwiec i lipiec 1997 r. były miesiącami o podwyższonej mętności (odpowiednio 16 i 14 NTU), na co – podobnie jak w przypadku barwy – miała wpływ odnotowana w tym okresie powódź. Największy problem z mętnością wody surowej poddawanej uzdatnianiu w ciągu technologicznym GO-CZA I wystąpił w 2002 r., kiedy w sezonie letnim wartość parametru była bardzo wysoka i utrzymywała się w granicach 25-35 NTU. Przewyższało to znacznie poziom tego wskaźnika w poprzednich okresach. Wyjaśnienie przyczyn tego zjawiska tkwi w znacznym spadku poziomu zwierciadła wody spowodowanym remontem zapory, który w tym okresie prowadzono. Potwierdzeniem tej tezy jest poprawa jakości wody w odniesieniu do mętności, jaką odnotowano po 2002 r., czyli po usunięciu osadów nagromadzonych na dnie zbiornika. Ilość zalegającego tam materiału (głównie roślinnego) oceniono na ok. 20 tys. ton.



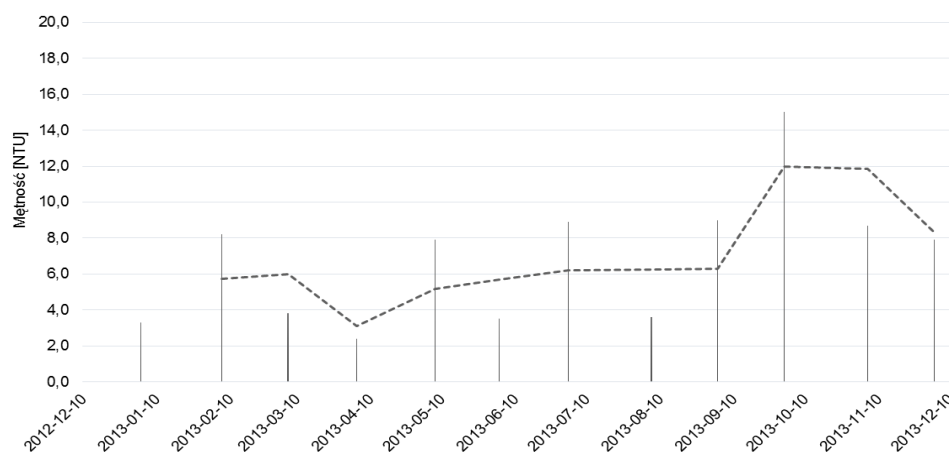
Rys. 7. Zmiany wartości mętności w wodzie surowej pobieranej ze zbiornika Goczałkowice w latach: a) 1990-2000, b) 2001-2013

Fig. 7. The changes of turbidity in the raw water taken from the Goczałkowice reservoir in years: a) 1990-2000, b) 2001-2013

Na rysunku 8., podobnie jak w przypadku temperatury i barwy rzeczywistej, przedstawiono zmiany wartości mętności w 2013 r. w celu zobrazowania sezonowej zmienności jakości wody. Podobnie jak w przypadku barwy rzeczywistej, najwyższą wartość mętności odnotowano w październiku, najniższą zaś w kwietniu.

Znacznie podwyższone wartości mętności oznaczano między czerwcem a wrześniem 2010 r., na co bezpośredni wpływ miała powódź w maju 2010 r. W 2013 roku obecność substancji wpływających na mętność wody była na względnie stałym, nieprzekraczającym 15 NTU poziomie. W odniesieniu do

mętności w aktualnym akcie prawnym nie wyznaczono wartości dopuszczalnych ani zalecanych dla poszczególnych kategorii jakości wody.



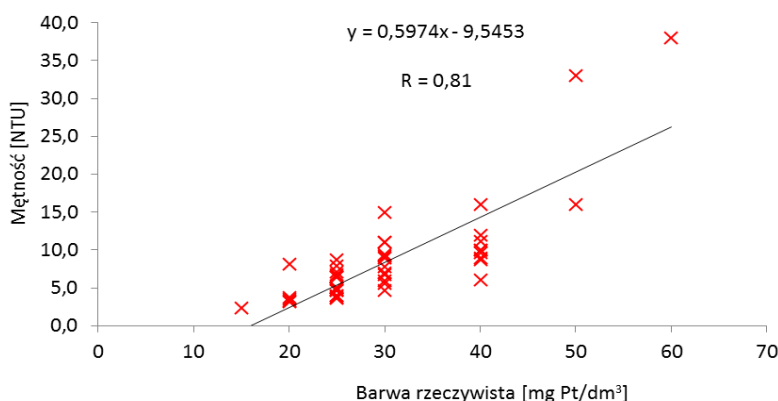
Rys. 8. Zmiany wartości mętności w wodzie surowej pobieranej ze zbiornika Goczałkowice w 2013 r.

Fig. 8. The changes of turbidity in the raw water taken from the Goczałkowice reservoir in 2013 year

Na podstawie analizowanych wskaźników jakości wody można stwierdzić, że woda surowa pobierana ze zbiornika Goczałkowice w omawianym okresie mogła być zaliczana do kategorii A1 bądź A2. Należała więc od II do III klasy czystości wody. Taka klasyfikacja umożliwia dobór odpowiednich procesów uzdatniania wody. Zgodnie z Rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 27 listopada 2002 r. [10] przy takiej jakości woda wymaga typowego uzdatniania fizycznego i chemicznego, w szczególności utleniania wstępnego, koagulacji, flokulacji, dekantacji, filtracji oraz dezynfekcji (chlorowania końcowego). Należy jednak pamiętać, że przy doborze procesów uzdatniania i ich parametrów technologicznych uwzględnia się znacznie szerszy zakres wskaźników zarówno fizykochemicznych, jak i mikrobiologicznych. Dlatego też, analizując układ technologiczny pracujący w ZUW Goczałkowice, można wnioskować, że jest on tak zaprojektowany, aby zapewnić wystarczającą efektywność uzdatniania wody klasyfikowanej do kategorii A3, a więc wody wymagającej wysoko sprawnego oczyszczania fizycznego i chemicznego.

Dla wskaźników jakości wody, tj. temperatury i barwy rzeczywistej, temperatury i mętności, a także barwy rzeczywistej i mętności, wyznaczono zależność między tymi parametrami (wykorzystano dane z lat 2010-2013 jako okres, w którym wyniki są w 100% kompletne). Widoczną zależność liniową uzyskano dla ostatniej pary wskaźników: barwy rzeczywistej i mętności, dla których współczynnik determinacji wynosił 0,81. Dla pozostałych dwóch par wskaźni-

ków: temperatury i barwy rzeczywistej oraz temperatury i mętności, otrzymano słabą zależność liniową, współczynniki determinacji wynosiły odpowiednio 0,38 i 0,21. Zależność między barwą rzeczywistą a mętnością została przedstawiona na rys. 9.



Rys. 9. Zależność między barwą rzeczywistą a mętnością (dane z lat 2010-2013)

Fig. 9. Dependency between: true colour and turbidity (data from years 2010-2013)

5. Podsumowanie

Na podstawie dostępnych danych z monitoringu wody pobieranej ze zbiornika Goczałkowice i następnie wprowadzanej od zakładu uzdatniania wody w czasie 24 lat (1990-2013) można stwierdzić, że:

- od 2010 r. odnotowuje się tendencję spadkową w ilości wody pobieranej ze zbiornika Goczałkowice do uzdatniania w ZUW,
- jakość wody oceniano systematycznie pod względem wybranych czterech wskaźników, takich jak: pH, temperatura, barwa rzeczywista i mętność,
- odnotowano stosunkowo duże wahania wartości pH wody pobieranej ze zbiornika w pobliżu ujęcia dla ZUW Goczałkowice (od 6,9 do 9,4),
- temperatura wody w okresie 24 lat przyjmowała wartości w granicach od 1,0 do 24°C, co było naturalnie związane ze zmianami pór roku,
- zawartość substancji wpływających na barwę rzeczywistą wody oraz mętność były bardzo zróżnicowane i wahały się w zakresie odpowiednio od 5 do 65 mg Pt/dm³ oraz od 1 do 38 NTU.

Analiza danych z monitoringu wód zbiornika wykazała, że w ostatnich kilku latach wskaźniki jakości wody, takie jak: barwa rzeczywista, mętność, były na ustalonym względnie stałym poziomie. We wcześniejszym okresie odnotowywano wprowadzenie wahań wartości tych wskaźników, ale występowały one

incydentalnie. Można zatem stwierdzić, że podwyższone wartości tych wskaźników były związane ze zwiększoną ilością opadów atmosferycznych, które wystąpiły na badanym obszarze i wraz ze spływem powierzchniowym mogły wnieść do zbiornika znaczne ilości zawiesin.

Monitorowanie wskaźników jakości wody pobieranej ze zbiornika Goczałkowice umożliwia odpowiedni dobór parametrów procesowych w trakcie uzdatniania. Jednocześnie wpływa na wzrost poziomu bezpieczeństwa i niezawodności całego systemu zaopatrzenia w wodę.

Pracę wykonano w ramach projektu „Zintegrowany system wspomagający zarządzaniem i ochroną zbiornika zaporowego” (ZiZOZap, POIG 01.01.02-24-078/09), współfinansowanego ze środków Europejskiego Funduszu Rozwoju Regionalnego i dotacji celowej MNiSW.

Pracę zrealizowano w ramach badań BS/MN-401-307/14. Anna Nowacka jest stypendystką projektu „DoktoRIS – program stypendialny na rzecz innowacyjnego Śląska”.

Literatura

- [1] Absalon D., Matysik M., Ruman M.: Charakterystyka zlewni zbiornika zaporowego w Goczałkowicach. „Zarządzanie zbiornikami zaporowymi w świetle Ramowej Dyrektywy Wodnej”, Sosnowiec 14. lipca 2010.
- [2] Bojarski A., Gręplowska Z., Nachlik E.: Zbiornik Goczałkowice. Analiza przyczynowo-skutkowa DPSIR procesów i zjawisk istotnych z punktu widzenia zarządzania zbiornikiem zaporowym. Monografia 420, seria: Inżynieria Środowiska, Kraków 2012.
- [3] Hebliński J.: 50 lat tradycji i nowoczesności. GPW S.A., ZUW Goczałkowice, Goczałkowice 2006.
- [4] Nowacka A., Włodarczyk-Makuła M., Panasiuk D.: Charakterystyka wybranych parametrów jakości wody zasilającej ZUW Goczałkowice. Inżynieria i Ochrona Środowiska, nr 14(4), 2011, s. 385-396.
- [5] Panasiuk D., Król K.: Gospodarka w zlewni zbiornika Goczałkowice. Raport ZIZOZAP, Katowice 2011.
- [6] Panasiuk D., Nowacka A.: Pobór a produkcja wody pitnej przez ZUW Goczałkowice. Raport ZIZOZAP, Katowice 2012.
- [7] Panasiuk D., Nowacka A.: System zaopatrzenia w wodę oraz technologie uzdatniania wody ze zbiornika Goczałkowice. Raport ZIZOZAP, Katowice 2011.
- [8] Panasiuk D., Nowacka A., Głodek A.: Część ekonomiczna systemu zarządzania zbiornikiem Goczałkowice. Raport końcowy z prac NILU Polska, ZIZOZAP. Częstochowa 2013.
- [9] Rak J.: Bezpieczeństwo i niezawodność systemów zbiorowego zaopatrzenia w wodę (SZZW), [w:] Zaopatrzenie w wodę, jakość i ochrona wód, t. II, Z. Dymaczewski, J. Jeż-Walkowiak (red.). Poznań 2012, s. 145-169.
- [10] Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 27 listopada 2002 r. w sprawie wymagań, jakim powinny odpowiadać wody powierzchniowe wykorzystywane do zaopatrzenia ludności w wodę przeznaczoną do spożycia (Dz.U. 2002 Nr 204, poz. 1728).

- [11] Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 20 sierpnia 2008 r. w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych (Dz.U. 2008. Nr 162, poz. 1008).
- [12] RZGW Gliwice i RZGW Kraków. Przegląd istotnych problemów gospodarki wodnej w zlewni pilotowej Górna Wisła. Gliwice-Kraków 2005.
- [13] Sformułowanie w warunkach korzystania z wód regionu wodnego ograniczeń w korzystaniu z wód jezior lub zbiorników oraz w użytkowaniu ich zlewni. Małopolska Grupa Geodezyjno-Projektowa i Instytut Ochrony Środowiska, Kraków-Warszawa 2010.
- [14] Wieczysty A., Rak J.: Niezawodność systemów zaopatrzenia w wodę w aspekcie wymagań jakościowych. Ochrona Środowiska, nr 1(56), 1995, s. 5-10.
- [15] Zbiornik Goczalkowicki – Ujście Wisły i Bajerki. Natura 2000. Standardowy Formularz Danych, SDF 2009.

QUANTITATIVE AND QUALITATIVE ANALYSIS OF WATER INTENDED TO TREATMENT FROM GOCZALKOWICE RESERVOIR IN THE YEARS 1990-2013

S u m m a r y

Goczalkowice dam reservoir is located on the Little Vistula river in the water region of the Little Vistula river. The primary functions of discussed reservoir include: water supplying of the Silesian region inhabitants and flood control. The additional functions of Goczalkowice reservoir are: flow compensation during the drought, nature conservation and recreation. Water subjected to treatment in the WTP Goczalkowice is derived from two independent sources: Goczalkowice reservoir and reservoir Czaniec. In selected WTP regular analysis of water quality indicators are conducted. Water taken from the reservoir Goczalkowice is transferred to the technological system GO-CZA I. In the other hand a mixture of water streams from reservoirs Goczalkowice and Czaniec is supplying to a system GO-CZA II. In this article the values of selected quality indicators (pH, temperature, turbidity and true colour) of water derived from the Goczalkowice reservoir were analyzed. The aim of this study was to compare the values of these indicators throughout 24 years (1990-2013). Analysis of data from the water monitoring of reservoir has revealed that in the past few years, water quality indicators were at a predetermined level. In the earlier period were recorded fluctuations in the value of these indicators, but they occurred incidentally. It can therefore be concluded that the increased values of these indicators were associated with increased amounts of atmospheric rainfall on investigated area. The runoff could bring to reservoir a significant amount of suspensions. Monitoring of water quality indicators, increases safety and reliability of the entire system of water supply.

Keywords: water quality, true colour, turbidity, pH, temperature

Przesłano do redakcji: 03.01.2015 r.

Przyjęto do druku: 28.03.2015 r.

DOI: 10.7862/rb.2015.22

Janusz Ryszard RAK¹

PROPOZYCJA OCENY DYWERSYFIKACJI OBJĘTOŚCI WODY W SIECIOWYCH ZBIORNIKACH WODOCIĄGOWYCH

Nową funkcją w omawianym w pracy zakresie jest wykorzystywanie wody zgromadzonej w sieciowych zbiornikach wodociągowych jako źródła awaryjnego zaopatrzenia. Sieciowe zbiorniki wodociągowe pełnią rolę rezerwy wody w przypadku wystąpienia różnego rodzaju zdarzeń niepożądanych. Najbardziej zaawansowane badania naukowe wskazują miejsca ich rozlokowania w podsystemie dystrybucji wody. W pracy przedstawiono metodę oceny dywersyfikacji objętości wody wodociągowej w danej liczbie zbiorników. Ma to istotne znaczenie w zwiększeniu bezpieczeństwa dostawy wody do odbiorców w sytuacjach kryzysowych. Bezwymiarowy wskaźnik stopnia dywersyfikacji objętości wody w sieciowych zbiornikach wodociągowych pozwala na porównanie dowolnej wielkości systemów zbiorowego zaopatrzenia w wodę. O stopniu dywersyfikacji objętości wody wodociągowej w PsDyW decydują trzy czynniki: udział objętości wody w PsGrW w odniesieniu do zapotrzebowania maksymalnego dobowego, liczba SZbW, równomierność rozkładu objętości wody w poszczególnych SZbW. Dywersyfikacja objętości wody w SZbW ma szczególnie pozytywne znaczenie w sytuacjach kryzysowych związanych z trudnościami dostawy wody wodociągowej do aglomeracji miejsko-przemysłowych. W tym względzie można stwierdzić, że pełnią one rolę rezerwy ślizgowej w SZbW.

Słowa kluczowe: zaopatrzenie w wodę, zbiorniki wodociągowe, dywersyfikacja

1. Wprowadzenie

W sieciowych zbiornikach wodociągowych woda jest magazynowana w czasie, kiedy jej ilość dostarczana z zakładu uzdatniania wody (ZUzW) przez pompownię 2^o przewyższa zapotrzebowanie na wodę w danej miejscowości, pobierana jest zaś w czasie występowania większego zapotrzebowania na wodę niż możliwości jej dostawy.

Przyjęta klasyfikacja zbiorników uwzględnia [3, 10]:

- położenie względem poziomu terenu – zbiorniki terenowe, zbiorniki wieżowe,

¹ Janusz Ryszard Rak, Politechnika Rzeszowska, 35-959 Rzeszów, al. Powstańców Warszawy 6, tel. 17 8651449, rakjan@prz.edu.pl

- położenie względem obszaru zasilania – zbiorniki dolne, zbiorniki górne (początkowe, centralne, końcowe),
- pełnione funkcje – gromadzenie objętości wyrównawczej i przeciwpożarowej oraz dodatkowo awaryjnej, stabilizacja ciśnienia (zbiorniki górne).

Ryzyko towarzyszy każdej działalności technicznej i oznacza, że wybór któregoś wariantu działania stwarza możliwość wystąpienia zdarzeń niepożądanych, przy czym prawdopodobieństwo i skutki tych zdarzeń są znane. W przypadku gdy prawdopodobieństwo wystąpienia takich zdarzeń nie jest znane, to ma się do czynienia z niepewnością. Świadomość istnienia ryzyka z reguły wywołuje chęć jego zmniejszenia, co z kolei prowadzi do podejmowania działań identyfikowanych z zarządzaniem ryzykiem. Analizy ryzyka wykonuje się metodą *top down*, czyli z góry do dołu (metoda drzewa FTA) oraz *bottom up*, czyli z dołu do góry (metoda drzewa ETA) [11].

Stopień trafności obliczeń ryzyka zależy głównie od wiarygodności danych faktograficznych. Celem gromadzenia informacji faktograficznej jest dokumentowanie zdarzeń niepożądanych, badanie ich czynników przyczynowo-skutkowych oraz ewentualne ich prognozowanie. Bezpieczeństwo ma charakter priorytetowy i wielokierunkowy. Do środków wpływających na wzrost bezpieczeństwa obecnie zalicza się szeroko rozumiane analizy i oceny ryzyka. Z punktu widzenia poziomu bezpieczeństwa systemów zbiorowego zaopatrzenia w wodę (SZZW) szczególne znaczenie ma modernizacja, czyli ingerencja w strukturę systemu lub zasady jego eksploatacji.

Celem pracy jest przedstawienie metody oceny stopnia dywersyfikacji objętości wody w sieciowych zbiornikach wodociągowych (SZbW), co ma istotny wpływ na funkcjonowanie całego SZZW, szczególnie w sytuacjach kryzysowych.

2. Stan wiedzy dotyczący tematu pracy

Najogólniej system zbiorowego zaopatrzenia w wodę można podzielić na podsystem dostawy wody (PsDoW) i podsystem dystrybucji wody (PsDyW) [13]. Sieciowe zbiorniki wodociągowe w okresie stabilnej eksploatacji SZZW przynależą do PsDyW. Pełnią wtedy rolę regulacyjną (wyrównują dostawy wody w cyklu dobowym, stabilizują ciśnienie w sieci wodociągowej) oraz asekuracyjną (potrzeby przeciwpożarowe i zapas awaryjny) [3]. W czasie krytycznych awarii, jeżeli zgromadzone w nich objętości wody są odpowiednio duże, można je traktować jako dodatkowe źródła dostawy wody, co jest jednoznaczne z zaliczeniem ich do PsDoW [1, 2]. Awarie krytyczne są związane z trudnościami dostawy wody do znacznej liczby jej odbiorców. Do tego typu zdarzeń niepożądanych można zaliczyć [9-11]:

- skażenie wody w źródle jej poboru,
- awarie na ujęciach wody,
- awarie urządzeń do uzdatniania wody,

- awarie pompowni i przepompowni wody,
- uszkodzenia strategicznych rurociągów tranzytowych i magistralnych.

Wszystkie wymienione zdarzenia niepożądane mogą być kompensowane w ograniczonym przedziale czasowym przez dostawę wody z SZbW. Długość przedziału czasowego zależy od zgromadzonej wielkości objętości rezerwowej wody w SZbW. Z tego względu niezwykle ważna jest rezerwowa objętość wody w SZbW oraz jej dywersyfikacja w podsystemie gromadzenia wody (PsGrW) [15]. Funkcje użytkowe SZbW oraz wymogi konstrukcyjne zostały wyszczególnione w normie PN-EN 1508:2002: Zaopatrzenie w wodę – Wymagania dotyczące systemów i ich części składowych przeznaczonych do gromadzenia wody.

Krajowe doniesienia literaturowe wskazują, że np. łączna pojemność wody w zbiornikach powinna wynosić 30-35% Q_{dmax} [8]. W pracy [14] postuluje się, aby całkowita pojemność wody w zbiornikach wynosiła 50% Q_{dmax} , przy czym pojemność asekuracyjna powinna wynosić 25-33% Q_{dmax} .

Bardziej zaawansowane metody wyznaczania pojemności całkowitej wody w SZbW zostały opracowane w ośrodku krakowskim. Niezawodności funkcjonowania w fazie użytkowania SZbW jest poświęcona praca [3]. Aspektów niezawodności i optymalizacji rozdziału rezerw wody w SZbW na rzecz całego SZZW dotyczą prace [4, 5, 10, 12, 16]. Z kolei oszacowaniu niezbędnej objętości zgromadzonej wody i wskazaniu miejsca jej lokalizacji w SZZW celem zabezpieczenia przed skutkami awarii krytycznych są poświęcone publikacje [6, 7]. Wskazano w nich warunek przestrzennego rozkładu pojemności SZbW w centrum geometrycznym punktów poboru wody. Opracowano metodę dywersyfikacji rezerw zbiornikowych wody według analizy rozmieszczenia środków ciężkości wielkości zapotrzebowania na wodę [7, 10]. Prace te stanowią istotny etap w budowie kompleksowej metody określania wielkości i lokalizacji objętości wody w SZbW z uwzględnieniem warunków hydraulicznych pracy sieci wodociągowej. Należy jeszcze odpowiedzieć na pytanie: na jaką liczbę SZbW należy rozdzielić określone objętości rezerwowe wody we wskazanych lokalizacjach?

3. Opis metody

Wskaźnik dominacji Edwarda H. Simpsona wykorzystywany w analizach bioróżnorodności gatunkowej jest opisywany wzorem:

$$d_D = \sum_{i=1}^m u_i^2 \quad (1)$$

$$d_D = 1 - \sum_{i=1}^m u_i^2 \quad (2)$$

Modyfikacją tego wskaźnika jest wzór:

$$d_D = \frac{1}{1 - \sum_{i=1}^m u_i^2} \quad (3)$$

gdzie: m – liczba sieciowych zbiorników wodociągowych, u_i – udział i -tego SZbW. Przykładowo,

$$\text{dla } m = 100 \text{ i } u_i = 0,01 \rightarrow d_D = 0,99.$$

W wersji oryginalnej wzoru (1) wskaźnik d_D przyjmuje wartości od 0 do 1, przy czym 0 oznacza nieskończenie dużą dywersyfikację, a 1 brak dywersyfikacji. Przyjęta modyfikacja – wzór (2) stanowi uporządkowane logicznie rosnące wartości wskaźnika d_D , przy czym 0 oznacza brak dywersyfikacji, a 1 nieskończenie dużą dywersyfikację. Inną modyfikacją wzoru (1) jest propozycja opisana wyrażeniem (3). Wartości maksymalne tego wskaźnika odpowiadają liczbie SZbW przy całkowicie zrównoważonych udziałach objętości wody.

Dla wskaźnika oceny stopnia dywersyfikacji objętości wody w SZbW obowiązuje zasada, że im większa jego wartość, tym korzystniejszy stopień dywersyfikacji objętości wody, co spełnia wskaźnik d_D według zależności (2).

Udział i -tego SZbW jest określony wzorem:

$$u_i = \frac{V_i}{V} \quad (4)$$

gdzie: V_i – objętość wody w i -tym SZbW [m^3], V – całkowita objętość wody w podsystemie gromadzenia wody (PsGrW [m^3]), przy czym $u_i \in (0,1)$

$$\sum_{i=1}^m u_i = 1 \quad (5)$$

Udział teoretyczny czasu korzystania z całkowitej objętości wody zgromadzonej w zbiornikach w stosunku do dobowej zdolności produkcyjnej wyznacza się ze wzoru:

$$\Delta T_t = \frac{V}{Q_{nd}} \quad (6)$$

gdzie: V – całkowita objętość wody zgromadzonej w zbiornikach wodociągowych [m^3], Q_{nd} – dobową zdolność produkcyjną zakładu wodociągowego (ZW) g [m^3/d].

Udział faktyczny czasu korzystania z objętości wody w zbiornikach w stosunku do maksymalnego dobowego zapotrzebowania na wodę wyznacza się ze wzoru:

$$\Delta T_t = \frac{V}{Q_{d\max}} \quad (7)$$

gdzie $Q_{d\max}$ – maksymalne dobowe zużycie wody [m^3/d].

Skala porównawcza możliwych czasów pokrycia faktycznego dobowego zapotrzebowania na wodę przez całkowitą objętość wody zgromadzona w SZbW przedstawia się następująco:

- bardzo mały – $\Delta T_f < 0,10$ d,
- mały – $0,10 \text{ d} \leq \Delta T_f < 0,25$ d,
- średni – $0,25 \text{ d} \leq \Delta T_f < 0,50$ d,
- wystarczający – $0,5 \text{ d} \leq \Delta T_f \leq 0,7$ d,
- bardzo zadowolający – $\Delta T_f > 0,7$ d.

W pracy przyjęto ocenę dywersyfikacji według wskaźnika opisanego wzorem (2), a w tab. 1-5. pokazano wartości wskaźnika według wzoru (3). W tabeli 1. zestawiono wartości liczbowe wskaźnika d_D dla $m = 2$ niezależnych SZbW.

Tabela 1. Wartości liczbowe wskaźników d_D dla dwóch niezależnych SZbW o różnych udziałach objętości

Table 1. Numerical values of d_D indicators for two independent SZbW with different proportion volumes

$m = 2$	$u_1 = 0,5$ $u_2 = 0,5$	$u_1 = 0,6$ $u_2 = 0,4$	$u_1 = 0,7$ $u_2 = 0,3$	$u_1 = 0,8$ $u_2 = 0,2$	$u_1 = 0,9$ $u_2 = 0,1$	$u_1 = 0,95$ $u_2 = 0,05$	$u_1 = 0,99$ $u_2 = 0,01$
d_D	0,5	0,48	0,42	0,32	0,18	0,095	0,0198
$1/d_D$	2,0	1,923	1,724	1,471	1,220	1,105	1,020

Z danych zawartych w tab. 1. wynika, że wskaźnik d_D kształtuje się najkorzystniej w przypadku, gdy udziały objętości wody są zrównoważone i wynoszą po 0,5. W tabeli 2. zestawiono wartości liczbowe wskaźników dla zrównoważonych PsGrW o liczbie SZbW od 2 do 20. W tabelach 3-5. zaprezentowano wartości wskaźników d_D dla liczby $m = 3, 4$ i 5 niezależnych SZbW i różnych udziałów objętości wody.

Tabela 2. Zestawienie wartości liczbowych wskaźników d_D dla zrównoważonych PsGrWTable 2. Summary of d_D numerical indicators for sustainable PsGrW

m	2	3	4	5	6	8	10	20
u_i	0,50	0,33	0,25	0,20	0,167	0,125	0,10	0,05
d_D	0,5	0,667	0,75	0,80	0,833	0,875	0,90	0,95
$1/d_D$	2,0	3,0	4	5	6	8	10	20

Tabela 3. Zestawienie wartości wskaźników d_D dla $m = 3$ niezależnych SZbWTable 3. Summary d_D indicators values of $m = 3$ independent SZbW

m = 3	$u_1 = 0,33$ $u_2 = 0,33$ $u_3 = 0,33$	$u_1 = 0,4$ $u_2 = 0,3$ $u_3 = 0,3$	$u_1 = 0,5$ $u_2 = 0,3$ $u_3 = 0,2$	$u_1 = 0,6$ $u_2 = 0,3$ $u_3 = 0,1$	$u_1 = 0,6$ $u_2 = 0,2$ $u_3 = 0,2$	$u_1 = 0,7$ $u_2 = 0,2$ $u_3 = 0,1$	$u_1 = 0,8$ $u_2 = 0,1$ $u_3 = 0,1$
d_D	0,667	0,66	0,62	0,54	0,56	0,46	0,34
$1/d_D$	3,0	2,94	2,63	2,17	2,27	1,85	1,52

Tabela 4. Zestawienie wartości wskaźników d_D dla $m = 4$ niezależnych SZbWTable 4. Summary d_D indicators values of $m = 4$ independent SZbW

m = 4	$u_1 = 0,25$ $u_2 = 0,25$ $u_3 = 0,25$ $u_4 = 0,25$	$u_1 = 0,3$ $u_2 = 0,3$ $u_3 = 0,2$ $u_4 = 0,2$	$u_1 = 0,4$ $u_2 = 0,3$ $u_3 = 0,15$ $u_4 = 0,15$	$u_1 = 0,5$ $u_2 = 0,3$ $u_3 = 0,1$ $u_4 = 0,1$	$u_1 = 0,6$ $u_2 = 0,2$ $u_3 = 0,1$ $u_4 = 0,1$	$u_1 = 0,7$ $u_2 = 0,1$ $u_3 = 0,1$ $u_4 = 0,1$
d_D	0,75	0,74	0,705	0,64	0,58	0,48
$1/d_D$	4,0	3,85	3,39	2,78	2,38	1,92

Tabela 5. Zestawienie wartości wskaźników d_D dla $m = 5$ niezależnych SZbWTable 5. Summary d_D indicators values of $m = 5$ independent SZbW

m = 5	$u_1 = 0,2$ $u_2 = 0,2$ $u_3 = 0,2$ $u_4 = 0,2$ $u_5 = 0,2$	$u_1 = 0,3$ $u_2 = 0,3$ $u_3 = 0,2$ $u_4 = 0,1$ $u_5 = 0,1$	$u_1 = 0,4$ $u_2 = 0,3$ $u_3 = 0,1$ $u_4 = 0,1$ $u_5 = 0,1$	$u_1 = 0,5$ $u_2 = 0,2$ $u_3 = 0,1$ $u_4 = 0,1$ $u_5 = 0,1$	$u_1 = 0,6$ $u_2 = 0,1$ $u_3 = 0,1$ $u_4 = 0,1$ $u_5 = 0,1$	$u_1 = 0,8$ $u_2 = 0,05$ $u_3 = 0,05$ $u_4 = 0,05$ $u_5 = 0,05$
d_D	0,8	0,76	0,72	0,68	0,60	0,35
$1/d_D$	5,0	4,17	3,57	3,125	2,50	1,54

Analiza wskaźników stopnia dywersyfikacji d_D zawartych w tab. 1-5. wskazuje, że w przypadkach znaczącego nierównoważenia udziałów objętości u_i nie obowiązuje zasada: czym większa liczba SZbW, tym większy wskaźnik d_D . Przykładowo,

$m = 3, \quad u_1 = 0,5, \quad u_2 = 0,3, \quad u_3 = 0,2, \quad d_D = 0,62,$
 $m = 4, \quad u_1 = 0,6, \quad u_2 = 0,2, \quad u_3 = 0,1, \quad u_4 = 0,1, \quad d_D = 0,58,$
 co daje $0,62 > 0,58$, pomimo że $m = 3 < m = 4$.

Podobnie,

$m = 4, \quad u_1 = 0,5, \quad u_2 = 0,3, \quad u_3 = 0,1, \quad u_4 = 0,1, \quad d_D = 0,64,$
 $m = 5, \quad u_1 = 0,6, \quad u_2 = 0,1, \quad u_3 = 0,1, \quad u_4 = 0,1, \quad u_5 = 0,1, \quad d_D = 0,60,$
 co daje $0,64 > 0,60$, pomimo że $m = 4 < m = 5$.

Przyjęto następującą skalę porównawczą dla wskaźnika d_D wg wzoru (2):

- brak dywersyfikacji – $d_D = 0$,
- mała dywersyfikacja – $0 < d_D \leq 0,45$,
- średnia dywersyfikacja – $0,45 < d_D \leq 0,75$,
- wystarczająca dywersyfikacja – $0,75 < d_D \leq 0,85$,
- bardzo zadowolająca dywersyfikacja – $d_D > 0,85$.

4. Przykład zastosowania metody

Zbiorniki sieciowe w Jaśle

$$\begin{array}{ll}
 2 \times 900 = 1\,800 \text{ m}^3 & u_1 = u_2 = 0,132 \\
 \underline{2 \times 2\,500 = 5\,000 \text{ m}^3} & u_3 = u_4 = 0,368 \\
 \text{Razem} & 6\,800 \text{ m}^3
 \end{array}$$

Wskaźnik dywersyfikacji według wzoru (2) wynosi:

$$d_p = 1 - [2 \cdot 0,132^2 + 2 \cdot 0,368^2] = 0,694,$$

co daje średnią dywersyfikację objętości wody w SZbW. Zdolność produkcyjna dwóch zakładów wodociągowych (ZW) w Jaśle wynosi:

$$\text{ZW 1} = 16\,800 \text{ m}^3/\text{d}, \quad \text{ZW 2} = 350 \text{ m}^3/\text{d}.$$

Zdolność produkcyjna $Q_{nd} = 17\,150 \text{ m}^3/\text{d}$, a faktyczne zapotrzebowanie na wodę $Q_{dmax} = 5\,750 \text{ m}^3/\text{d}$.

$$\Delta T_t = \frac{6800}{17150} = 0,398\text{d}, \quad \Delta T_f = \frac{6800}{5750} = 1,18\text{d},$$

tj. bardzo zadowolający udział objętości wody w odniesieniu do faktycznego zapotrzebowania na wodę.

Zbiorniki sieciowe w Sanoku

1 x 550 =	550 m ³	$u_1 = 0,183$
1 x 150 =	150 m ³	$u_2 = 0,050$
1 x 300 =	300 m ³	$u_3 = 0,100$
<u>1 x 200 =</u>	<u>2 000 m³</u>	$u_4 = 0,667$
Razem	3 000 m ³	

Wskaźnik dywersyfikacji według wzoru (2) wynosi:

$$d_p = 1 - [0,183 + 0,05^2 + 0,1^2 + 0,667^2] = 0,509,$$

co daje średnią dywersyfikację objętości wody w SZbW.

Zdolność produkcyjna dwóch zakładów wodociągowych (ZW) w Sanoku wynosi:

$$ZW\ 1 = 15\ 550\ \text{m}^3/\text{d}, \quad ZW\ 2 = 9\ 800\ \text{m}^3/\text{d}.$$

Zdolność produkcyjna $Q_{nd} = 25\ 350\ \text{m}^3/\text{d}$, a faktyczne zapotrzebowanie na wodę $Q_{dmax} = 8\ 000\ \text{m}^3/\text{d}$.

$$\Delta T_t = \frac{3000}{25350} = 0,118\text{d}, \quad \Delta T_f = \frac{3000}{8000} = 0,375\text{d},$$

tj. średni udział objętości wody w odniesieniu do faktycznego zapotrzebowania na wodę.

Zbiorniki wodociągowe w Przemysłu

3 x 300 =	900 m ³	$u_1 = u_2 = u_3 = 0,056$
4 x 500 =	2 000 m ³	$u_4 = u_5 = u_6 = u_7 = 0,093$
<u>2 x 1 250 =</u>	<u>2 500 m³</u>	$u_8 = u_9 = 0,231$
Razem	5 400 m ³	

Wskaźnik dywersyfikacji według wzoru (2) wynosi:

$$d_p = 1 - [3 \cdot 0,056^2 + 4 \cdot 0,093^2 + 2 \cdot 0,231^2] = 0,849,$$

co daje wystarczającą dywersyfikację objętości wody SZbW.

Zdolność produkcyjna jednego Zakładu Wodociągowego (ZW) w Przemysłu wynosi:

$$ZW\ 1 = 38\ 400\ \text{m}^3/\text{d}.$$

Zdolność produkcyjna $Q_{nd} = 38\ 400\ \text{m}^3/\text{d}$, a faktyczne zapotrzebowanie na wodę $Q_{dmax} = 15\ 000\ \text{m}^3/\text{d}$.

$$\Delta T_t = \frac{5400}{38400} = 0,141 \text{ d}, \quad \Delta T_f = \frac{5400}{15000} = 0,36 \text{ d},$$

tj. średni udział objętości wody w odniesieniu do faktycznego zapotrzebowania na wodę.

Zbiorniki wodociągowe w Tarnobrzegu

1 x 1 200 = 1 200 m ³	$u_1 = 0,211$
2 x 500 = 1 000 m ³	$u_2 = u_3 = 0,088$
<u>2 x 1 759 = 3 500 m³</u>	$u_4 = u_5 = 0,307$
Razem 5 700 m ³	

Wskaźnik dywersyfikacji według wzoru (2) wynosi:

$$d_p = 1 - [0,211^2 + 2 \cdot 0,088^2 + 2 \cdot 0,307^2] = 0,751,$$

co daje wystarczającą dywersyfikację objętości wody SZbW.

Zdolność produkcyjna dwóch zakładów wodociągowych (ZW) w Tarnobrzegu wynosi:

$$\text{ZW 1} = 4\,300 \text{ m}^3/\text{d}, \quad \text{ZW 2} = 18\,000 \text{ m}^3/\text{d}.$$

Zdolność produkcyjna $Q_{nd} = 22\,300 \text{ m}^3/\text{d}$, a faktyczne zapotrzebowanie na wodę $Q_{dmax} = 7\,500 \text{ m}^3/\text{d}$.

$$\Delta T_t = \frac{5700}{22300} = 0,26 \text{ d}, \quad \Delta T_f = \frac{5700}{7500} = 0,76 \text{ d},$$

tj. bardzo zadowalający udział objętości wody w odniesieniu do faktycznego zapotrzebowania na wodę.

5. Podsumowanie

- O stopniu dywersyfikacji objętości wody wodociągowej w PsDyW decydują trzy czynniki:
 - udział objętości wody w PsGrW w odniesieniu do zapotrzebowania maksymalnego dobowego,
 - liczba SZbW,
 - równomierność rozkładu objętości wody w poszczególnych SZbW.
- Zmodyfikowany wskaźnik Simpsona d_p stanowi kolejne proste narzędzie do podejmowania decyzji projektowych lub modernizacyjnych w zakresie oceny dywersyfikacji objętości wody w SZbW. Jego bezwymiarowe warto-

ści pozwalają na porównywanie SZZW o dowolnej wielkości pod względem stopnia dywersyfikacji objętości wody w SZbW.

3. Każde przejście z jednego na dwa SZbW daje zwiększenie stopnia dywersyfikacji objętości wody mierzonej wskaźnikiem d_D . Dowolna kombinacja przejścia z dwóch na większą liczbę SZbW powoduje zwiększenie stopnia dywersyfikacji objętości wody w przypadku zrównoważonych objętości poszczególnych SZbW. W przypadku bardzo znacznego zrównoważenia udziałów objętości SZbW w odniesieniu do całkowitej objętości wody zwiększenie liczby SZbW nie zawsze prowadzi do zwiększenia stopnia dywersyfikacji objętości wody mierzonego wskaźnikiem d_D .

Literatura

- [1] Bajer J.: Zagrożenia dla ilości i jakości wody dostarczanej odbiorcom. *Wodociągi i Kanalizacja*, nr 6(52)/2008, s. 40-43.
- [2] Bajer J., Wieczysty A.: Analiza wpływu zbiorników wody surowej na podniesienie niezawodności układów zasilania w wodę, [w:] *Metody oceny i podnoszenia niezawodności działania komunalnych systemów zaopatrzenia w wodę*. Monografie Komitetu Inżynierii Środowiska Polskiej Akademii Nauk, vol. 2, A. Wieczysty (red.). Komitet Inżynierii Środowiska PAN, Kraków 2001, s. 83-140.
- [3] Buchberger S.: *Diffusion approximation for equilibrium distribution of reservoir storage*. The University of Cincinnati, Ohio 1989.
- [4] Głód K.: *Niezawodność sieciowych zbiorników wodociągowych*. Politechnika Krakowska, Kraków 2000 (rozprawa doktorska).
- [5] Głód K., Wieczysty A.: Wstępna analiza niezawodności krajowych zbiorników wodociągowych. *Mat. konf. „Postęp w inżynierii środowiska”*. Oficyna Wydawnicza Politechniki Rzeszowskiej, Rzeszów-Polańczyk 1999, s. 161-166.
- [6] Iwanejko R., Lubowiecka T., Wieczysty A.: Jednokryterialna optymalizacja rozdziału rezerwy w zbiornikach wodociągowych i nadwyżki mocy produkcyjnej przy wykorzystaniu teorii niezawodności. *Mat. konf. „Współczesne problemy inżynierii sanitarnej i ochrony środowiska”*. Wydaw. Politechniki Krakowskiej, Kraków 1993, s. 61-72.
- [7] Iwanejko R., Lubowiecka T., Wieczysty A.: Obliczenia objętości wodociągowych zbiorników asekuracyjnych z uwzględnieniem zróżnicowania czasów odnowy układów zasilania w wodę przy wykorzystaniu teorii niezawodności. *Mat. konf. „Współczesne problemy inżynierii sanitarnej i ochrony środowiska”*. Wydaw. Politechniki Krakowskiej, Kraków 1993, s. 73-84.
- [8] Knapik K.: *Lokalizacja zbiornikowych rezerw awaryjnych w systemie dystrybucji wody*. Czasopismo Techniczne, Wydaw. Politechniki Krakowskiej, Kraków 2004.
- [9] Knapik K., Płoskonka R.: *Metoda oceny funkcjonowania systemów zaopatrzenia w wodę przy uwzględnieniu dywersyfikacji zbiornikowych rezerw wody*. *Mat. konf. „Zaopatrzenie w wodę, jakość i ochrona wód” t. II*. Wydawnictwo PZiITS O/Wielkopolski, Poznań-Gniezno 2008, s. 493-512.
- [10] Kwietniewski M., Roman M., Trąbaczkiewicz-Kłoss H.: *Niezawodność wodociągów i kanalizacji*. Arkady, Warszawa 1993.

- [11] Lesko L., Lyp B.: Tymczasowe zalecenia określania rezerw wody w zbiornikach wodociągów komunalnych. Wydaw. MAGTiOŚ, Warszawa 1982.
- [12] Płoskonka R.: Metoda optymalnej lokalizacji rezerw zbiornikowych w systemie dystrybucji wody. Politechnika Krakowska, Kraków 2008 (rozprawa doktorska).
- [13] Rak J.R.: Metoda oceny stopnia dywersyfikacji dostawy wody dla wybranych miast w Polsce. Instal, z. 5. 2014, s. 68-70.
- [14] Rak J.R.: Problematyka dywersyfikacji dostawy wody. Technologia Wody, nr 1(33), 2014, s. 14-16.
- [15] Suligowski Z.: Zbiornik sieciowy, konsekwencje projektowania w aspekcie wymagań normowych. Instal, nr 5/2014, s. 48-50.
- [16] Wieczysty A., Lubowiecka T.: Metoda oceny niezawodności systemu zaopatrzenia w wodę przy uwzględnieniu pojemności zbiorników wyrównawczych. Mat. konf. „Niezawodność systemów wodociągowych i kanalizacyjnych”. Wydaw. NOT Kielce, Kielce 1986, s. 434-448.

THE PROPOSAL OF DIVERSIFICATION ASSESSMENT OF WATER VOLUME IN WATER SUPPLY NETWORK TANKS

Summary

Water supply tanks normally perform a compensatory role of water supply in a daily cycle and stabilize the pressure in the water supply system. In crisis situations, their capacity is used for the purposes of fire. A new feature in this regard is the use of stored water as an emergency source of supply. Water supply tanks act as reserves for all kinds of undesirable events. The most advanced research indicate their place of deployment in water distribution subsystem. The paper presents a method for evaluating diversification volume of tap water in a number of tanks. This is important in increasing the security of supply of water to consumers in crisis situations. Dimensionless index of the degree of the volume diversification of water in tanks of water supply allows to compare any scale of public water supply. The degree of diversification volume of tap water in the WDS determined by three factors: the proportion of the volume of water in relation to PsGrW maximum daily demand, the number of SZbW, uniformity of the volume of water in each SZbW. Diversification of the volume of water in SZbW has a particularly positive role in crisis-related difficulties tap water supply to urban and industrial agglomeration. In this respect, it can be concluded that they act as a slide reserve in SZbW.

Keywords: water supply, water tanks, diversification

Przesłano do redakcji: 19.01.2015 r.

Przyjęto do druku: 28.03.2015 r.

DOI: 10.7862/rb.2015.23

Henryk RÓŻAŃSKI¹
Krzysztof JABŁOŃSKI²

MOŻLIWOŚCI POZYSKIWANIA BIOMASY LEŚNEJ NA CELE ENERGETYCZNE W POLSCE

Lasy, spełniając różnorodne funkcje, mogą stanowić także źródło surowca do wytwarzania energii. Praca zawiera ocenę ilości drewna wykorzystywanego obecnie do produkcji energii oraz przedstawia symulację zapotrzebowania na biomasę pochodzenia leśnego do celów energetycznych. Analizę przeprowadzono na podstawie materiałów statystycznych zawierających informacje o ilościach pozyskiwanego drewna z wyróżnieniem sortymentów opałowych obowiązujących dokumentów precyzujących wykorzystanie biomasy do wytwarzania energii w najbliższych latach oraz badań nad biomasą drzew. Podstawowa postać surowca drzewnego stosowanego do celów energetycznych to drewno opałowe wyrabiane w formie metrowych wałków oraz drewno małowymiarowe w postaci gałęzi. Ważną, obecnie jeszcze słabo wykorzystywaną postacią surowca drzewnego są pozostałości zrębowe po cięciach rębnych drzewostanów iglastych. Obecnie pozyskanie drewna w Polsce kształtuje się na poziomie trzydziestu kilku milionów metrów sześciennych drewna w ciągu roku, z czego około 9% stanowi średniowymiarowe drewno opałowe, 5% drewno małowymiarowe oraz ok. 2,5% surowiec w postaci pozostałości zrębowych. Najwięcej surowca opałowego pozyskuje się w województwach północnych. Symulacja zapotrzebowania na leśną biomasę do produkcji energii wykazała, że mimo ograniczania możliwości stosowania tej biomasy do celów energetycznych zapotrzebowanie najprawdopodobniej zdecydowanie przekroczy obecny poziom podaży tego typu surowca.

Słowa kluczowe: drewno energetyczne, zrębki, baloty, pozyskiwanie drewna

1. Wprowadzenie

Szybki rozwój technologiczny skutkuje powstawaniem różnorodnych problemów domagających się pilnego rozwiązania. Jednym z ważniejszych jest zagadnienie zaopatrzenia w nośniki energii oraz przeciwdziałanie niekorzystnym skutkom rozwoju cywilizacyjnego człowieka. Okazuje się bowiem, że rosnące stale emisje tzw. gazów cieplarnianych prowadzą do zmian klimatycznych.

¹ Henryk Różański, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu

² Autor do korespondencji/corresponding author: Krzysztof Jabłoński, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu, 60-637 Poznań, ul. Wojska Polskiego 28, tel. 61 8487640, jabkrys@up.poznan.pl

Jednocześnie jest zagrożona bioróżnorodność życia na Ziemi i wyczerpują się surowce, które dotychczas pozwalały na swobodną ekspansję cywilizacji. Od kilkudziesięciu lat następuje zmiana paradygmatu rozwoju cywilizacji ludzkiej – coraz częściej mówi się nie tyle o wzroście, ile o rozwoju, nie tyle o zmianie zastanej rzeczywistości, ile o zachowaniu możliwie nienaruszonego środowiska naturalnego. Stąd zainteresowanie odnawialnymi źródłami energii oraz lasami stanowiącymi na lądach najbogatszy z ekosystemów.

Lasy pełnią wiele funkcji: stanowią miejsce bytowania wielu gatunków roślin i zwierząt, stabilizują klimat i gospodarkę wodną, są źródłem tlenu, dostarczają środków utrzymania i walorów rekreacyjnych dla populacji ludzkich, stanowią istotne źródło wrażeń estetycznych i doznań duchowych. Lasy spełniają także ważne funkcje produkcyjne, dostarczając surowca drzewnego. Ostatnia z wymienionych funkcji jest niezwykle istotna, ponieważ nie tylko dostarcza surowca do produkcji mebli, papieru i stolarki budowlanej, ale również stwarza miejsca pracy, pozwalając na istnienie przemysłu drzewnego.

Konieczność przeciwdziałania zmianom klimatycznym poprzez obniżenie emisji gazów cieplarnianych spowodowało zainteresowanie biomasą jako istotnym źródłem energii odnawialnej. Lasy otrzymały więc nową funkcję – źródła biomasy do celów energetycznych. Jednak pogodzenie tak różnorodnych funkcji jest nie lada wyzwaniem. Jak pobierać surowiec energetyczny z lasu, nie powodując negatywnych skutków ekologicznych poprzez zabieranie biomasy ze środowiska? W jakim stopniu pozyskiwany surowiec można przeznaczyć do wytwarzania energii zamiast do produkcji różnorodnych tworzyw wykorzystujących drewno?

Aby odpowiedzieć na pytanie, ile drewna można przeznaczyć na cele energetyczne, należy zacząć od określenia biomasy drzew i podjęcia decyzji, które części drzew zostaną wykorzystane do wytwarzania energii. Badania nad ilością arbomasy sosnowej wykazują, że gałęzie i czuby drzew w wieku rębnym stanowią około 13% całkowitej biomasy drzewa [4]. Do celów energetycznych można wykorzystać część drewna okrągłego oraz gałęzie i czuby drzew. Biomasa podziemna, stanowiąca około 18-20% całkowitej masy sosny – najpospolitszego gatunku lasotwórczego, nie jest obecnie nawet rozważana jako surowiec do produkcji energii.

Możliwości uzyskiwania energii z biomasy leśnej zależą w istotnym stopniu od określenia bazy surowca możliwego do wykorzystania w celach energetycznych w skali kraju. Chociaż teoretycznie do celów energetycznych może służyć każda postać surowca drzewnego, to w praktyce energetycznemu użytkowaniu podlegają tylko niektóre sortymenty drzewne. W szczególności na cele energetyczne przeznaczają się drewno średniowymiarowe opałowe o symbolu S4, drewno małowymiarowe M oraz pozostałości zrębowe w postaci wierzchołków i gałęzi drzew pozyskanych w cięciach rębnych. Pozostałe sortymenty należą do tzw. drewna pełnowartościowego, które zgodnie z obowiązującymi przepisami nie może być stosowane do celów energetycznych [7]. W literaturze przedmiotu

istnieje wiele opracowań traktujących o ilościach surowca drzewnego, możliwych do wykorzystania energetycznego [9]. Opracowania te bardziej lub mniej ogólnie podają ilości drewna możliwe do przeznaczania na cele energetyczne, różnicując je regionalnie lub pod kątem rodzaju/postaci surowca.

Celem niniejszego opracowania była próba ustalenia ilości drewna w postaci surowca okrągłego opałowego, drewna małowymiarowego i pozostałości zrębowych, które można by pozyskać w różnych regionach kraju.

2. Metodyka

Ilości pozyskiwanego lub możliwego obecnie do pozyskania surowca do celów energetycznych określono na podstawie danych statystycznych [5] i wcześniejszych badań [3]. Opierając się na danych statystycznych traktujących o obecnym rozmiarze pozyskania surowca drzewnego w rozbiciu na poszczególne województwa oraz na pozyskiwane sortymenty (w tym sortymenty S4 i M), określono szacunkowe ilości pozyskiwanego surowca w poszczególnych województwach. Ilości pozostałości zrębowych określono na podstawie danych o powierzchni zrębów zupełnych [5] oraz wyników poprzednich badań autorów nad ilością biomasy leśnej zawartej w pozostałościach zrębowych [3].

Przyjęte zobowiązania w zakresie wytwarzania energii elektrycznej z odnawialnych źródeł energii oraz zawarte w rozporządzeniu obostrzenia w stosowaniu biomasy pochodzenia leśnego pozwalają na przedstawienie szacunkowej symulacji ilości biomasy leśnej, przewidywanej do produkcji energii. Przedstawione w rozporządzeniu udziały procentowe energii elektrycznej wytworzonej w odnawialnych źródłach energii sukcesywnie wzrastały do 20% w 2012 r. (tab. 2.). Jednocześnie wzrasta minimalny udział biomasy „agro”, którą należy wykorzystywać w jednostkach wytwórczych, gdzie jest i będzie spalana biomasa. W przypadku instalacji hybrydowych i takich, w których będzie spalana wyłącznie biomasa – udziały biomasy typu „agro” wzrastają sukcesywnie, co oznacza, że dozwolone udziały biomasy pochodzenia leśnego będą maleć. Symulacja ta zakłada bieżący udział biomasy stałej w wytwarzaniu energii elektrycznej na poziomie 56,5% [1], wzrost produkcji i zużycia energii elektrycznej na poziomie 1,5% rocznie, sprawność elektrowni na poziomie 33% [2] oraz to, że drewno najprawdopodobniej będzie znajdowało się w stanie świeżym, o wilgotności względnej na poziomie ok. 50% i wartości opałowej 7,5 GJ/t. Założenia te pozwoliły na wykonanie obliczeń zmierzających do ustalenia prawdopodobnego zapotrzebowania na biomasę leśną do celów energetycznych w najbliższych latach.

3. Wyniki badań

Wyniki badań zaprezentowane w tab. 1. pozwalają na stwierdzenie, że z ogólnej ilości nieco ponad 37 mln m³ pozyskiwanego surowca 17%, tj. nieco

ponad 6 mln m³ drewna, można pozyskać do celów energetycznych. W ilości tej przeważa drewno, opałowe w postaci drewna okrągłego (przeszło 3 mln), a dalej drewno małowymiarowe (prawie 2 mln). Pozostałości zrębowe, które można pozyskać w ilości ok. 30 ton na hektar powierzchni zrębowej, w skali kraju dałyby blisko 1 mln m³ surowca, który można by przeznaczyć na cele energetyczne. Chociaż przedstawione w tabeli ilości mogą nieco się wahać w poszczególnych latach, to w perspektywie najbliższych kilku lat nie należy oczekiwać znaczących zmian.

Tabela 1. Szacunkowe ilości surowca do celów energetycznych w lasach państwowych i prywatnych z podziałem na województwa

Table 1. Estimated quantities of energy wood in state and private forests in viovodships

Województwo	Drewno okrągłe opałowe	Drewno małowymiarowe	Pozostałości zrębowe	Razem surowiec energetyczny
	[m ³]			
Dolnośląskie	262 370	159 460	86 036	507 866
Kujawsko-pomorskie	146 353	96 769	55 614	298 736
Lubelskie	182 989	94 617	39 320	316 926
Lubuskie	209 082	151 569	93 407	454 058
Łódzkie	96 285	59 923	31 480	187 689
Małopolskie	127 121	63 198	22 404	212 723
Mazowieckie	182 243	108 365	53 997	344 605
Opolskie	102 787	63 486	34 540	200 814
Podkarpackie	264 332	123 180	46 567	434 079
Podlaskie	155 256	95 814	49 678	300 748
Pomorskie	250 327	156 775	86 646	493 748
Śląskie	149 542	91 203	47 207	287 952
Świętokrzyskie	103 065	62 777	33 072	198 914
Warmińsko-mazurskie	349 210	189 325	90 440	628 975
Wielkopolskie	248 892	162 174	92 543	503 609
Zachodniopomorskie	391 510	222 187	111 999	725 696
Razem	3 221 364	1 900 823	974 952	6 097 138
Udział w całkowitym rozmiarze pozyskania	9,20%	5,13%	2,63%	16,96%

Źródło: dane dotyczące drewna okrągłego i małowymiarowego na podstawie [5], dane dotyczące ilości pozostałości zrębowych pochodzą z obliczeń własnych.

Analiza ilości surowca energetycznego pozyskiwanego w różnych częściach kraju pozwala stwierdzić, że centralne regiony kraju nie są zasobne w biomasę leśną. Najwięcej surowca drzewnego o znaczeniu energetycznym można pozyskiwać w części północnej kraju oraz na zachodzie i południowym zachodzie.

Zaprezentowane w tab. 2. wyniki obliczeń wskazują, że mimo zwiększającej się przewidywanej produkcji energii elektrycznej oraz wymaganej ilości tej energii wytworzonej w odnawialnych źródłach energii wykorzystanie drewna do celów energetycznych będzie pozostawać na niemalże niezmiennym poziomie. Jest to spowodowane tym, że w kolejnych latach będzie zwiększał się odsetek biomasy pochodzenia nieleśnego (agro), z której będzie można uzyskiwać energię. Zatem, choć ogólna ilość energii wytworzonej z biomasy stałej będzie najprawdopodobniej rosła, to ilość energii wytworzonej z surowca drzewnego będzie pozostawać na mniej więcej stałym poziomie 10 TWh, tj. około 5 mln m³. Biorąc pod uwagę jednak niską sprawność zamiany energii zawartej w drewnie w energię elektryczną, należy liczyć się z zapotrzebowaniem na około 15 mln m³. Jest to przeszło dwa razy więcej niż dostępne ilości biomasy leśnej do celów energetycznych przedstawione w tab. 1.

Tabela 2. Przewidywane niezbędne ilości biomasy leśnej do wykorzystania energetycznego do 2021 r.

Table 2. Estimated required forest biomass quantities for energy purposes until 2021

Lata	2015	2017	2019	2021
Przewidywana ilość wytworzonej energii elektrycznej [TWh]	169,4	174,5	179,8	185,2
Obowiązkowy udział energii elektrycznej z OZE [%]	14	16	18	20
Obowiązkowy udział biomasy „agro” w instalacjach dedykowanych o mocy >20 MW [%]	20	40	50	50
Przewidywana ilość energii elektrycznej wytworzonej z biomasy stałej [TWh], w tym z drewna [TWh]	13,39 10,71	15,76 9,46	18,27 9,13	20,91 10,46
Niezbędna ilość drewna [mln m ³]	5,1	4,5	4,4	5,0
Niezbędna ilość drewna [mln m ³] przy uwzględnieniu sprawności elektrowni (33%)	15,6	13,8	13,3	15,2

4. Podsumowanie

Problematyka pozyskiwania surowca energetycznego pochodzenia leśnego jest wieloaspektowa. Zaspokojenie znacznego zapotrzebowania na biomasę leśną wymaga z jednej strony dostępu do tej biomasy, z drugiej zaś stosowania odpowiednich maszyn i odpowiedniej organizacji pracy.

Problem biomasy energetycznej w Polsce jest – zdaniem autorów – do dzisiaj nierozwiązany. Do tej pory często spotykano opinie, że znalezienie odpowiednich ilości biomasy w lesie będzie rozwiązaniem problemu wykorzystania biomasy leśnej do celów energetycznych. Okazuje się jednak, że takie podejście zapewnia jedynie częściowe jego rozwiązanie. Należy bowiem wziąć pod uwagę, że energetyczna biomasa leśna pod postacią zarówno drewna okrągłego, jak

i pozostałości zrębowych jest intensywnie, przynajmniej w niektórych regionach kraju, wykorzystywana przez miejscową ludność, której nie można nagle odmówić możliwości kupna biomasy na zasadach tzw. samowyrobu. Przedstawione ilości biomasy znajdującej zastosowanie energetyczne są już wykorzystywane przez lokalną ludność i na zaopatrzenie dużych instalacji przemysłowych niewiele z tego pozostaje. Rozwiązanie problemu zaspokojenia zapotrzebowania na energię uzyskiwaną z biomasy leśnej wymaga ponadto takiego stworzenia systemu zaopatrywania jej odbiorców, który byłby interesujący z ekonomicznego punktu widzenia dla przedsiębiorców inwestujących w środki techniczne wchodzące w skład ważniejszych stosowanych obecnie systemów technologicznych pozyskiwania biomasy leśnej do celów energetycznych.

Niewątpliwie biomasa leśna w postaci pozostałości zrębowych jest ważnym źródłem pierwiastków chemicznych, niezbędnych do wzrostu drzewostanów. Stąd pobieranie tego typu biomasy często napotyka sprzeciw wśród gospodarzy terenów leśnych. Tymczasem, przy prawidłowym zaprojektowaniu technologii pozyskiwania pozostałości zrębowych do celów energetycznych, z zachowaniem kilkumiesięcznego okresu przelegiwania biomasy w celu jej przesuszenia i rozkruszenia cienkich gałązek z igliwem, okazuje się, że zabieranie tego surowca nie ma większego wpływu na wzrost zakładanych na danym terenie drzewostanów [6]. Ponadto, chcąc zrekompensować negatywny wpływ pobierania biomasy z lasu, należy stosować nawożenie popiołami pozostałymi po spaleniu biomasy [8].

Jak już wspomniano, chcąc wykorzystywać biomasę leśną do wytwarzania energii, przeznaczając przy tym drewno pełnowartościowe wyłącznie do przerobu przemysłowego, należałoby w większym stopniu sięgać po biomasę leśną zieloną. Zwiększenie ilości energii wytwarzanej z biomasy leśnej wymaga, poza prowadzonymi badaniami nad procesami technologicznymi jej pozyskiwania, wyraźnych zapisów w politykach branżowych.

5. Wnioski

1. Obecnie w skali kraju do celów energetycznych można pozyskiwać około 6 mln m³ surowca drzewnego, tj. około 17% rocznego rozmiaru użytkowania. W ilości tej dominuje drewno okrągłe opałowe, stanowiąc ponad połowę całej ilości surowca energetycznego.
2. Wzrastające potrzeby w zakresie wytwarzania energii elektrycznej ze źródeł odnawialnych, a jednocześnie ograniczenia w stosowaniu drewna do tego celu pozwalają na określenie zapotrzebowania na drewno energetyczne na poziomie około 15 mln m³, biorąc pod uwagę niską sprawności całego procesu wytwarzania energii elektrycznej.
3. Obliczone ilości drewna energetycznego zawierają także surowiec wykorzystywany do uzyskiwania energii w postaci ciepła przez odbiorców detalicz-

nych (ludność), tradycyjnie stosujących tego typu surowiec jako opał. Należy więc przypuszczać, że na potrzeby przemysłu energetycznego nie pozostaną znaczące ilości surowca drzewnego.

Literatura

- [1] Energia ze źródeł odnawialnych w 2012 roku. GUS, Warszawa 2013.
- [2] Guła A., Wajss P., Goryl W.: Czy biomasa dla elektrowni to dobre rozwiązanie dla Polski? *Electrical Review*, no. 5a/2012 pp. 198-203, <http://pe.org.pl/articles/2012/5a/51.pdf> (dostęp 17.10.2014 r.).
- [3] Jabłoński K., Róžański H.: Prospects for wood harvesting in Poland. *Acta Sci. Pol. Silv. Colendar. Rat. Ind. Lignar.*, no. 2 (1), pp. 19-26.
- [4] Kubiak M., Grodecki J.: Analiza udziału podstawowych sortymentów w rębnych drzewostanach sosnowych (część I). *Sylwan*, nr 8, 1992, s. 15-24.
- [5] Leśnictwo 2013. GUS, Warszawa 2013.
- [6] Lundborg: A sustainable forest fuel system in Sweden. *Biomass and Bioenergy*, vol. 15, no. 4/5, 1998.
- [7] Rozporządzenie Ministra Gospodarki z dnia 18 października 2012 r. w sprawie szczegółowego zakresu obowiązków uzyskiwania i przedstawiania do umorzenia świadectw pochodzenia, uiszczenia opłaty zastępczej, zakupu energii elektrycznej i ciepła wytworzonych w odnawialnych źródłach energii oraz obowiązku potwierdzania danych dotyczących ilości energii elektrycznej wytworzonej o odnawialnym źródle energii, Dz.U. Nr poz. 1229.
- [8] Väättäinen K., Sirparanta E., Räisänen M., Tahvanainen T.: The costs and profitability of using granulated wood ash as a forest fertilizer in drained peatland forests. *Biomass and Bioenergy*, vol. 35, issue 8, 2011.
- [9] Zajączkowski S.: Prognozy pozyskania drewna w Polsce w perspektywie 20 lat oraz możliwości ich wykorzystania do szacowania zasobów drewna na cele energetyczne, [w:] *Biomasa leśna na cele energetyczne*, A. Gołos, A. Kaliszewski (red.). IBL, Warszawa 2013.

PROSPECTS FOR FOREST BIOMASS HARVESTING FOR ENERGY PURPOSES IN POLAND

Summary

Forests, which fulfill different functions can also be a source of fuel for energy production. The paper estimates the quantity of wood uses nowadays for energy productions and presents a demand simulation of forest biomass for energy purposes. The analysis was carried out based on: wood harvesting statistical data, with a focus on firewood; legal documents specifying the use of forest biomass for energy purposes and research into biomass of trees. The basic form of wood that is used for energy purposes is firewood, cut to 1 meter long boles and small sized wood in the form of branches. An important, in modest use so far, form of energy wood are logging residues, left behind after final fellings in coniferous stands. Today, over 30 million cubic meters wood are harvested every year, of which 9% is medium sized firewood, 5% is small sized wood and about 2,5% is wood in the form of logging residues. The majority of firewood is harvested in northern regions. The simulation of the demand for forest biomass for energy production showed that

though the used of forest biomass will be limited, the demand will most probable far exceed the present supply of that type of wood.

Keywords: energy wood, wood chips, bundles, wood harvesting

Przesłano do redakcji: 25.11.2014 r.

Przyjęto do druku: 28.03.2015 r.

DOI: 10.7862/rb.2015.24

Artur RUSOWICZ¹

Andrzej GRZEBIELEC²

ASPEKTY PRAWNE I TECHNICZNE ZAMIANY CZYNNIKÓW CHŁODNICZYCH W INSTALACJACH CHŁODNICZYCH I KLIMATYZACYJNYCH

Czynniki chłodnicze stosowane w instalacjach klimatyzacyjnych, chłodniczych oraz pompach ciepła od kilku dekad podlegają coraz ostrzejszym regulacjom prawnym. W pierwszej kolejności zgodnie z „Protokołem Montrealskim” zostały zakazane czynniki robocze, które charakteryzowały się dużym potencjałem niszczenia warstwy ozonowej. Były to głównie substancje z grupy CFC. Zastąpiły je czynniki robocze o zdecydowanie niższym potencjale niszczenia warstwy ozonowej, głównie substancje z grupy HCFC. Rok 2014 jest ostatnim, w którym na terenie Unii Europejskiej można serwisować instalacje z tego typu czynnikami. Z tego też powodu od prawie dekady stosuje się głównie czynniki z grupy HFC, jednak i te w niedalekiej przyszłości będą na terenie Unii zakazane. Co prawda, nie niszą one warstwy ozonowej, ale znajdują się w tzw. grupie f-gazów, czyli substancji fluorowanych o wysokim potencjale tworzenia efektu cieplarnianego. Wymiana czynnika roboczego w instalacji chłodniczej nie jest zagadnieniem prostym, a w wielu przypadkach wręcz niemożliwym. Spowodowało to, że w wielu wypadkach instalacje musiały być budowane zupełnie od nowa. Publikacja ma za zadanie przedstawić aspekty prawne i techniczne wymiany czynników chłodniczych na nowe w istniejących instalacjach. Zwrócono uwagę na zmiany powstające w parametrach użytkowych instalacji chłodniczych i klimatyzacyjnych. Przedstawiono także projekty najbliższych regulacji prawnych mających istotny wpływ zarówno na już istniejące instalacje, jak i na te nowo powstające.

Słowa kluczowe: czynniki chłodnicze, potencjał tworzenia efektu cieplarnianego, chłodnictwo, klimatyzacja

¹ Autor do korespondencji/corresponding author: Artur Rusowicz, Politechnika Warszawska, 00-665 Warszawa, ul. Nowowiejska 21/25, tel. 22 2345221, rusowicz@itc.pw.edu.pl

² Andrzej Grzebielec, Politechnika Warszawska

1. Wprowadzenie

Aspekty ochrony środowiska w stosunku do czynników chłodniczych stanowią dominującą rolę na przestrzeni ostatnich 25 lat. Stopniowo wymieniano czynniki chłodnicze z grupy CFC (ang. *chloroflourocarbon*) niszczące ozon w stratosferze na mniej niszczące z grupy HCFC (ang. *hydrochlorofluorocarbon*), realizując postanowienia „Protokołu Montrealskiego” [6]. Obecnie jest realizowane wycofywanie czynników HCFC (głównie R22) na podstawie rozporządzenia WE 2037/2000 [8] i ustawy o substancjach kontrolowanych [10]. Od 1 stycznia 2010 r. na terenie UE nie można już dokonywać do końca 2014 r. obrotu nowymi czynnikami z grupy HCFC, a istniejące instalacje można jeszcze uzupełniać czynnikami pochodzącymi z odzysku i regeneracji. Ilość i dostępność czynnika jest więc mocno ograniczona, w związku z czym na rynku pojawiły się nowe czynniki chłodnicze będące zamiennikami głównie R22 [2, 3]. Niestety, ograniczające negatywny wpływ na środowisko następne grupy czynników charakteryzują się coraz gorszymi właściwościami termodynamicznymi, zmniejszając efektywność urządzeń chłodniczych oraz klimatyzacyjnych [9].

Pierwsza część pracy zaprezentuje właściwości nowych, ekologicznych zamienników w stosunku do czynnika wyjściowego z grupy HCFC. Drugi aspekt pracy dotyczy zmian w rozporządzeniu WE 842/2006 [7] i jego wpływu na obecnie eksploatowane instalacje chłodnicze i klimatyzacyjne. Czynniki z grupy HFC (ang. *hydrofluorocarbon*) nie niszczą ozonu w stratosferze, natomiast są gazami cieplarnianymi (popularnie nazywanymi f-gazami). W związku z tym na najbliższe lata jest planowane ograniczanie stosowania niektórych czynników chłodniczych. Jest to o tyle ważne, że pierwsze ograniczenia zostaną wprowadzone już w 2015 r. i dalej w 2020, czyli przy wymianie lub zakupie nowej instalacji chłodniczej lub klimatyzacyjnej należałoby brać pod uwagę ewentualne, późniejsze komplikacje z tym związane.

2. Wycofywanie czynników chłodniczych

2.1. Wymiana czynników chłodniczych z grupy HCFC

Wymiana czynników chłodniczych cały czas jest oparta na stosownych przepisach UE. Na obecnym etapie są wycofywane czynniki z grupy HCFC mające negatywny wpływ na ozon w stratosferze oraz efekt cieplarniany. Od 1 stycznia 2010 r. nie ma w obrocie nowych czynników z tej grupy. Następny etap dotyczy ograniczenia wpływu czynników chłodniczych z grupy HFC na efekt cieplarniany. Proponowane zmiany będą wchodzić w życie stopniowo w latach 2015, 2020, 2022 i 2025.

Ponad 80% czynników z grupy HCFC w instalacjach stanowi czynnik R22. W związku z tym omówienie właściwości zamienników sprowadza się do porównania ich właściwości w stosunku do R22. Zamienniki początkowo rekla-

mowano jak substancje „drop-in”, czyli wymiana czynnika chłodniczego miałby polegać na odzyskaniu starego czynnika i napełnieniu nowym [2, 4]. Jednak doświadczenia eksploatacyjne ujawniły, że w przypadku nowych zamienników należy odzyskać stary czynnik oraz olej, oczyścić od wewnątrz instalację oraz napełnić nowym olejem i czynnikiem chłodniczym. Dodatkowo należy zamienić uszczelki z elastomerów w elementach instalacji na nowe i przestawić ustawienia automatyki w urządzeniach.

Skład przykładowych zamienników zestawiono w tab.1. Należy zwrócić uwagę, że zamienniki są mieszaninami o właściwościach zeotropowych w stosunku do substancji jednorodnej, jakim jest czynnik R22. Również ważnym elementem jest znaczny wpływ zamienników na efekt cieplarniany. Wskaźnik GWP – potencjał tworzenia efektu cieplarnianego (ang. *Global Warming Potential*) informuje o ilości ciepła zatrzymanego przez określoną masę gazu do ilości ciepła zatrzymanego przez ekwiwalentną masę dwutlenku węgla przez 100 lat. Można zaobserwować znacznie większy wpływ zamienników zeotropowych niż R22 [11]. Osobną grupę stanowią najnowsze czynniki R1234 będące HFO (ang. *hydrofluoroolefine*), dopiero pojawiające się na rynku [1, 12].

Tabela 1. Właściwości zamienników w stosunku do czynnika chłodniczego R22

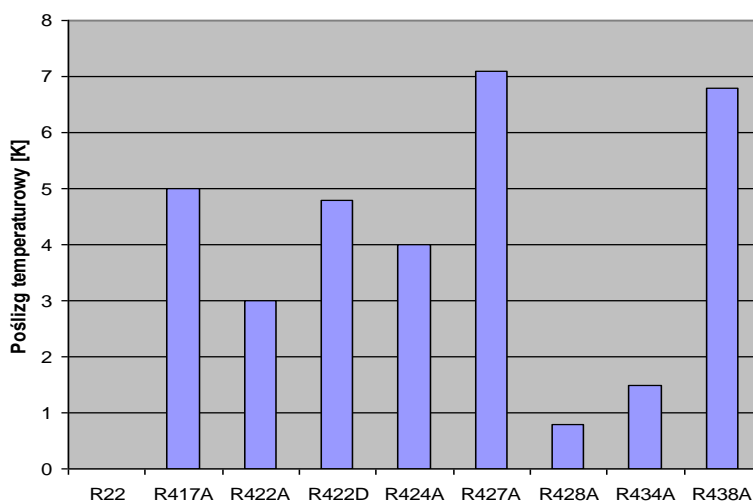
Table 1. Properties of R22 substitutions compared to pure R22 refrigerant

Czynnik chłodniczy	Normalna temperatura wrzenia	Składniki mieszaniny	Udział wagowy składników	GWP ₁₀₀
R22	-41	chlorodifluorometan	100	1810
R417A	-39	R125/R134a/600	46,6/50/3,4	2346
R422A	-47	R125/134a/600a	85,1/11,5/3,4	3143
R422D	-43	R125/R134a/R600a	65,1/31,5/3,4	2729
R423A	-24	R134a/227ef	52,5/47,5	2280
R424A	-39	R134a/125/601a/600/600a	47,0/50,5/0,6/1/0,9	2440
R427A	-43	R134a/125/143a/32	50,0/25,0/10,0/15,0	2138
R428A	-47	R125/143a/600a/290	77,5/20,0/1,9/0,6	3607
R434A	-45	R125/134a/143a/600a	63,2/16,0/18,0/2,8	3245
R438A	-42	R32/125/134a/600/601a	8,5/45,0/44,2/1,7/0,6	2265
R1234yf	-29	2,3,3,3-tetrafluoropropan	100	4
R1234ze	-19	trans-1,3,3,3-tetrafluoropropan	100	6

W przypadku mieszanin zeotropowych występuje tzw. „poślizg temperatury”, czyli początek i koniec wrzenia zachodzi przy tym samym ciśnieniu w innych temperaturach. Na rysunku 1. zestawiono wartości poślizgu temperaturowego dla zamienników R22.

Występowanie zróżnicowanej temperatury wrzenia poszczególnych składników w czynniku chłodniczym rzutuje pewnymi ograniczeniami w eksploatacji urządzeń chłodniczych i klimatyzacyjnych. Po pierwsze, wystąpienie niewiel-

kich nieszczelności w urządzeniu zaburza skład czynnika chłodniczego i jego właściwości. Najbardziej lotne składniki pierwsze opuszczają urządzenie. Naprawa urządzenia wiąże się z uszczelnieniem urządzenia i wymianą całego czynnika chłodniczego. W przypadku R22 można było dopełnić brakującą ilość czynnika w instalacji po jej uszczelnieniu. Po drugie, niektóre typy wymienników ciepła nie mogą być stosowane z czynnikami zeotropowymi. Dotyczy to parowników, w których wrzenie odbywa się w dużej objętości (tzw. „zalaných”). Ponadto inaczej są realizowane przemiany fazowe, wrzenie i skraplanie w rurach wymienników, co powoduje inną wymianę ciepła w stosunku do przemian czynnika chłodniczego R22.

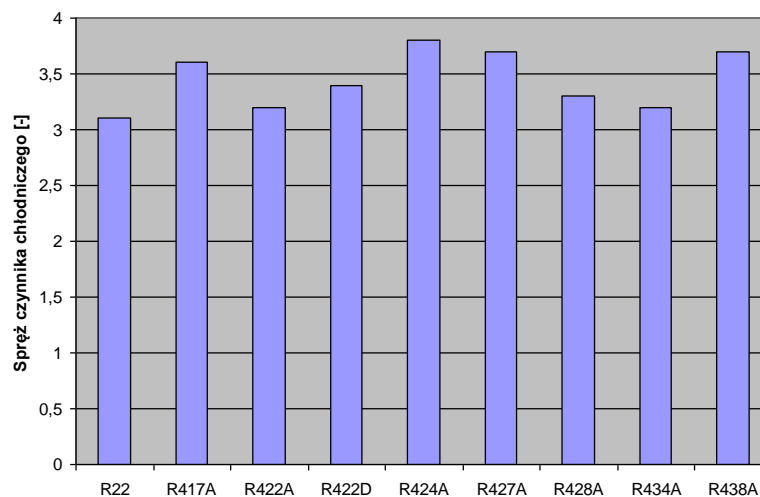


Rys. 1. Poślizg temperaturowy zamienników R22

Fig. 1. Temperature glide of R22 replacements

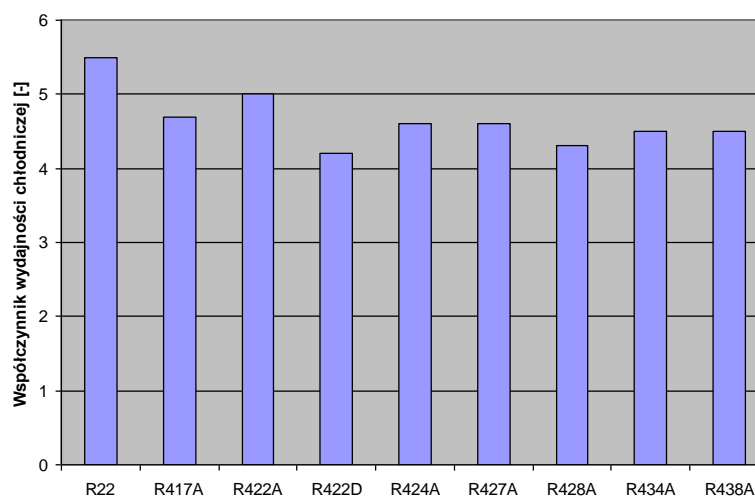
Oprócz wymienionych utrudnień pojawiają się inne, zwykle „gorsze” właściwości zamienników w stosunku do R22. Na rysunku 2. przedstawiono wzrost sprężu realizowanego w urządzeniach klimatyzacyjnych dla temperatury wrzenia 0°C i skraplania 40°C. Zamienniki R22 mają wyższe wartości sprężu. W związku z tym w istniejącym urządzeniu chłodniczym nie zostaną utrzymane temperatury wrzenia i skraplania w stosunku do R22. Jeszcze większe różnice są obserwowane w urządzeniach chłodniczych niskotemperaturowych.

Ponadto występuje obniżenie wartości współczynnika wydajności chłodniczej. W związku z tym rośnie zapotrzebowanie na energię elektryczną do napędu urządzeń chłodniczych i klimatyzacyjnych. Na rysunku 3. zaprezentowano spadek współczynnika wydajności chłodniczej zamienników w stosunku do R22 dla urządzeń klimatyzacyjnych. Jeszcze większe spadki są realizowane w urządzeniach chłodniczych nisko- i średnotemperaturowych.



Rys. 2. Spręż w urządzeniach klimatyzacyjnych zamienników w stosunku do R22

Fig. 2. Pressure ratio in air conditioning R22 replacements

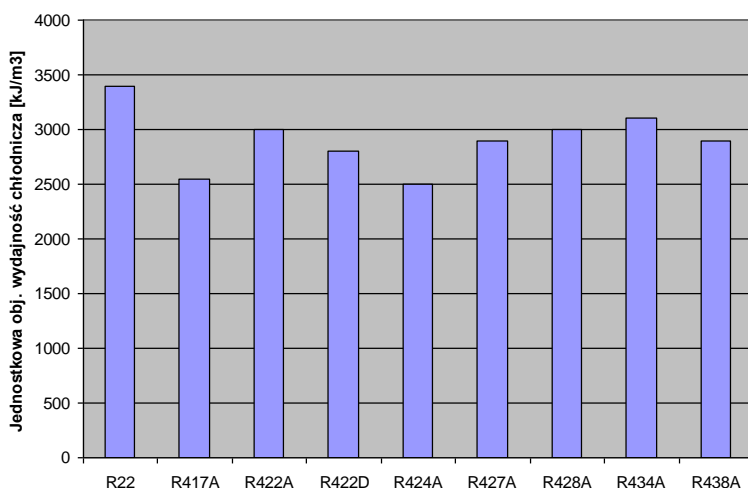


Rys. 3. Współczynnik wydajności chłodniczej w urządzeniach klimatyzacyjnych zamienników w stosunku do R22

Fig. 3. The coefficient of performance in air conditioning with R22 replacements

Następnym niezwykle ważnym elementem jest porównanie jednostkowej objętościowej wydajności chłodniczej [9]. Zamienniki R22 mają znacząco niższe wartości tego parametru. W związku z tym moce chłodnicze urządzeń mogą ulec znacznemu zmniejszeniu lub (co było prezentowane wcześniej) może na-

stać wzrost zapotrzebowania na energię elektryczną. Na rysunku 4. porównano jednostkowe objętościowe wydajności chłodniczych zamienników w stosunku do czynnika R22 w urządzeniach klimatyzacyjnych. Oprócz głównych problemów z zamianą czynników chłodniczych pojawia się jeszcze wiele innych, jednak nie zostaną one omówione w pracy. Zamienniki R22 mają niższe temperatury po opuszczeniu sprężarki w króćcu tłocznym. Powoduje to zmniejszenie opłacalności, a w niektórych przypadkach nawet brak stosowania odzysku ciepła przegrzania w instalacjach głównie chłodniczych. Wyższe ciśnienia skraplania mogą powodować konieczność certyfikacji zbiorników ciekłego czynnika chłodniczego wymaganego przez UDT. Dodatkowo, masowa ilość nowego czynnika chłodniczego w tej samej instalacji jest zazwyczaj większa niż pierwotnego czynnika R22.



Rys. 4. Jednostkowa objętościowa wydajność chłodnicza w urządzeniach klimatyzacyjnych zamienników w stosunku do R22

Fig. 4. Unit volume cooling capacity in air conditioning with R22 replacements

2.2. Wycofywanie czynników o wysokim GWP

Następny kierunek zmian jest związany z nowelizacją rozporządzenia WE 842/2006 [7]. Celem nowelizacji jest redukcja emisji f-gazów, mając na uwadze ambitne plany UE w ograniczaniu emisji CO₂ (pakiet klimatyczno-energetyczny 3 x 20). Czynniki chłodnicze z grupy HFC będą podlegać znacznym restrykcjom. Planowane jest stopniowe ograniczenie emisji tych czynników, docelowo o 79% do 2030 r. w stosunku do emisji z lat 2009-2012. Oczywiście ograniczenie emisji wiąże się z ograniczeniem zużycia tych czynników chłodniczych. Miarą zużycia będą tony ekwiwalentu CO₂ (tCO₂-e), a nie jak do tej pory masy

wprowadzanych czynników chłodniczych. Napełnienia instalacji wyrażone w tCO₂-e polegają na wymnożeniu masy czynnika chłodniczego w instalacji i wskaźnika GWP. Powoduje to dążenie do stosowania czynników chłodniczych o jak najmniejszym GWP, gdyż pula czynników chłodniczych dla całej UE jest określona. Dodatkowo pojawiają się zakazy wprowadzania urządzeń chłodniczych i klimatyzacyjnych do obrotu w zależności od wskaźnika GWP, co zaprezentowano w tab. 2.

Tabela 2. Terminy, od których będzie zakazane wprowadzanie na rynek urządzeń chłodniczych i klimatyzacyjnych o wysokim GWP

Table 2. Terms which would be prohibited from placing on the market of refrigeration and air conditioning units with a high GWP

Typy urządzeń i instalacji chłodniczych	Data wprowadzenia zakazu
Domowe chłodziarki i zamrażarki zawierające HFC o GWP ≥ 150	1.01.2015
Chłodziarki i zamrażarki do zastosowań komercyjnych (hermetycznie zamknięte urządzenia) o GWP ≥ 2500	1.01.2020
Chłodziarki i zamrażarki do zastosowań komercyjnych (hermetycznie zamknięte urządzenia) o GWP ≥ 150	1.01.2022
Klimatyzatory przenośne o GWP ≥ 150	1.01.2020
Stacjonarne urządzenia chłodnicze, które zawierają HFC o GWP ≥ 2500 , z wyjątkiem urządzeń przeznaczonych do zastosowań służących schładzaniu produktów do temperatury poniżej -50°C	1.01.2020
Wieloagregatowe scentralizowane układy chłodnicze do zastosowań komercyjnych o mocy znamionowej 40 kW lub większej, które zawierają fluorowane gazy cieplarniane o GWP ≥ 150 , z wyjątkiem obiegów chłodniczych pierwszego stopnia w układach kaskadowych, w których można stosować fluorowane gazy cieplarniane o GWP ≥ 1500	1.01.2022
Zakaz stosowania HFC o GWP ≥ 2500 do serwisowania i konserwacji urządzeń o napełnieniu powyżej 40 tCO ₂ -e, z wyjątkiem HFC pochodzących z odzysku	1.01.2020
Klimatyzatory typu split o GWP ≥ 750	1.01.2025
Zakaz stosowania HFC o GWP ≥ 2500 do serwisowania i konserwacji urządzeń o napełnieniu powyżej 40 tCO ₂ -e	1.01.2030

O ile zakazy dotyczące małych urządzeń w obecnej chwili nie nastęrczają specjalnych kłopotów, gdyż tego typu urządzenia już wykorzystują węglowodory (głównie izobutan), o tyle zakazy dotyczące urządzeń o większych mocach chłodniczych w 2020 i 2022 r. wydają się mocno problematyczne w realizacji. Najpierw są wycofywane popularne czynniki chłodnicze R404A i R507, a następnie R407C i R410A. Proponowane zamienniki nie mają jeszcze sprawdzonych właściwości i są bardzo drogie. Nowelizacja rozporządzenia WE 842/2006 [7] najprawdopodobniej wejdzie w życie 1 stycznia 2015 r.

3. Podsumowanie

W pracy przedstawiono wiele ograniczeń przy wymianie czynników chłodniczych na bardziej ekologiczne. W zakresie prawa obecnie wymagana jest ewidencja, kontrola szczelności oraz odpowiednie oznakowanie urządzeń chłodniczych i klimatyzacyjnych [1]. Czynności serwisowe powinny wykonywać osoby lub firmy posiadające odpowiednie certyfikaty i wyposażenie. Wymiana czynników ze względów technicznych napotyka na wiele utrudnień. Na początku trzeba wybrać konkretny zamiennik, a to jest już utrudnione ze względu na znaczną ich liczbę i szcążkowe dane prezentowane przez producentów nowych czynników chłodniczych. Nowe zamienniki czynników z grupy HCFC zainstalowane w urządzeniach powodują zwiększone zużycie energii elektrycznej, pogorszenie parametrów urządzeń w postaci zmiany temperatury wrzenia i skraplania oraz często obniżają moc chłodniczą urządzenia. Proces zamiany czynnika chłodniczego wymaga należytej staranności wykonania, aby nie doprowadzić do awarii urządzenia. Do tego dochodzą uwarunkowanie ekonomiczne – nowe czynniki są znacznie droższe od wycofywanych czynników chłodniczych. W związku z tym operacje wymiany czynników należy przeprowadzić rozważnie, mając na uwadze najbliższe nowe ograniczenia, które wejdą w życie na początku 2015 r. i następne w 2020. Dodatkowo należy przeprowadzić analizę wpływu zastosowanego czynnika chłodniczego w nowych instalacjach chłodniczych i klimatyzacyjnych. Perspektywiczny wydaje się powrót do naturalnych czynników chłodniczych (amoniak, węglowodory, dwutlenek węgla). Jednak w przypadku urządzeń chłodniczych i klimatyzacyjnych oraz pomp ciepła istnieje potrzeba wprowadzenia nowych norm i standardów podczas produkcji i eksploatacji tego typu urządzeń. Na uwagę zasługują również lawinowo powstające czynniki chłodnicze i mieszaniny zawierające nową grupę związków HFO o bardzo niskich wskaźnikach GWP [5].

Literatura

- [1] Grzebielec A., Rusowicz A.: Kierunki rozwoju syntetycznych czynników chłodniczych w Europie. *Polska Energetyka Słoneczna*, nr 1-4/2012, s. 45-49.
- [2] Grzebielec A., Godala M., Ruciński A., Rusowicz A.: Przewodnik do wykonywania przez Inspekcję Ochrony Środowiska kontroli przestrzegania przepisów Rozporządzenia (WE) nr 842/2006 w sprawie niektórych fluorowanych gazów cieplarnianych. *Meritum Comp.*, 2010.
- [3] Grzebielec A., Pluta Z., Ruciński A., Rusowicz A.: Czynniki chłodnicze i nośniki energii. *Oficyna Wydawnicza Politechniki Warszawskiej*, Warszawa 2011.
- [4] Grzebielec A., Pluta Z., Ruciński A., Rusowicz A.: Substancje zubażające warstwę ozonową. *Atmoterm*, Warszawa 2008.
- [5] McLindena M.O., Kazakova A.F., Brown J.S., Domanski P.A.: A thermodynamic analysis of refrigerants: Possibilities and tradeoffs for Low-GWP refrigerants. *International Journal of Refrigeration*, no. 38, 2014, pp. 80-92.

- [6] Protokół Montrealski w sprawie substancji zubożających warstwę ozonową (Dz.U.1992.98.490).
- [7] Rozporządzenie (WE) 842/2006 w sprawie niektórych fluorowanych gazów cieplarnianych (F-gazów).
- [8] Rozporządzenie (WE) 2037/2000 w sprawie substancji zubożających warstwę ozonową.
- [9] Targański W.: Zamienniki „serwisowe” czynnika R 22. Technika Chłodnicza i Klimatyzacyjna, nr 1-2, 2010, s. 27-33.
- [10] Ustawa z dnia 20 kwietnia 2004 r. o substancjach zubożających warstwę ozonową (Dz.U.2004.121.1263).
- [11] Yang Z., Wu X.: Retrofits and options for the alternatives to HCFC-22. Energy, no. 59, 2013, pp. 1-21.
- [12] Zilio C., Brown J.S., Schiochet G., Cavallini A.: The refrigerant R1234yf in air-conditioning systems. Energy, no. 36, 2011, pp. 6110-6120.

LEGAL AND TECHNICAL ASPECTS OF REPLACEMENT REFRIGERANTS IN REFRIGERATION AND AIR CONDITIONING

Summary

The refrigerants used in air conditioning, refrigeration and heat pump for several decades subject to ever more stringent legal regulations. In the first place, according to the „Montreal Protocol” has been prohibited refrigerants, which were characterized by high ozone-depleting potential. These were mainly substances CFCs. They were replaced by agents working for much lower ozone depletion potential, mainly HCFC substances. Year 2014 is the last year in which the European Union can be serviced with this type of installation. For this reason, almost a decade mainly used HFCs, however, and these factors working in the near future in the EU will be banned. Although there are a niche of the ozone layer, but can be found in the so-called group of f-gases, or fluorinated substances with a high global warming potential. Changing the working fluid in the cooling system is not a simple issue, and in many cases even impossible. This has resulted in many cases, plants have to be built completely from scratch. Article is intended to provide legal and technical aspects replacement refrigerants for new in existing installations. Drew attention to the changes arising in functional parameters refrigeration and air-conditioning. Also shown next regulatory projects that have a significant impact on existing installations, as well as those emerging.

Keywords: refrigerants, Global Warming Potential, refrigeration, air conditioning

Przesłano do redakcji: 28.11.2014 r.

Przyjęto do druku: 28.03.2015 r.

DOI: 10.7862/rb.2015.25

Michał SMOGARZEWSKI¹

Piotr MARCINOWSKI²

Jan BOGACKI³

Jeremi NAUMCZYK⁴

ZASTOSOWANIE PROCESÓW KOAGULACJI I FLOTACJI CIŚNIENIOWEJ DO OCZYSZCZANIA ŚCIEKÓW Z PRODUKCJI KOSMETYKÓW

Pięć próbek ścieków z produkcji kosmetyków poddano oczyszczaniu z zastosowaniem koagulacji i flotacji ciśnieniowej wspomaganą koagulacją. W procesie oczyszczania stosowano koagulanty na bazie glinu: $(Al_2(SO_4)_3)$, Al 1019, Al 3010, Al 3030, Al 2019, PAX 16 i PAX 19). Ze względu na zmieniający się charakter produkcji fabryki skład ilościowy i jakościowy pobranych próbek był różny. W fabryce produkowano kremy, bazy pod makijaż, mleczka kosmetyczne, dezodoranty, tusze do rzęs, podkłady i inne kosmetyki. Wartość ChZT ścieków surowych wynosiła 1480-4800 mg/l. Efekt oczyszczania był różny i zależał od składu ścieków, procesu oczyszczania i stosowanego koagulantu. Najlepszy efekt oczyszczania ścieków za pomocą koagulacji uzyskano dla próbki nr 1 (ścieki z produkcji kremów, baz pod makijaż, mleczka kosmetycznego, dezodorantów, tuszy do rzęs i podkładów) i $Al_2(SO_4)_3$ – wartość ChZT zmniejszyła się z 3936 do 288 mg/l (o 92,7%). Najlepszy efekt flotacji ciśnieniowej uzyskano z zastosowaniem Al 2019 także dla próbki nr 1 – wartość ChZT obniżono o 97,6% do 96 mg/l. Efekt procesów koagulacji i flotacji ciśnieniowej dla danej próbki należy wiązać ze składem ścieków. W przypadku kosmetyków produkowanych na bazie olejów bardziej skuteczną byłaby flotacja ciśnieniowa. Koagulacja dała najlepsze efekty w przypadku próbek ścieków o dużej zawartości zawiesin pochodzących z produkcji „ciężkich” kosmetyków.

Słowa kluczowe: ścieki kosmetyczne, procesy oczyszczania, koagulacja, flotacja ciśnieniowa

¹ Michał Smogarzowski, Politechnika Warszawska

² Piotr Marcinowski, Politechnika Warszawska

³ Jan Bogacki, Politechnika Warszawska

⁴ Autor do korespondencji/corresponding author: Jeremi Naumczyk, Politechnika Warszawska, Wydział Inżynierii Środowiska, ul. Nowowiejska 20, 00-653 Warszawa, tel. 22 2347482, jere-mi.naumczyk@is.pw.edu.pl

1. Wprowadzenie

Substancje znajdujące się w ściekach kosmetycznych należą do grupy tzw. PPCPs (ang. *pharmaceuticals and personalcare products*), w skład której wchodzi składniki leków i kosmetyków, suplementy diety (*nutriceuticals*) oraz produkty ich przemian [11]. Substancje te są szkodliwe dla człowieka i środowiska [16], kumulując się w wielu elementach ekosystemu [21].

Głównym źródłem PPCPs w środowisku są ścieki. Na stężenia PPCPs w wodach powierzchniowych ma wpływ wiele czynników, m.in. właściwości fizyczne i chemiczne substancji, ich biodegradowalność, technologia oczyszczania ścieków i warunki klimatyczne [13]. Ilość uwalnianych PPCPs zależy też od zamożności społeczeństwa – czym bogatsze społeczeństwo, tym większa „konsumpcja” leków i kosmetyków.

Zeng i in. [24] stwierdzili, że związki będące składnikami kosmetyków nie są skutecznie eliminowane w biologicznej oczyszczalni ścieków i trafiają do wód odbiornika. Stężenia poszczególnych związków nie przekraczają jednak kilku $\mu\text{g/l}$. Doniesienia te znajdują potwierdzenie w pracach innych autorów [6, 8, 10-13, 15-17, 21, 22].

Wielu autorów przeprowadziło badania mające na celu usprawnienie procesu oczyszczania ścieków kosmetycznych. Do oczyszczania ścieków były stosowane różne metody: koagulacja [1, 9, 18-20], flotacja ciśnieniowa [9], elektrokoagulacja [1, 4], procesy AOP [1-4, 7, 14, 19, 20].

Wiele zakładów kosmetycznych w procesach oczyszczania swoich ścieków stosuje koagulację, flotację bądź kombinację flotacji z oczyszczaniem biologicznym. Przykładem zakładu stosującego flotację i oczyszczanie biologiczne jest AVON Operations Polska Sp. z o. o. [5].

Celem pracy było zbadanie efektywności i określenie optymalnych warunków oczyszczania ścieków kosmetycznych za pomocą procesów koagulacji i flotacji ciśnieniowej wspomaganą wstępną koagulacją. Zmniejszenie zawartości zanieczyszczeń powinno umożliwić odprowadzenie ścieków do kanalizacji miejskiej, a następnie oczyszczanie w biologicznej oczyszczalni ścieków.

2. Metodyka

2.1. Pobieranie próbek

Próbki ścieków pobrano pięciokrotnie z zakładu produkcji kosmetyków zlokalizowanego w centralnej Polsce. Profil produkcji fabryki w dniach pobierania prób przedstawiono w tab. 1.

2.2. Procesy oczyszczania

Ścieki po pobraniu do momentu przeprowadzenia badań były przechowywane w lodówce w temperaturze 4°C . W dokładnie wymieszanych ściekach dokonywano oznaczeń wskaźników chemicznych. Do badań pobrano pięć próbek

ścieków. Ścieki surowe poddawano koagulacji z sedymentacją oraz koagulacji z flotacją ciśnieniową. Badania prowadzono w czasie nie dłuższym niż 72 h od pobrania próbek.

Tabela 1. Profil produkcji fabryki

Table 1. Factory's production profile

Nr próbki	Profil produkcji
1	kremy, bazy pod makijaż, mleczka kosmetyczne, dezodoranty, tusze do rzęs, podkłady
2	kremy, bazy pod makijaż, żele pod prysznic, mleczka kosmetyczne, tusze do rzęs, szampony, podkłady
3	kremy, baza pod makijaż, mleczka do ciała, dezodoranty, szampony, podkłady
4	kremy, kremy do peelingu, bazy pod makijaż, żele pod prysznic, mleczka do ciała, dezodoranty, tusze do rzęs, maseczki, olejki, szampony, podkłady
5	pomadki, balsamy do ust z filtrem UV, kremy do ciała

W ściekach surowych i oczyszczonych oznaczano wartości następujących wskaźników: ChZT, ChZT_{rozp} (po przesączeniu przez sącdek 0,45 µm) (ISO 6060), zawiesina ogólna (EN 872), pH (EN ISO 10523), PEW (EN 27888), zasadowość (ISO 740), chlorki (ISO 9297), azot amonowy (ISO 5664), siarczany (metoda według procedury firmy HACH nr 8051), wapń (PN-C-04554-4), magnez (PN-C-04554-4).

Proces koagulacji był prowadzony przy użyciu roztworu Al₂(SO₄)₃ o stężeniu 50 mg/ml Al³⁺ oraz preparatów handlowych firm: Brenntag (Al 3030, Al 2019, Al 1019, Al 3010) i Kemipol (PAX 19, PAX 16). Po dodaniu koagulantów pH korygowano do wartości uznanej za optymalną (pH 7,0). Korekty dokonano za pomocą roztworów NaOH (1,1M) oraz HCl (1M). Objętość reaktora wynosiła 0,7l, a objętość próbki 0,5l. Czas szybkiego mieszania wynosił 5 min, natomiast wolnego – 15 min. W trakcie wolnego mieszania dodawano 2 mg/l flokulantu anionowego Flopam o stężeniu 0,5 mg/ml. Dawkę flokulantu ustalono, opierając się na wcześniejszych badaniach. Ocenę efektywności koagulacji dokonano na podstawie zmniejszenia wartości ChZT, ilości powstałego osadu, stopnia jego „zbicia” oraz klarowności cieczy nadosadowej i obecności w niej pojedynczych kłaczków.

Wyniki badań nad koagulacją stanowiły podstawę do badań nad flotacją ciśnieniową. Ilość dodawanego koagulantu odpowiadała dawce wyznaczonej jako optymalna w badaniach nad koagulacją. Pod koniec mieszania, w takich samych warunkach jak dla koagulacji, dodawano 12 mg/l flokulantu anionowego Flopam. Dawkę flokulantu ustalono na podstawie wcześniejszych badań. Po zaobserwowaniu zachodzącej flokulacji ścieki przelewano do flotatora ciśnieniowego o pojemności 1 l, nasycano powietrzem pod ciśnieniem 6 bar i kilkakrotnie mieszano. Po 5 min zatrzymania flotator opróżniono, a ścieki zostały przeniesione

do reaktora umożliwiającego rozdział osadu od sklarowanej cieczy. Po rozdzielaniu faz określano parametry ścieków oczyszczonych i objętość powstałego osadu. Badania prowadzono w temperaturze pokojowej (20°C).

3. Wyniki badań

3.1. Charakterystyka ścieków surowych

Pobrane próbki ścieków różniły się pod względem składu zanieczyszczeń. Najistotniejsze różnice dotyczyły wartości ChZT i zawiesiny ogólnej. Wartości ChZT mieściły się w zakresie 1448-4800 mg/l. W próbkach nr 1, 2, 3 i 5 duży udział w ChZT miały substancje występujące w zawieszynie – od 75,6% (próbka nr 1) do 80% (próbka nr 4). Próbki te charakteryzowały się dużą zawartością zawiesin 1455-2156 mg/l. Próbka ścieków nr 3 różniła się od pozostałych. Wartość ChZT była znacząco mniejsza (1448 mg/l), podobnie jak udział zawiesin w ogólnym ładunku zanieczyszczeń wynoszący 33,7%. Największy udział w ładunku zanieczyszczeń miały prawdopodobnie substancje rozpuszczone organiczne o budowie jonowej. Świadczy o tym wysoka przewodność elektrolityczna i stężenia jonów nieorganicznych typowe dla wód naturalnych.

Wartości ChZT_{rozp} wszystkich próbek ścieków były zbliżone i mieściły się w zakresie 864-960 mg/l. Jednakże na podstawie wartości pozostałych parametrów można stwierdzić, że skład jakościowy i ilościowy fazy rozpuszczonej w poszczególnych próbkach ścieków jest różny. Wszystkie badane próbki miały zbliżone wartości pH i zasadowości, co świadczy, że większość powstających ścieków pochodzi z mycia elementów linii produkcji wodą wodociągową.

Tabela 2. Parametry ścieków surowych

Table 2. Raw wastewater parameters

Parametr	Jednostka	Nr próbki				
		1	2	3	4	5
ChZT	[mg/l]	3936	4416	1448	4800	3840
ChZT _{rozp}	[mg/l]	960	912	960	960	864
Zawiesina ogólna	[mg/l]	1455	1818	386	1705	2156
pH	-	7,1	7,3	7,3	6,9	7,3
PEW	[μS/cm]	2800	2600	3950	2880	3320
Zasadowość	[mmol/l]	4,6	5,2	4,7	5,5	5,0
Ca ²⁺	[mg/l]	185	144	241	140	156
Mg ²⁺	[mg/l]	36	32	37	29	36
NH ₄ ⁺	[mg/l]	nie badano	0,08	0,16	0,64	0,04
Cl ⁻	[mg/l]	108	58	122	86	70
SO ₄ ²⁻	[mg/l]	20	30	71	64	120

Wszystkie próbki ścieków charakteryzowały się bardzo małą zawartością zawieszin łatwo opadalnych. Objętość osadów po 60 min sedimentacji nie przekraczała 3 ml. Z tego powodu badania nad koagulacją i flotacją przeprowadzono z próbkami ścieków surowych. Parametry ścieków surowych zestawiono w tab. 2.

3.2. Koagulacja

Wyniki badań nad koagulacją zestawiono w tab. 3-7. Nie przedstawiono wyników z zastosowaniem wyższych dawek koagulantów, ponieważ nie spowodowały one poprawy wyników procesu.

Tabela 3. Wyniki badań nad koagulacją – próbka nr 1

Table 3. Coagulation results – sample no. 1

Rodzaj koagulantu	Dawka [ml/l]	Objętość osadu [ml/l]		ChZT [mg/l]	Zmniejszenie ChZT [%]
		30 min	1 h		
Al 1019	0,125	620	280	480	87,8
	0,25	540	370	384	90,2
Al 2019	0,25	500	340	672	82,9
	0,5	930	560	672	82,9
Al 3010	0,125	300	250	786	80,0
	0,25	580	360	576	85,4
Al 3030	0,25	400	280	768	80,5
	0,5	400	300	768	80,5
PAX 16	0,25	240	180	480	87,8
	0,5	490	320	576	85,4
PAX 19	0,125	400	270	384	90,2
	0,25	520	340	384	90,2
Al ₂ (SO ₄) ₃	50	250	220	384	90,2
	75	210	170	288	92,7

Tabela 4. Wyniki badań nad koagulacją – próbka nr 2

Table 4. Coagulation results – sample no. 2

Rodzaj koagulantu	Dawka [ml/l]	Objętość osadu [ml/l]		ChZT [mg/l]	Zmniejszenie ChZT [%]
		30 min	1 h		
Al 1019	0,125	290	130	1008	77,2
	0,25	360	270	960	78,3
Al 2019	0,125	170	90	1008	77,2
	0,25	530	350	960	78,3
Al 3010	0,125	240	100	1008	77,2
	0,25	400	320	912	79,3
PAX 19	0,25	360	280	1056	76,1
	0,5	800	360	1104	75,0
Al ₂ (SO ₄) ₃	50	340	280	1104	75,0
	75	300	220	960	78,3

Tabela 5. Wyniki badań nad koagulacją – próbka nr 3

Table 5. Coagulation results – sample no. 3

Rodzaj koagulantu	Dawka [ml/l]	Objętość osadu [ml/l]		ChZT [mg/l]	Zmniejszenie ChZT [%]
		30 min	1 h		
Al 1019	0,0625	101	117	998	31,1
	0,125	116	107	1017	29,8
	0,25	130	119	1017	29,8
	0,5	167	152	1017	29,8
Al 2019	0,0625	116	106	1036	28,5
	0,125	153	139	998	31,1
	0,25	139	128	1017	29,8
	0,5	145	134	979	32,4
PAX 19	0,125	119	107	998	31,1
	0,25	129	115	960	33,7
	0,5	151	137	1017	29,8
Al ₂ (SO ₄) ₃	25	98	66	1075	25,8
	50	88	96	1017	29,8
	75	133	118	1017	29,8

Tabela 6. Wyniki badań nad koagulacją próbka nr 4

Table 6. Coagulation results – sample no. 4

Rodzaj koagulantu	Dawka [ml/l]	Objętość osadu [ml/l]		ChZT [mg/l]	Zmniejszenie ChZT [%]
		30 min	1 h		
Al 1019	0,125	400	295	864	82,0
	0,25	470	360	576	88,0
	0,5	570	440	768	84,0
Al 2019	0,125	350	270	768	84,0
	0,25	460	355	960	80,0
	0,5	530	350	864	82,0
PAX 19	0,125	340	250	864	82,0
	0,25	390	275	960	80,0
	0,5	600	395	768	84,0
Al ₂ (SO ₄) ₃	25	310	260	960	80,0
	50	320	265	768	84,0

Badane próbki ścieków różniły się pod względem podatności na koagulację. Stopień zmniejszenia wartości ChZT był największy w próbkach najbardziej zanieczyszczonych. Najlepszy efekt oczyszczania uzyskano w przypadku próbki nr 1, używając Al₂(SO₄)₃ jako koagulantu. Wartość ChZT zmniejszyła się z 3936 do 288 mg/l, tj. o 92,7%. Skuteczność oczyszczania każdej próbki w małym stopniu zależała od zastosowanego koagulantu. Wystąpiły jednak pewne różnice w wartościach dawki optymalnej i ilości generowanych osadów pokoagulacyjnych. Decydującym czynnikiem mającym wpływ na oczyszczanie ście-

ków kosmetycznych jest ich skład, zależny od aktualnego profilu produkcji. Wyniki zmniejszenia wartości ChZT we wszystkich przeprowadzonych badaniach mieściły się w zakresie od 25,8 do 92,7%.

Tabela 7. Wyniki badań nad koagulacją – próbka nr 5

Table 7. Coagulation results – sample no. 5

Rodzaj koagulantu	Dawka [ml/l]	Objętość osadu [ml/l]	ChZT [mg/l]	Zmniejszenie ChZT [%]
Al 1019	0,25	5	1382	64,0
	0,5	5	1248	67,5
	0,75	5	1363	64,5
Al 2019	0,25	5	1296	66,3
	0,5	5	1363	64,5
	0,75	5	1248	67,5
Al 3010	0,25	5	1382	64,0
	0,5	5	1286	66,5
	0,75	5	1267	67,0
PAX 19	0,25	5	1344	65,0
	0,5	5	1305	66,0
	0,75	5	1401	63,5
Al ₂ (SO ₄) ₃	25	5	1497	61,0
	50	5	1497	61,0
	75	5	1420	63,0

Proces koagulacji jest szczególnie skuteczny w oczyszczaniu ścieków o dużej zawartości zawiesin. W przypadku próbki nr 3, charakteryzującej się wyraźnie mniejszą zawartością zawiesin (386 mg/l) niż pozostałe próbki (1455-2156 mg/l), efekt oczyszczania był wyraźnie słabszy. Z analizy profilu produkcji, z której pochodziły te ścieki, wynika, że zawartość zawiesiny była najprawdopodobniej efektem procesu przygotowywania tuszu do rzęs. El-Gohary i in. [9] uzyskali efekt zmniejszenia wartości ChZT w ściekach kosmetycznych równy 75,8-77,5%. Naumczyk i in. [18, 19] otrzymali natomiast wartości 37,7-74,6%, a Suarez i in. [23] wartości 30-52%. Biorąc pod uwagę różnice wynikające ze składu badanych ścieków, należy uznać, że wartości te są do siebie zbliżone. Oprócz wyraźnego zmniejszenia wartości ChZT, dodatkowym efektem procesu koagulacji była zmiana barwy i mętności ścieków.

Koagulacja nie spowodowała pełnego usunięcia zawiesin we wszystkich próbkach. Szczególnie dotyczy to próbki nr 5, dla której wartość ChZT obniżyła się w mniejszym stopniu od udziału w tej wartości zawiesin ogólnych. W przypadku próbek nr 2 i 3 obniżenie wartości ChZT odpowiada udziałowi zawiesin ogólnych. Próbka nr 1 była po koagulacji klarowna, a wartość ChZT odpowiadającego substancjom rozpuszczonych obniżyła się o 70,0%. W przypadku próbki nr 4, która po koagulacji była też klarowna, odpowiednia wartość obniżyła się o 40,0%.

3.3. Flotacja ciśnieniowa

Wyniki badań nad flotacją ciśnieniową zostały przedstawione w tab. 8-12.

Tabela 8. Wyniki badań nad flotacją ciśnieniową – próbka nr 1

Table 8. Dissolved air flotation results – sample no. 1

Rodzaj koagulantu	Dawka [ml/l]	Objętość osadu [ml/l]		ChZT [mg/l]	Zmniejszenie ChZT [%]
		30 min	1 h		
Al 1019	0,25	95	70	576	85,4
Al 2019	0,5	230	160	96	97,6
Al 3010	0,25	50	40	192	95,1
Al 3030	0,5	100	95	384	90,2
PAX 16	0,5	90	75	480	87,8
PAX 19	0,25	75	60	192	95,1
Al ₂ (SO ₄) ₃	1	85	65	576	85,4

Tabela 9. Wyniki badań nad flotacją ciśnieniową – próbka nr 2

Table 9. Dissolved air flotation results – sample no. 2

Rodzaj koagulantu	Dawka [ml/l]	Objętość osadu [ml/l]		ChZT [mg/l]	Zmniejszenie ChZT [%]
		30 min	1 h		
Al 1019	0,125	90	70	1776	59,8
	0,25	110	100	1824	58,7
Al 2019	0,125	100	80	1104	75,0
	0,25	90	80	1200	72,8
Al 3010	0,125	90	70	2064	53,3
	0,25	80	70	1872	57,6
PAX 19	0,25	110	80	2064	53,3
Al ₂ (SO ₄) ₃	50	110	100	1872	57,6

Podobnie jak w przypadku koagulacji z sedymentacją, dla flotacji ciśnieniowej wspomaganą koagulacją stwierdzono, że badane próbki ścieków różniły się pod względem podatności na oczyszczanie. Najlepsze rezultaty osiągnięto w przypadku próbki nr 1 i koagulantu Al 2019 – wartość ChZT zmniejszyła się o 97,6% – z 3936 do 96 mg/l. Skuteczność oczyszczania każdej próbki w małym stopniu zależała od zastosowanego koagulantu, ale w nieco większym niż w przypadku koagulacji. Efekt procesu flotacji ciśnieniowej zależał od efektywności oddzielenia wyflotowanego osadu. Gdy osad ten charakteryzował się spójnością i dużym stopniem zbitości, proces był bardzo skuteczny. W przypadku powstawania łamliwego kożucha jego fragmenty opadały, podwyższając jednocześnie wartość ChZT ścieków oczyszczonych. Podobne zjawisko nie było obserwowane w przypadku koagulacji zakończonej sedymentacją. Niezależnie od zastosowanego koagulantu osad pokoagulacyjny opadał, nie pozostawiając w toni

ścieków niezsedimentowanych kłaczków. Stopień zmniejszenia barwy ścieków w procesie flotacji ciśnieniowej był zbliżony do osiągniętego w procesie koagulacji. Mętność w procesie flotacji była wyraźnie mniejsza, przy czym źródłem mętności ścieków były kłaczkosady powstałego we wstępnej koagulacji, niecałkowicie wyniesione na powierzchnię ścieku.

Tabela 10. Wyniki badań nad flotacją ciśnieniową – próbka nr 3

Table 10. Dissolved air flotation results – sample no. 3

Rodzaj koagulantu	Dawka [ml/l]	Objętość osadu [ml/l]		ChZT [mg/l]	Zmniejszenie ChZT [%]
		30 min	1 h		
Al 1019	0,125	20	18	1008	30,4
	0,25	40	32	998	31,1
Al 2019	0,125	22	22	1008	30,4
	0,25	45	40	854	41,0
	0,5	57	50	998	31,1
PAX 19	0,125	20	15	787	45,6
	0,25	40	33	825	43,0
Al ₂ (SO ₄) ₃	25	20	12	1008	30,4
	50	30	25	1084	25,1

Tabela 11. Wyniki badań nad flotacją ciśnieniową – próbka nr 4

Table 11. Dissolved air flotation results – sample no. 4

Rodzaj koagulantu	Dawka [ml/l]	Objętość osadu [ml/l]		ChZT [mg/l]	Zmniejszenie ChZT [%]
		30 min	1 h		
Al 1019	0,25	110	80	1824	62,0
Al 2019	0,125	90	70	1824	62,0
PAX 19	0,25	120	110	1824	62,0
Al ₂ (SO ₄) ₃	25	120	110	1344	72,2

Tabela 12. Wyniki badań nad flotacją ciśnieniową – próbka nr 5

Table 12. Dissolved air flotation results – sample no. 5

Rodzaj koagulantu	Dawka [ml/l]	Objętość osadu [ml/l]		ChZT [mg/l]	Zmniejszenie ChZT [%]
		30 min	1 h		
Al 1019	0,5	110	100	1132	70,5
Al 2019	0,25	70	60	1286	66,5
Al 3010	0,5	120	90	1209	68,5
PAX 19	0,5	100	80	1152	70,0
Al ₂ (SO ₄) ₃	75	70	60	1536	60,0

Wyniki te są porównywalne z rezultatami badań El-Gohary i in. [9], którzy uzyskali w analogicznym procesie obniżenie wartości ChZT o 75,8-77,5%. Osad po flotacji ciśnieniowej tworzył trwałe kożuch o objętości nieprzekraczającej 100 ml.

Podobnie jak w przypadku koagulacji, w próbkach nr 2, 4 i 5 obniżenie wartości ChZT było mniejsze od udziału zawiesin w wartości tego wskaźnika. W przypadku próbek nr 1 i 3 obniżenie wartości ChZT odpowiadające substancjom rozpuszczonym wyniosło odpowiednio 90,0 i 18,0%. Było więc wyraźnie wyższe niż w przypadku koagulacji. Prawdopodobną przyczyną tego było „odpędzenie” lotnych substancji zapachowych i olejów podczas przepływu powietrza.

4. Podsumowanie i wnioski

Pięć próbek ścieków z produkcji kosmetyków poddano oczyszczaniu z zastosowaniem koagulacji i flotacji ciśnieniowej. Stosowano wybrane koagulanty na bazie glinu ($Al_2(SO_4)_3$: Al 1019, Al 3010, Al 3030, Al 2019, PAX 16 i PAX 19). Wartość ChZT ścieków surowych mieściła się w zakresie 1480-4800 mg/l. Efektywność oczyszczania była różna w zależności od procesu oczyszczania, stosowanego koagulantu oraz profilu produkcji. Największą podatność na oczyszczanie zanotowano dla próbki ścieków nr 1. Koagulacja ścieków pozwoliła zmniejszyć wartość ChZT z 3936 do 288 mg/l z zastosowaniem koagulantu $Al_2(SO_4)_3$. Kolejność próbek ścieków pod względem podatności na oczyszczanie (obniżenie wartości ChZT) w procesie koagulacji jest następująca: próbka nr 1 (92,7%) > próbka nr 4 (88,0%) > próbka nr 2 (79,3%) > próbka nr 5 (67,5%) > próbka nr 3 (33,4%). W przypadku flotacji ciśnieniowej najlepszy rezultat udało się uzyskać z wykorzystaniem koagulantu Al 2019 dla próbki nr 1 (podobnie jak w przypadku koagulacji), obniżając wartość ChZT do 96 mg/l, tj. o prawie 98%. Kolejność próbek ścieków pod względem podatności na oczyszczanie (obniżenie wartości ChZT) w procesie flotacji jest następująca: próbka nr 1 (97,6%) > 2 (75,0%) > 4 (72,0%) > 5 (70,5%) > 3 (41,0%). Skuteczność procesów koagulacji i flotacji ciśnieniowej była zwykle podobna. Efekt procesów koagulacji i flotacji ciśnieniowej dla danej próbki należy wiązać ze składem ścieków. W przypadku kosmetyków produkowanych na bazie olejów (próbka nr 3) większą skutecznością charakteryzował się proces flotacji ciśnieniowej, szczególnie skuteczny w oczyszczaniu ścieków o charakterze tłuszczów. W przypadku produkcji ciężkich kosmetyków, tj. baz i podkładów kosmetycznych, tuszy do rzęs (próbka nr 2), powodujących dużą ilość ciężkich zawiesin w ściekach większą efektywnością charakteryzowała się koagulacja oddzielająca zanieczyszczenia od ścieku podczyszczanego na drodze sedimentacji.

Literatura

- [1] Aloui F., Kchaou S., Sayadi S.: Physicochemical treatments of anionic surfactants wastewater: Effect on aerobic biodegradability. *Journal of Hazardous Materials*, vol. 164, 2009, pp. 353-359
- [2] Bautista P., Mohedano A.F., Gilarranz M.A., Casas J., Rodriguez J.: Application of Fenton oxidation to cosmetic wastewaters treatment. *Journal of Hazardous Materials*, vol. 143, 2007, pp. 128-134.
- [3] Bautista P., Mohedano A., Menendez N., Casas J., Rodriguez J.J.: Catalytic wet peroxide oxidation of cosmetic wastewaters with Fe-bearing catalysts. *Catalysis Today*, vol. 151, 2010, pp. 148-152.
- [4] Boroski M., Rodrigues A.C., Garcia J.C., Sampaio L.C., Nozaki J., Hioka N.: Combined electrocoagulation and TiO₂ photoassisted treatment applied to wastewater effluents from pharmaceutical and cosmetic industries. *Journal of Hazardous Materials*, vol. 162, 2009, pp. 448-454.
- [5] Burek M.: Raport o wdrożonych rozwiązaniach w zakładowej oczyszczalni ścieków AVON Operations Polska Sp. z o. o. *Gaz, Woda i Technika Sanitarna*, vol. 12, 2008, pp. 31-33.
- [6] Carballa M., Omil F., Lema J.M., Lompart M., Garcia-Jares C., Rodriguez I.: Behavior of pharmaceuticals, cosmetics and hormones in a sewage treatment plant. *Water Research*, vol. 38, 2004, pp. 2918-2926.
- [7] Carballa M., Manterola G., Larrea L., Ternes T., Omil F., Lema J.: Influence of ozone pre-treatment on sludge anaerobic digestion: Removal of pharmaceutical and personal care products. *Chemosphere*, vol. 67, 2007, pp. 1444-1452.
- [8] Chen D., Zeng X., Sheng Y., Bi X., Gui H., Sheng G.: The concentrations and distribution of polycyclic musks in a typical cosmetic plant. *Chemosphere*, vol. 66, 2007, pp. 252-258.
- [9] El-Gohary F., Tawfik A., Mahmoud U.: Comparative study between chemical coagulation/precipitation (C/P) versus coagulation/dissolved air flotation (C/DAF) for pre-treatment of personal care products (PCPs) wastewater. *Desalination*, vol. 252, 2010, pp. 106-112.
- [10] Ellis J.: Pharmaceutical and personal care products (PPCPs) in urban receiving waters. *Environmental Pollution*, vol. 144, 2006, pp. 184-189.
- [11] Esplugas S., Bila D.M., Krause L.G., Dezotti M.: Ozonation and advanced oxidation technologies to remove disrupting chemicals (EDCs) and pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in water effluents. *Journal of Hazardous Materials*, vol. 149, 2007, pp. 631-642.
- [12] Horii Y., Reiner J.L., Loganathan B.G., Kumar K.S., Sajwan K., Kannan K.: Occurrence and fate of polycyclic musks in wastewater treatment plants in Kentucky and Georgia, USA. *Chemosphere*, vol. 68, 2007, pp. 2011-2020.
- [13] Kasprzyk-Hordern B., Dinsdale R.M., Guwy A.J.: The removal of pharmaceuticals, personal care products, endocrine disruptors and illicit drugs during wastewater treatment and its impact on the quality of receiving waters. *Water Research*, vol. 43, 2009, pp. 363-380.
- [14] Marcinowski P., Bogacki J., Naumczyk J.: Cosmetic wastewater treatment using the Fenton, Photo-Fenton and H₂O₂/UV processes. *Journal of Environmental Science and Health. Part A*, vol. 49, no. 13, 2014, pp. 1531-1541.

- [15] Matamoros V., Arias C., Brix H., Bayona J.M.: Preliminary screening of small-scale domestic wastewater treatment systems for removal of pharmaceutical and personal care products. *Water Research*, vol. 43, 2009, pp. 55-62.
- [16] Miege C., Choubert J.M., Ribeiro L., Eusebe M., Coquery M.: Fate of pharmaceuticals and personal care products in wastewater treatment plants – Conception of a database and first results. *Environmental Pollution*, vol. 157, 2009, pp. 1721-1726.
- [17] Moldovan Z.: Occurrences of pharmaceutical and personal care products as micropollutants in rivers from Romania. *Chemosphere*, vol. 64, 2006, pp. 1808-1817.
- [18] Naumczyk J., Marcinowski P., Bogacki J., Wiliński P.: Oczyszczanie ścieków z przemysłu kosmetycznego za pomocą procesu koagulacji. *Annual Set The Environment Protection*, vol. 15, 2013, pp. 875-891.
- [19] Naumczyk J., Bogacki J., Marcinowski P., Kowalik P.: Cosmetic wastewater treatment by coagulation and advanced oxidation processes. *Environmental Technology*, vol. 35, no. 5, 2014, pp. 541-548.
- [20] Perdigon-Melon J., Carbajo J., Petre A., Rosal R., Garcia-Calvo E.: Coagulation – Fenton coupled treatment for ecotoxicity reduction in highly polluted industrial wastewater. *Journal of Hazardous Materials*, vol. 181, 2010, pp. 127-132.
- [21] Reif R., Suárez S., Omil F., Lema J.M.: Fate of pharmaceuticals and cosmetic ingredients during the operation of a MBR treating sewage. *Desalination*, vol. 221, 2008, pp. 511-517.
- [22] Rosal R., Rodriguez A., Perdigon-Melon J., Mezcua M., Hernando M., Leton P.: Removal of pharmaceuticals and kinetics of mineralization by O_3/H_2O_2 in a bio-treated municipal wastewater. *Water Research*, vol. 42, 2008, pp. 3719-3728.
- [23] Suarez S., Lema J., Omil F.: Removal of pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) under nitrifying and denitrifying conditions. *Water Research*, vol. 44, 2010, pp. 3214-3224.
- [24] Zeng X., Sheng G., Gui H., Chen D., Shao W., Fu J.: Preliminary study on the occurrence and distribution of polycyclic musks in a wastewater treatment plant in Guandong, China. *Chemosphere*, vol. 69, 2007, pp. 1305-1311.

APPLICATION OF COAGULATION AND DISSOLVED AIR FLOTATION FOR COSMETIC WASTEWATER TREATMENT

S u m m a r y

Five samples of cosmetics wastewater was subjected to purification using coagulation and dissolved air flotation. Selected aluminum-based coagulants ($Al_2(SO_4)_3$, Al 1019, Al 3010, Al 3030, Al 2019 PAX 16 and PAX 19) were used in the process. Due to the varying factory production, qualitative and quantitative composition of taken samples were various. The factory produced creams, make-up base, lotions, deodorants, mascara, foundations and other cosmetics. Raw wastewater COD value was in the range of 1480-4800 mg/l. The efficiency of treatment varied depending on the purification process, a coagulant and a production profile. The highest efficiency was observed for the purification of wastewater from the production of creams, make-up base, cosmetic lotions, deodorants, mascara and primer. Coagulation of wastewater allowed to decrease COD value from 3936 to 288 mg/l (by 92.7%) using a $Al_2(SO_4)_3$. The usage of Al 2019 coagulant

in the same sample allowed decrease the COD value to 96 mg/l – by 97.6% in dissolved air flotation. The effect of coagulation and dissolved air flotation processes for the sample is depended on the composition of wastewater. When oil-based cosmetics were produced, treatment with dissolved air flotation process was more efficient. In the case of „heavy” cosmetics production, where heavy suspensions were produced, coagulation was more effective.

Keywords: cosmetic wastewater, purification processes, coagulation, dissolved air flotation

Przesłano do redakcji: 15.12.2014 r.

Przyjęto do druku: 28.03.2015 r.

DOI: 10.7862/rb.2015.26

Barbara TCHÓRZEWSKA-CIEŚLAK¹
Dawid SZPAK²

NIEPEWNOŚĆ W ANALIZIE RYZYKA ZWIĄZANEGO Z FUNKCJONOWANIEM SYSTEMU ZBIOROWEGO ZAOPATRZENIA W WODĘ

Analiza ryzyka związana z funkcjonowaniem systemu zbiorowego zaopatrzenia w wodę (SZZW) często jest prowadzona w tzw. „warunkach niepewnej informacji”, która jest związana z niepewnymi (niepełnymi, nieprecyzyjnymi lub niewiarygodnymi) danymi dotyczącymi eksploatacji systemu. Miarą niedokładności danych może być tzw. niepewność ilościowa. Pojęcie to zostało wprowadzone przez dokument „*Guide to the expression of uncertainty in measurement*” wydany w 1993 r. przez Międzynarodową Organizację Normalizacyjną ISO. Celem pracy jest przedstawienie zagadnienia niepewności danych potrzebnych w analizie i ocenie ryzyka w SZZW. W pracy zwrócono szczególną uwagę na źródła niepewności w analizie ryzyka oraz ograniczenia w zastosowaniu tradycyjnych metod w przypadku wystąpienia czynnika niepewności. Praca zawiera podstawowe informacje oraz definicje pojęć dotyczących niepewności w analizie danych oraz propozycję wykorzystania tzw. współczynnika pewności CF w analizie ryzyka funkcjonowania SZZW w przypadku występowania danych o charakterze niepewnym. Współczynnik CF jest parametrem określającym jednocześnie stopień wiedzy oraz niewiedzy odnośnie danego zjawiska. W zaproponowanej metodzie zastosowano dwie miary: miarę wiarygodności SW oraz miarę niewiarygodności SN. Zaprezentowano sposób interpretacji miar SW oraz SN w odniesieniu do prawdopodobieństwa oraz sposób interpretacji wartości współczynnika pewności CF. Założone wartości współczynnika CF uwzględniają stopień niepewności formowanych hipotez odnośnie przyjmowanych wartości parametrów ryzyka, co sprawia, że otrzymany wynik staje się bardziej wiarygodny.

Słowa kluczowe: system zbiorowego zaopatrzenia w wodę, niepewność, współczynnik pewności, CF

¹ Autor do korespondencji/corresponding author: Barbara Tchórzewska-Cieślak, Politechnika Rzeszowska, al. Powstańców Warszawy 6, 35-959 Rzeszów, tel. +48 17 8651435, cbarbara@prz.edu.pl

² Dawid Szpak, Politechnika Rzeszowska

1. Wprowadzenie

Pojęcia niepewności i ryzyka zasadniczo wiążą się ze sobą, ale ich definicje w zależności od prezentowanego podejścia mają różny charakter [2]. Pojęcie ryzyka, choć towarzyszy życiu ludzkości od zawsze, w rozważaniach teoretycznych najbardziej rozwinęło się w naukach ekonomicznych. W 1901 roku A.H. Willet opublikował pierwszą uznaną koncepcję tzw. ekonomicznej teorii ryzyka [18]. Willet założył, że ryzyko należy odnosić do stopnia niepewności co do podejmowanych działań. Na takim założeniu opierają się analizy tzw. ryzyka giełdowego. W 1921 roku F.H. Knight opublikowała pracę „*Risk, uncertainty and profit*”, w której zdefiniował ryzyko jako tzw. niepewność mierzalną. Niepewność niemierzalna została natomiast nazwana niepewnością sensu stricto [8]. W naukach technicznych przyjęto, że ryzyko jest miarą bezpieczeństwa systemów technicznych, tak więc jest wielkością, którą chcemy zmierzyć.

W SZZW paradygmatem stało się wykorzystanie pojęcia ryzyka jako miary utraty bezpieczeństwa tego systemu. W tym kontekście ryzyko jest analizowane jako funkcja parametrów określających prawdopodobieństwo zajścia tzw. zdarzeń niepożądanych, ich konsekwencji oraz podatności systemu na zaistniałą sytuację awaryjną. Parametry te mogą być w różny sposób interpretowane oraz szacowane [1, 3, 4, 6, 10, 12, 17, 19]. Zależy to od specyfiki obszaru zasilania w wodę (np. liczby konsumentów wody), stopnia złożoności systemu oraz celu, jakiego ma służyć analiza ryzyka. Do oszacowania poszczególnych parametrów są stosowane różne miary i metody, do których należą m.in.: prawdopodobieństwo zajścia awarii, wskaźnik intensywności uszkodzeń, drzewo uszkodzeń, drzewo zdarzeń oraz różnego typu analizy przyczynowo-skutkowe [5, 7, 9, 11, 13, 15].

Ryzyko można podzielić na:

- ryzyko systematyczne (zewnętrzne) – determinowane przez siły zewnętrzne, związane z siłami przyrody, funkcjonowaniem innych systemów, a także aktami wandalizmu, terroryzmu i coraz częściej cyberterrorizmu,
- ryzyko specyficzne (niesystematyczne, wewnętrzne) – obejmuje obszar funkcjonowania systemu i może być przez ten system kontrolowane.

Analiza i ocena ryzyka wymaga bazy danych eksploatacyjnych, a także wiedzy i doświadczenia ekspertów. Niejednokrotnie niektóre parametry nie mogą być wyznaczone, ale są szacowane, a nawet przyjmowane. W takim przypadku ma się do czynienia z niepewnością związaną z analizą i oceną ryzyka w SZZW. Niepewność ta ma charakter wielowymiarowy. Może ona wynikać z braku danych, ich niedokładności oraz zbyt małej, ale również zbyt dużej liczebności zbioru danych (braku metod prawidłowego ich przetwarzania). Miarą niedokładności danych może być tzw. niepewność ilościowa. Pojęcie to zostało wprowadzone przez dokument „*Guide to the expression of uncertainty in mea-*

surement” wydany w 1993 r. przez Międzynarodową Organizację Normalizacyjną ISO, który stał się normą międzynarodową.

Celem pracy jest omówienie zagadnienia niepewności danych potrzebnych w analizie i ocenie ryzyka w SZZW. Praca zawiera podstawowe informacje dotyczące niepewności w analizie danych oraz propozycję wykorzystania współczynnika pewności CF.

2. Pojęcie niepewności w analizie ryzyka awarii systemów wodociągowych

Obiektywną rzeczywistością w eksploatacji SZZW jest występowanie różnego rodzaju zdarzeń niepożądanych (awarii), które mają bezpośredni wpływ na jego bezpieczeństwo. Zdarzenia awaryjne nie pojawiają się bez przyczyny, ale są często wynikiem łańcucha zdarzeń (scenariusza awaryjnego), tzw. efektu domina [12]. Występują także w wyniku podejmowania błędnych decyzji, które wywołują negatywne skutki w trakcie eksploatacji systemu. Do prawidłowej analizy ryzyka związanego z funkcjonowaniem SZZW jest potrzebna odpowiednia liczba różnych informacji, archiwizacja danych oraz możliwość ich przetwarzania, co w praktyce nie jest zadaniem prostym.

W wyniku zaistnienia w SZZW tzw. reprezentatywnego scenariusza awaryjnego (RSA) oznaczonego jako S_i ma się do czynienia z możliwością utraty bezpieczeństwa systemu. Przyjmuje się, że miarą ryzyka jest funkcja trzech parametrów: prawdopodobieństwa P_{S_i} wystąpienia i -tego reprezentatywnego scenariusza awaryjnego S_i , wielkości strat C_{S_i} wywołanych przez i -ty reprezentatywny scenariusz awaryjny S_i oraz podatności na zagrożenie V_{S_i} związane z i -tym reprezentatywnym scenariuszem awaryjnym S_i : $r = f(P_{S_i}, C_{S_i}, V_{S_i})$. Formułę służącą do wyznaczania wielkości ryzyka r związanego z funkcjonowaniem PsDyW można przedstawić następująco [14, 16]:

$$r_{RSA} = \bigcup_{i=1}^N P_{S_i} \cdot C_{S_i} \cdot V_{S_i} \quad (1)$$

gdzie: S_i – i -ty RSA opisany jako ciąg następujących po sobie zdarzeń niepożądanych (awarii), P_{S_i} – prawdopodobieństwo wystąpienia i -tego RSA, C_{S_i} – wartość strat wywołanych przez i -ty RSA, V_{S_i} – wartość związana z parametrem podatności na zagrożenie związane z i -tym RSA, N – liczba RSA, które mogą wystąpić w SZZW.

W metodzie matrycowej dla każdego parametru można przyjąć skalę punktową zależną od wielkości przyjętego parametru, np. skalę trójstopniową czy pięciostopniową [14]. Macierz ryzyka można przedstawić następująco:

$$M_R = |r_{jkl}| \quad (2)$$

Ocena ryzyka polega na porównaniu obliczonej wartości ryzyka z przyjętą skalą oceny dla ryzyka tolerowanego, kontrolowanego i nieakceptowalnego [14-16]. W przypadku wystąpienia kilku RSA jako wartość ryzyka należy przyjąć wielkość największą.

Z pojęciem niepewności oraz błędów w analizie ryzyka są związane następujące podstawowe definicje:

- błąd pomiaru – odstępstwo wyniku jednostkowego pomiaru od wartości prawdziwej, której na ogół nie znamy,
- błąd statystyczny – błąd pomiaru wynikający z ogółu wpływów środowiska, których często nie można zidentyfikować czy wyeliminować, właściwości zastosowanego przyrządu pomiarowego i innych przyczyn,
- błąd systematyczny – błąd wynikający z zastosowanej metody pomiaru lub innych przyczyn, np. niedających się wykluczyć, ale znanych zjawisk mających wpływ na pomiar,
- odchylenie standardowe – estymator przybliżający wartość błędu statystycznego adekwatny w przypadku odpowiedniej liczności próby pomiarowej,
- błąd grubo, pomyłka – gdy jeden z wyników pomiaru odbiega znacznie od pozostałych, można przypuszczać, że zaszło jakieś zdarzenie, które spowodowało duże odchylenie badanej wartości, wyniki takie często są odrzucane podczas analizy statystycznej,
- niepewność systematyczna – spowodowana nieuwzględnieniem istotnego czynnika wpływającego na wartość wielkości analizowanej lub mierzonej, wynikająca z braku wiarygodnego źródła informacji,
- niepewność przypadkowa (statystyczna) – nieunikniony wpływ różnych czynników zewnętrznych lub wewnętrznych (błędy ludzkie) oraz metody badawczej na wynik prowadzonej analizy, wynikająca z losowego charakteru danego zjawiska,
- niepewność rozszerzona (niepewność całkowita) – wielkość definiująca przedział wokół wyniku analizy, zgodnie z oczekiwaniami może on obejmować dużą część rozkładu wartości, które w uzasadniony sposób można przypisać wielkości badanej.

3. Przyczyny niepewności w analizie ryzyka

Zazwyczaj do analizy niepewności są stosowane metody probabilistyczne, które wymagają dużej liczby danych [16]. W wielu przypadkach dane dotyczące opisu zdarzeń, np. awaryjności sieci wodociągowej, są otrzymywane na podstawie informacji ekspertów (eksploatatorów SZZW, inżynierów praktyków lub naukowców). Największa trudność wiąże się z wyborem rozkładu prawdopodobieństwa. W praktyce dane dotyczące analizy ryzyka w SZZW są nie tylko losowe, ale i niepewne (niepełne). Niepewność tego typu danych składa się z wielu składników. Niektóre z nich wyznacza się na podstawie rozkładu statystycz-

nego zbioru danych charakteryzowanego odchyleniem standardowym. Pozostałe składniki szacuje się na podstawie zakładanych rozkładów prawdopodobieństwa, znanych z doświadczenia lub innych informacji [16]. Najczęstszym przypadkiem w analizie ryzyka w SZZW jest występowanie niepewności statystycznej spowodowanej losową naturą badanego zjawiska, wpływem czynników zewnętrznych, a także czynnikiem czasu, który warunkuje zmianę badanego zdarzenia niepożądanego (awaryjnego) [2, 13, 16].

Do niezbędnych danych w celu przeprowadzenia analiz ryzyka w SZZW zalicza się [16]:

- dane identyfikujące badany obiekt (nazwa i typ obiektu oraz podstawowe parametry techniczne) – dane tego typu dotyczą badań z dużym stopniem szczegółowości,
- dane o awariach (zdarzeniach niepożądanych), remontach i innych przerwach w pracy SZZW – informacje o dacie, godzinie, czasie trwania oraz opis zdarzenia,
- dane dotyczące przyczyn powstawania zdarzeń niepożądanych,
- dane dotyczące skutków tych zdarzeń.

Źródłem niezbędnych danych do analizy ryzyka są [16]:

- dane pochodzące z eksploatacji SZZW z przedsiębiorstw wodociągowych,
- dane pomiarowe,
- dane zebrane od ekspertów.

Niepewność w analizie ryzyka w systemach wodociągowych wynika najczęściej z [16]:

- niekompletności ilościowej i jakościowej bazy danych,
- niepełnej bądź nieprecyzyjnej definicji wielkości badanej, np. nieprecyzyjnej definicji awarii na sieci wodociągowej,
- nieprecyzyjnych i niepełnych informacji dotyczących lokalizacji i identyfikacji zdarzenia,
- niepełnej (niekompletnej) znajomości wpływu otoczenia na analizowane zjawisko, np. wpływu warunków gruntowo-wodnych na awaryjność sieci wodociągowej,
- oceny przyczynowo-skutkowej awarii,
- ocen i ekspertyz ekspertów (błędów ludzkich w ocenie sytuacji),
- braku niezbędnego oprogramowania dla gromadzenia, przetwarzania oraz archiwizacji danych,
- błędów w odczycie oraz klasie dokładności wskazań przyrządów,
- niedoskonałości przyjętej metody badawczej.

4. Współczynnik pewności jako miara niepewności w analizach ryzyka w SZZW

Jedną z miar, jaką można zastosować w celu oceny niepewności w analizie i ocenie ryzyka, jest tzw. współczynnik pewności CF (ang. *Certainty Factor*), który jest powszechnie stosowany do wyrażenia niedoskonałości w systemach ekspertowych. Metoda oceny niepewności z wykorzystaniem CF opiera się na klasycznych regułach typu „jeżeli..., to...”.

Zmienne występujące w regule mają przyporządkowany odpowiedni współczynnik CF, który przyjmuje wartość z zakresu $\langle -1; 1 \rangle$. Współczynnika CF nie można interpretować jako prawdopodobieństwa. Jest on parametrem określającym jednocześnie stopień wiedzy oraz niewiedzy odnośnie danego zjawiska. W metodzie stosuje się:

- miarę wiarygodności – SW (stopień wiedzy).
- miarę niewiarygodności – SN (stopień niewiedzy).

Zakłada się regułę R postaci:

$$\text{Jeżeli } P_i \wedge C_j \Rightarrow r = r_{ij},$$

gdzie: P – prawdopodobieństwo zajścia zdarzenia awaryjnego, i – stopień przyjętej skali ($i = 1, 2, 3, \dots, n$), C – straty wywołane zajściem zdarzenia awaryjnego, j – stopień przyjętej skali ($j = 1, 2, 3, \dots, m$), r_{ij} – wartość ryzyka.

$$E = P_i \wedge C_j \tag{3}$$

$$H = r_{ij} \tag{4}$$

gdzie: E – przesłanka reguły R, H – konkluzja reguły R.

Współczynnik pewności wyznacza się ze wzoru:

$$CF(H_R, E_R) = SW(H_R, E_R) - SN(H_R, E_R) \tag{5}$$

gdzie: $SW(H_R, E_R)$ – wiarygodność reguły R, $SN(H_R, E_R)$ – niewiarygodność reguły R, $CF(H_R, E_R)$ – współczynnik pewności reguły R.

Interpretacja miar $SW(H_R, E_R)$ oraz $SN(H_R, E_R)$ w odniesieniu do prawdopodobieństwa:

- jeżeli $P(H_R | E_R) = 1$, to H_R jest prawdziwe, $SW(H_R, E_R) = 1$, $SN(H_R, E_R) = 0$ oraz $CF(H_R, E_R) = 1$,
- jeżeli $P(H_R | E_R) = 0$, to H_R jest fałszywe, $SW(H_R, E_R) = 0$, $SN(H_R, E_R) = 1$ oraz $CF(H_R, E_R) = -1$,
- jeżeli $P(H_R | E_R) = P(H_R)$, to oznacza, że przesłanka i konkluzja są niezależne, $SW(H_R, E_R) = 0$, $SN(H_R, E_R) = 0$ oraz $CF(H_R, E_R) = 0$.

Interpretacja współczynnika CF:

- $CF = -1$ – przyjęte założenie jest fałszem,
- $CF = -0,5$ – przyjęte założenie jest raczej fałszem,
- $CF = 0$ – przyjęte założenie jest niepewne,
- $CF = 0,5$ – przyjęte założenie jest raczej prawdą,
- $CF = 1$ – przyjęte założenie jest na pewno prawdą.

5. Przykład aplikacyjny

Według przyjętej skali ekspert oszacował prawdopodobieństwo zajścia zdarzenia awaryjnego na poziomie $P = 2$, natomiast wartość strat wywołanych zajściem zdarzenia awaryjnego na poziomie $C = 3$. Korzystając z zależności (3) i (4), wyznaczono:

- przesłankę reguły R: $P = 2 \wedge C = 3$,
- konkluzję reguły R: $r = 6$.

Ekspert przyjął wartość miary wiarygodności reguły R na poziomie $SW(H_R, E_R) = 0,5$ oraz wartość miary niewiarygodności reguły R na poziomie $SN(H_R, E_R) = 0$. Z zależności (5) wyznaczono wartość współczynnika pewności:

$$CF(H_R, E_R) = 0,5 - 0 = 0,5.$$

Otrzymany wynik $CF = 0,5$ oznacza, że przyjęte założenie jest raczej prawdą. Ze względu na złożoność i rozległość SZZW ekspert często nie posiada pełnej wiedzy na temat funkcjonowania systemu, dlatego zastosowanie zaproponowanej metody stanowi ocenę pewności przyjmowanych reguł i założeń.

6. Podsumowanie

Prawidłowa ocena niezawodności i bezpieczeństwa SZZW powinna być gwarantem podejmowania właściwych decyzji dotyczących wyboru najlepszych rozwiązań pod względem technicznym, ekonomicznym oraz eksploatacyjnym. Rozwijane od lat metody analizy oraz oceny niezawodności i bezpieczeństwa systemów zbiorowego zaopatrzenia w wodę w znacznym stopniu przyczyniły się do doskonalenia funkcjonowania tych systemów, poprawiając tym samym komfort korzystania z wodociągów publicznych [16].

Stosowane metody analizy i oceny ryzyka w większości opierają się na danych eksploatacyjnych uzyskiwanych od przedsiębiorstw wodociągowych. Trudności pojawiają się wtedy, gdy danych brakuje, są niekompletne lub niepewne. Problemem są przede wszystkim małe wodociągi, na co zwraca uwagę WHO, a w Polsce Państwowy Zakład Higieny [16]. W takim przypadku znane metody analizy oraz oceny ryzyka mają ograniczone zastosowanie. Wybór metody analizy i oceny ryzyka każdorazowo powinien być dostosowany do anali-

zowanego systemu, posiadanej bazy danych oraz wiedzy i doświadczenia ekspertów przeprowadzających analizę.

Współczynnik pewności jest subiektywną oceną pewności przyjmowanych reguł i założeń w trakcie opracowywania przez eksperta tzw. bazy wiedzy. Założone wartości współczynnika CF uwzględniają stopień niepewności formowanych hipotez odnośnie przyjmowanych wartości parametrów ryzyka w przypadku braku wiarygodnej bazy danych. Zaproponowane wykorzystanie współczynnika pewności CF do analizy i oceny ryzyka w SZZW ma zastosowanie w przypadku baz danych o charakterze niepewnym. W ten sposób wynik staje się bardziej wiarygodny.

Literatura

- [1] Apostolakis G., Kaplan S.: Pitfalls in risk calculations. *Reliability Engineering and System Safety*, no. 2, 1981, pp. 135-145.
- [2] Arrow K.J.: Esej z teorii ryzyka. PWN, Warszawa 1979.
- [3] Aven T.: Conceptual framework for risk assessment and risk management. Summer Safety & Reliability Seminars. *Journal of Polish Safety and Reliability Association*, no. 1, 2010, pp. 15-27.
- [4] Brandowski A.: Koncepcja nauki o bezpieczeństwie. *Zagadnienia Eksploatacji Maszyn*, nr 3(95), 1993, s. 261-279.
- [5] Haimes Y.Y., Moser D., Stakhin E.: Risk based decision making in water resources. *Journal of Infrastructure Systems*, ASCE, no. 12, 2006, pp. 401-415.
- [6] Hotłoś H.: Ilościowa ocena wpływu wybranych czynników na parametry i koszty eksploatacyjne sieci wodociągowych. *Prace Instytutu Inżynierii Ochrony Środowiska Politechniki Wrocławskiej*, 84, seria: Monografie, nr 49, Wrocław 2007.
- [7] Iwanejko R.: O praktycznym stosowaniu jakościowych metod szacowania ryzyka w systemach zaopatrzenia w wodę. *Czasopismo Techniczne*, nr 9, 2005.
- [8] Knight F.H.: Risk, uncertainty and profit. University of Boston Press, Boston 1921.
- [9] Królikowski A., Królikowska J.: Analiza porównawcza wskaźników niezawodności wiejskich i komunalnych systemów zaopatrzenia w wodę. *Mat. konf. „Zaopatrzenie w wodę, jakość i ochrona wód”*. Wydawn. PZiTS O/Wielkopolski, Kołobrzeg-Poznań 2010.
- [10] Kwietniewski M.: Information systems for distribution water management. National Report in the 7 International Raport. International Water Supply Association (IWSA). World Congress, Madrid 1997, pp. 30-31.
- [11] Lubowiecka T., Wieczysty A.: Ryzyko w systemach zaopatrzenia w wodę, [w:] *Ryzyko w gospodarce wodnej*, M. Maciejewski (red.). Monografia Komitetu Gospodarki Wodnej PAN, z. 17. Oficyna Wydawnicza Politechniki Warszawskiej, Warszawa 2000, s. 113-143.
- [12] Rak J.: *Bezpieczeństwo systemów zaopatrzenia w wodę*. Instytut Badań Systemowych PAN, Warszawa 2009.
- [13] Rak J., Tchórzewska-Cieślak B.: *Czynniki ryzyka w eksploatacji systemów zaopatrzenia w wodę*. Oficyna Wydawnicza Politechniki Rzeszowskiej, Rzeszów 2007.
- [14] Rak J., Tchórzewska-Cieślak B.: Review of matrix methods for risk assessment in water supply system. *Journal of Konbin*, no. 1(1), 2006, pp. 67-76.

- [15] Tchórzewska-Cieślak B.: Method of assessing of risk of failure in water supply system. European safety and reliability conference (ESREL). Risk, reliability and societal safety, t. 2. Taylor & Francis, 2007, pp. 1535-1539.
- [16] Tchórzewska-Cieślak B.: Metody analizy i ryzyka awarii podsystemu dystrybucji wody. Oficyna Wydawnicza Politechniki Rzeszowskiej, Rzeszów 2011.
- [17] Wieczysty A., Lubowiecka T., Rak J.: Stan aktualny i kierunki rozwoju w zakresie teorii i metod oceny niezawodności systemów wodociągowych w Polsce. Mat. konf. „Zaopatrzenie w wodę i jakość wód”, Poznań 2002, s. 143-172.
- [18] Willett A.H.: The economic theory of risk and insurance. University of Pennsylvania Press, Philadelphia 1951.
- [19] Zimoch I.: Niezawodność bezpieczeństwa jako priorytet współczesnego zarządzania eksploatacją sieci wodociągowej. Międzynarodowa Konferencja Naukowo-Techniczna „Przedsiębiorstwa wodociągowo-kanalizacyjne w dobie współczesnych problemów”. AQUA, Szczyrk 2009, s. 97-104.

UNCERTAINTY IN RISK ANALYSIS ASSOCIATED WITH THE OPERATION OF COLLECTIVE WATER SUPPLY SYSTEM

Summary

The risk analysis associated with the operation of collective water supply system (CWSS) is often carried out in the so-called „uncertain information conditions”, which is associated with uncertain (incomplete, imprecise or unreliable) data on the system operation. The data inaccuracy measure can be so-called quantitative uncertainty. The concept was introduced by the document „Guide to the Expression of Uncertainty in Measurement” published in 1993 by the International Organization for Standardization ISO. The aim of the study is to present the problem of data uncertainty, which is needed in the risk analysis and assessment in CWSS. The special attention was drawn to characterization of the uncertainty sources in the risk analysis and restrictions connected with the use of traditional methods in case of an uncertainty factor. The paper includes basic information and definitions relating to the uncertainty in the data analysis and proposal to use certainty factor CF in the CWSS functioning risk analysis, in the case of uncertain data. Certainty factor CF is a parameter simultaneously indicating the level of knowledge and the level of ignorance relating to a given phenomenon. In the proposed method, two measures were used: measure of reliability SW and measure of unreliability SN. The interpretation of measures SW and SN in relation to the probability and interpretation the certainty factor CF were presented. Founded certainty factor CF values take into account formed hypotheses uncertainty level regarding taking the risk parameters. It makes that the result becomes more credible.

Keywords: collective water supply system, uncertainty, certainty factor, CF

Przesłano do redakcji: 19.01.2015 r.

Przyjęto do druku: 28.03.2015 r.

DOI: 10.7862/rb.2015.27

Barbara TCHÓRZEWSKA-CIEŚLAK¹
Krzysztof BORYCZKO²
Izabela PIEGDOŃ³

NIEKONWENCJONALNE METODY ANALIZY RYZYKA AWARII W SYSTEMACH ZBIOROWEGO ZAOPATRZENIA W WODĘ

System zbiorowego zaopatrzenia w wodę (SZZW) jest jednym z priorytetowych systemów technicznych wchodzących w skład podziemnych infrastruktur miejskich. Podstawową kategorią związaną z możliwością utraty bezpieczeństwa funkcjonowania SZZW jest ryzyko. Według jednej z podstawowych definicji ryzyko jest kombinacją prawdopodobieństwa wystąpienia zagrożenia i negatywnych skutków, które może wywołać. Proces analizy ryzyka na potrzeby analizy bezpieczeństwa konsumentów wody obejmuje najczęściej: określenie liczby mieszkańców korzystających z wodociągu, wyznaczenie reprezentatywnych zdarzeń awaryjnych i określenie dla nich scenariuszy rozwoju w celu oszacowania strat, określenie prawdopodobieństwa (częstotliwości) występowania zdarzeń awaryjnych. Problem w analizach ryzyka pojawia się w przypadku bardzo złożonych systemów, gdy baza danych jest niepewna, a także w tzw. małych wodociągach, gdzie brak jest bazy danych lub jest ona niepełna. W takich sytuacjach uzupełnieniem bazy danych jest wiedza i doświadczenia ekspertów, a także nowoczesne modele oraz metody pozwalające na analizę i symulację ryzyka. Przykładem są metody oparte na tzw. modelach miękkich, w tym sieci baysowskie, modelowanie rozmyte. Innym aspektem jest wykorzystanie nowoczesnych narzędzi informatycznych typu GIS. Badania tego typu wymagają nie tylko odpowiedniej metodologii, ale również szczegółowej i uporządkowanej bazy danych eksploatacyjnych. Warunkuje to prawidłową analizę statystyczną danych oraz zastosowanie odpowiedniego modelu przyczynowo-skutkowego. W pracy przedstawiono niekonwencjonalne metody analizy ryzyka awarii w SZZW, uwzględniające metody symulacyjne, bazy danych, aplikacje GIS, teorię zbiorów rozmytych, modelowanie neuronowo-rozmyte oraz rozmyte drzewa niezdatności.

Słowa kluczowe: zaopatrzenie w wodę, ryzyko, GIS, zbiory rozmyte

¹ Barbara Tchórzewska-Cieślak, Politechnika Rzeszowska

² Krzysztof Boryczko, Politechnika Rzeszowska

³ Autor do korespondencji/corresponding author: Izabela Piegdoń, Politechnika Rzeszowska, al. Powstańców Warszawy 6, 35-959 Rzeszów, tel. +48 17 8651427, piegi@prz.edu.pl

1. Wprowadzenie

System zbiorowego zaopatrzenia w wodę (SZZW) jako złożony system techniczny składa się z powiązanych ze sobą funkcjonalnie obiektów oraz podsystemów stanowiących integralną całość, których zadaniem jest dostarczenie wody zdanej do spożycia dla mieszkańców poszczególnych osiedli miast i wsi. Jest to jeden z priorytetowych systemów technicznych wchodzących w skład podstawowej infrastruktury aglomeracji miejskich. Światowa Organizacja Zdrowia (WHO) coraz częściej alarmuje o tzw. światowym kryzysie wodnym związanym nie tylko ze zmieniającym się klimatem, ale również z zanieczyszczeniem środowiska wodnego, zwiększającą się liczbą ludności (szczególnie w regionach biednych), występowaniem w różnych rejonach świata konfliktów zbrojnych. Kwestia zaopatrzenia w wodę niejednokrotnie jest wykorzystywana przez strony konfliktów, czego przykładem może być walka z o tamę w Mosulu na Bliskim Wschodzie czy brak wody w rejonach Donbasu.

Woda transportowana siecią wodociągową powinna być bezpieczna dla zdrowia, a także dostarczana w wymaganej ilości i pod wymaganym ciśnieniem. Jako paradygmat przyjmuje się, że miarą utraty bezpieczeństwa SZZW jest ryzyko związane z zawodnością poszczególnych elementów oraz całych jego podsystemów. W zakresie zarządzania ryzykiem w systemach wodociągowych obowiązuje europejska norma EN 15975-1-2011: Security of drinking water supply – Guidelines for risk and crisis management – Part 1: Crisis management. W Polsce są to odpowiednio normy PN-EN 15 975-2:2013-12 E oraz PN-EN 15975-1-2011.

W pracy przyjęto, że ryzyko awarii jest funkcją prawdopodobieństwa zajścia awarii, jej skutków oraz stopnia podatności na zagrożenie. Badania prowadzone w tym zakresie [2, 9, 14, 15, 17, 18, 23, 27, 28, 33, 39] obejmują szeroki zakres analiz przyczynowo-skutkowych zdarzeń awaryjnych związanych z funkcjonowaniem i eksploatacją systemu. Badania tego typu wymagają odpowiedniej metodologii, ale również szczegółowej i uporządkowanej bazy danych eksploatacyjnych. Warunkuje to prawidłową analizę statystyczną danych oraz zastosowanie odpowiedniego modelu przyczynowo-skutkowego, np. drzewa zdarzeń czy błędów w aspekcie analizy różnych scenariuszy awaryjnych, które mogą być przyczyną utraty bezpieczeństwa konsumentów wody.

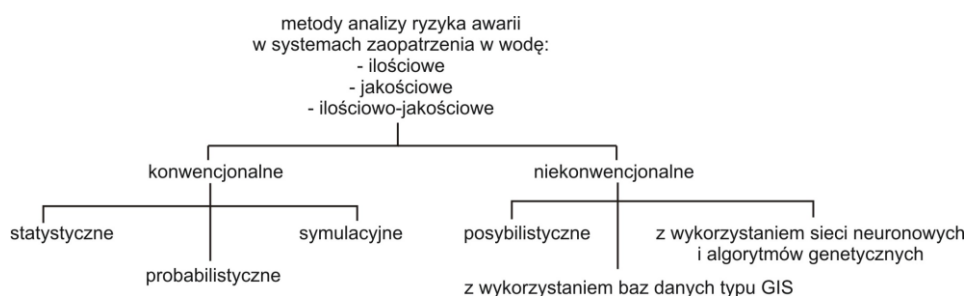
Problem w analizach pojawia się wtedy, gdy systemy są bardzo złożone, baza danych jest niepewna, a także w tzw. małych wodociągach, gdzie brak jest bazy danych lub jest ona niepełna. W takich sytuacjach uzupełnieniem bazy danych jest wiedza i doświadczenia ekspertów, a także nowoczesne modele oraz metody pozwalające na analizę oraz symulację ryzyka. Przykładem są metody oparte na tzw. modelach miękkich, w tym sieci baysowskie, oraz modelowanie rozmyte [34, 35]. Innym aspektem jest wykorzystanie nowoczesnych narzędzi informatycznych, takich jak bazy typu *Geographic Information Systems* (GIS), systemy *Supervisory Control And Data Acquisition* (SCADA) czy różnorodne

oprogramowanie typu MATLAB, EPANET. Głównym celem pracy jest przedstawienie niekonwencjonalnych metod analizy ryzyka awarii w SZZW.

2. Metody analizy ryzyka

Podział metod analizy ryzyka przedstawiono na rys. 1. Najogólniej metody analizy ryzyka dzieli się na:

- ilościowe metody analizy ryzyka (ang. *Quantitative Methods for Risk Analysis*, QRA) – są to metody, które przetwarzają dane ilościowe (mieralne) i wyznaczają konkretną wartość ryzyka; do metod tych zalicza się metody oparte na statystyce matematycznej oraz rachunku prawdopodobieństwa [24],
- jakościowe metody oceny (szacowania) ryzyka (ang. *Qualitative Methods of Risk Analysis – QLRA*) – w odróżnieniu od ilościowych nie uwzględniają liczbowego wyznaczania ryzyka z wykorzystaniem metod probabilistycznych (np. rozkładów gęstości) [24],
- metody ilościowo-jakościowe analizy ryzyka (ang. *Quantitative-Qualitative Methods for Risk Analysis*) – zalicza się do nich m.in. metody matrycowe, metody drzewa niezdatności (ang. *Fault Tree Analysis*, FTA) [25] i drzewa zdarzeń (ang. *Event Tree Analysis*), sieci bayesowskie, logikę rozmytą oraz sieci neuronowe,
- metody symulacyjne z wykorzystaniem komputerowych modeli hydraulicznych oraz systemów sterowania, przetwarzania i rejestracji danych (na typu SCADA), komputerowych baz danych, np. typu GIS (ang. *geograficzny system informacji*), a także symulację metodą Monte Carlo, które stanowią narzędzie wspomagające proces analizy ryzyka.



Rys. 1. Podział metod analizy ryzyka w SZZW

Fig. 1. The division of methods of risk analysis in SZZW

Metody jakościowe szacowania ryzyka w odróżnieniu od ilościowych nie uwzględniają liczbowego wyznaczania ryzyka z wykorzystaniem metod probabilistycznych (np. rozkładów gęstości) [7]. Obecnie istotnym elementem w ana-

lizach i ocenach ryzyka jest możliwość zastosowania różnego rodzaju oprogramowania, które istotnie wpływa na stopień szczegółowości przeprowadzanych obliczeń. Oprogramowanie komputerowe możliwe do zastosowania w analizach i ocenach ryzyka w SZZW można podzielić na podstawowe grupy:

- programy do symulacji komputerowych (np. oparte na modelach hydraulicznych sieci wodociągowej, jak EPANET, ISYDYW),
- programy umożliwiające analizę różnych scenariuszy awaryjnych, np. oparte na analizach drzew zdarzeń, niezdatności, związkach przyczynowo-skutkowych powstawania zagrożeń oraz na zarządzaniu i raportowaniu danych (XFMEA 4, BlockSim 7, RCM++4),
- programy umożliwiające analizę rozkładów prawdopodobieństwa zdarzeń awaryjnych (np. Weibull++, STATISTICA),
- programy do statystycznej analizy danych (np. STATISTICA),
- programy umożliwiające prognozowanie zdarzeń niepożądanych oraz ryzyka (np. MATLAB, RENO),
- programy umożliwiające wizualizację opracowanych modeli zdarzeń awaryjnych (np. SCADA).

Oddzielną grupę stanowią aplikacje GIS służące m.in. do wizualizacji, aktualizacji oraz przetwarzania danych przestrzennych (np. ArcInfo, Quantum GIS, G-Technology). Na rynku dostępna jest różnorodna gama programów, co umożliwia wybór takiego, który jest dostosowany do specyfiki SZZW oraz do celów analizy i oceny ryzyka.

3. Konwencjonalne metody analizy ryzyka

3.1. Metody ilościowo-jakościowe

W SZZW (podobnie jak w większości zastosowań inżynierskich) obowiązuje podstawowa definicja ryzyka, która definiuje ryzyko jako iloczyn prawdopodobieństwa zajścia zdarzeń niepożądanych i strat powstałych w wyniku ich zajścia. Proces analizy ryzyka na potrzeby analizy bezpieczeństwa konsumentów wody obejmuje najczęściej [26]:

- określenie liczby mieszkańców korzystających z wodociągu,
- wyznaczenie reprezentatywnych zdarzeń awaryjnych i określenie dla nich scenariuszy rozwoju w celu oszacowania strat,
- określenie prawdopodobieństwa (częstotliwości) występowania zdarzeń awaryjnych.

Obecnie obowiązuje rozbudowana definicja ryzyka, gdzie parametrami są prawdopodobieństwo awarii (P), skutki awarii (C) i podatność na zagrożenie (V), którą można wyrazić liczbą mieszkańców objętych zasięgiem SZZW (N). Tak przyjętą definicję ryzyka można przedstawić za pomocą równania [10]:

$$r = P \cdot C \cdot N \quad (1)$$

W ilościowych metodach matrycowych dla wszystkich parametrów ryzyka przypisuje się odpowiednie wagi punktowe (w przyjętej skali). Poszczególne parametry oznaczają:

- P – waga punktowa związana z prawdopodobieństwem wystąpienia danego reprezentatywnego zdarzenia niepożądanego,
- C – waga punktowa związana z wielkością strat,
- N – waga punktowa związana z zagrożoną liczbą mieszkańców.

Kategoryzacja poszczególnych parametrów przedstawia się następująco [26]:

- kategoria liczby mieszkańców zagrożonych N
 - niska – zagrożonych do 5 000 mieszkańców, N = 1,
 - średnia – zagrożonych od 5 001 do 50 000 mieszkańców, N = 2,
 - wysoka – zagrożonych powyżej 50 000 mieszkańców, N = 3,
- kategoria prawdopodobieństwa (częstotliwości) wystąpienia zdarzenia awaryjnego P
 - niska – mało prawdopodobne – raz na 10÷50 lat, P = 1,
 - średnia – dość prawdopodobne – raz na 1÷10 lat, P = 2,
 - wysoka – prawdopodobne – 1÷10 razy w roku bądź częściej, P = 3,
- kategoria skutków C
 - mała – dostrzegalne zmiany organoleptyczne wody, pojedyncze skargi konsumentów, straty finansowe do $5 \cdot 10^3$ EUR, C = 1,
 - średnia – znaczna uciążliwość organoleptyczna (odór, zmiana barwy i mętności), niedyspozycje zdrowotne konsumentów, liczne skargi, komunikaty w regionalnych mediach publicznych, straty finansowe do 10^5 EUR, C = 2,
 - wysoka – wymagane leczenie szpitalne osób, zaangażowanie profesjonalnych służb ratowniczych, wyniki badań organizmów wskaźnikowych ujawniające wysoki poziom substancji toksycznych, informacje w mediach ogólnokrajowych, strata finansowa powyżej 10^5 EUR, C = 3.

Parametry ryzyka przyjmują zatem wartości: P = {1,2,3}, C = {1,2,3} N = {1,2,3}. Macierz ryzyka ma postać:

$$R_{PCN} = \begin{vmatrix} 111 & 121 & 131 & 112 & 122 & 132 & 113 & 123 & 133 \\ 211 & 221 & 231 & 212 & 222 & 232 & 213 & 223 & 233 \\ 311 & 321 & 331 & 312 & 322 & 332 & 313 & 323 & 333 \end{vmatrix} \quad (2)$$

Zbiór możliwych wartości ryzyka: R = {1, 2, 3, 4, 6, 8, 9, 12, 18, 27}.

Ocena ryzyka to porównanie wyznaczonej wartości ryzyka z wartościami kryterialnymi:

- ryzyko tolerowane $RT - (1 \div 6 >$,
- ryzyko kontrolowane $RK - (6 \div 8 >$,
- ryzyko nieakceptowane $RN - (8 \div 27 >$.

Należy zwrócić uwagę na fakt, że tak przeprowadzona ocena nie uwzględnia wag poszczególnych parametrów, tzn. każdy parametr P, C, N ma równoważne znaczenie w ocenie ryzyka, ponieważ ocenie podlega tylko końcowa jego wartość. Przykładowo, ryzyko równe 4 może być wynikiem iloczynów $P = 2, C = 2, N = 1$ lub $P = 2, C = 1, N = 2$ lub $P = 1, C = 2, N = 2$. W związku z tym taka analiza może być obciążona pewnego rodzaju niepewnością co do prawidłowej oceny ryzyka. Uwzględnienie ewentualnych wag dla poszczególnych parametrów ryzyka wymaga pogłębionych analiz oraz wiedzy ekspertów.

3.2. Metody symulacyjne

W analizach ryzyka metody symulacyjne odgrywają znaczącą rolę. Przedsiębiorstwa wodociągowe coraz chętniej korzystają z tych rozwiązań, ponieważ narzędzia do symulacji umożliwiają wykonywanie analiz ryzyka pracy SZZW. Metody symulacyjne polegają na przeprowadzeniu badań, w których system rzeczywisty jest opisywany za pomocą modeli matematycznych zaimplementowanych na komputerze. Wynik modelowania symulacyjnego zależy od wiarygodnego i zweryfikowanego modelu matematycznego (w przypadku sieci wodociągowej modelu hydraulicznego) badanego systemu. Na przestrzeni ostatnich lat niezwykle popularnym sposobem tworzenia modeli sieci wodociągowych stało się oprogramowanie EPANET, który jest tworem United States Environmental Protection Agency [30]. EPANET umożliwia wykonywanie symulacji przepływu wody w każdym z przewodów i ciśnienia w węzłach, sprawdzenie wysokości wody w zbiornikach wodociągowych czy czasu rozprzestrzeniania się substancji niebezpiecznych [38]. W oknie użytkownika możliwa jest wizualizacja sieci, dzięki której proces budowania modeli, a następnie jego edycja staje się łatwiejsza. Narzędzie, jakim jest EPANET, wspomaga proces utrzymania stałych parametrów pracy na sieci wodociągowej. Program EPANET umożliwia pełną wizualizację ryzyka braku dostawy wody do odbiorców, np. na skutek spadku ciśnienia wody w sieci czy awarii przewodu wodociągowego. Oprogramowanie EPANET umożliwia utworzenie map oraz modeli ryzyka związanych z brakiem dostawy wody do odbiorców oraz zasymulować różnorodne scenariusze zdarzeń. Tworzenie map ryzyka w wyniku awarii przewodów wodociągowych pozwala na identyfikowanie stref zagrożonych oraz podejmowanie decyzji dotyczących modernizacji oraz planów remontowych. Dzięki wizualizacji stref zagrożonych brakiem dostawy wody możliwe jest również określenie poziomu ryzyka braku dostawy wody [3].

Na rynku jest również dostępne nieco inne oprogramowanie oparte na modelowaniu stosowanym głównie w dziedzinie analiz ryzyka. Jednym z takich

programów jest RENO firmy ReliaSoft© [29]. RENO jest narzędziem umożliwiającym budowanie oraz uruchamianie złożonych analiz według probabilistycznych, jak i deterministycznych scenariuszy. Możliwe jest to za pomocą schematu blokowego oraz intuicyjnego podejścia podczas modelowania i symulacji. Możliwe jest tworzenie modeli blokowych stosowanych w kompleksowych analizach niezawodności, ryzyka, bezpieczeństwa, a także w podejmowaniu decyzji niezbędnych podczas planowania konserwacji [4].

4. Niekonwencjonalne metody analizy ryzyka

4.1. Zastosowanie aplikacji GIS oraz baz danych w analizach ryzyka

Wykorzystanie systemów informacji geograficznej w procesie analizy ryzyka SZZW stanowi istotny element zarządzania niezawodnością oraz bezpieczeństwem dostawy wody do odbiorców. Aplikacje GIS mogą stanowić istotny element wspomaganie procesu decyzyjnego w przedsiębiorstwach wodociągowych. System zawiera funkcje pozyskiwania oraz przetwarzania danych o awaryjności i pozwala na ich wizualizację przestrzenną. W literaturze [16, 19] omówiono funkcje, możliwości oraz zasady wdrażania aplikacji GIS w celu polepszenia działań związanych z zarządzaniem i eksploatacją sieci wodociągowej. Programy GIS umożliwiają pełną wizualizację komponentów wchodzących w skład infrastruktury krytycznej oraz śledzenie czynników mających wpływ na wzrost ryzyka.

Najprostszą formą analiz wykonywanych za pomocą narzędzi GIS jest prezentacja rozmieszczenia obiektów geograficznych poprzez wizualizację pewnych zjawisk oraz nieprawidłowości charakteryzujących sieci wodociągowe. Innym typem analiz możliwych do wykonania są operacje wyszukiwania obiektów spełniających dane kryteria stawiane w tzw. zapytaniach, a także selekcja obiektów z bazy danych. Zapytania umożliwiają identyfikację i analizę określonych zestawów obiektów. Zapytania oparte na atrybutach wyszukują obiekty według ich cech opisowych. Przykładem tego może być wyszukiwanie przez przedsiębiorstwo wodociągowe przewodów charakteryzujących się np. największą intensywnością uszkodzeń. Kolejnym typem analiz przestrzennych możliwych do wykonania jest wyszukiwanie elementów znajdujących się w pobliżu określonego obiektu geograficznego. Aby tego dokonać, możliwe jest utworzenie wokół niego bufora. Utworzony bufor można nałożyć na inne warstwy bazy danych w celu zidentyfikowania obszarów znajdujących się w pobliżu analizowanego obiektu.

Istotną cechą wykonywanych analiz jest możliwość wykorzystywania wyniku jednej procedury analitycznej w innej analizie. Wymienione czynności umożliwiają stworzenie w narzędziu GIS mapy ryzyka z pełną wizualizacją komponentów wchodzących w skład analizy. Mapy ryzyka można stworzyć na podstawie awaryjności sieci wodociągowej, wieku przewodów oraz ich aktual-

nego stanu technicznego. Współczesne systemy geoinformacyjne stanowią często rozbudowane, zintegrowane systemy z narzędziami informatycznymi, jakimi są monitoring sieci wodociągowej czy modele matematyczne [14, 39]. Aplikacje GIS można integrować z [8]:

- systemami obsługi dokumentacji archiwalnej (ang. *Electronic Document Management Systems*, EDMS) – w połączeniu z GIS pozwalają na proste i szybkie przeglądanie dokumentów przechowywanych w bazie, dotyczy to szczególnie dokumentacji obiektów przestrzennych,
- systemem zarządzania pracami (ang. *Work Management Systems*, WMS) – system WMS, opierając się na danych przestrzennych, ewidencyjnych, pozwala na planowanie prac związanych z eksploatacją, modernizacją, rozbudową sieci wodociągowej; do głównych zadań WMS należą m.in. rejestracja zgłoszeń o stanach awaryjnych, wspomaganie decyzyjne w procesie usuwania awarii oraz ich ewidencja, tworzenie harmonogramów prac remontowych,
- systemem realizacji produkcji (ang. *Manufacturing Execution System*, MES) – system pozwala na automatyczne zarządzanie produkcją, w szczególności chodzi o planowanie, nadzorowanie i optymalizację procesów technologicznych pod kątem np. jakości wody dostarczanej odbiorcom na skutek procesu produkcyjnego,
- systemem zarządzania relacjami z klientem (ang. *Customer Relationship Management*, CRM) – integracja ta pozwala na zarządzanie interakcją z klientami przedsiębiorstwa; zastosowanie systemów CRM wraz z aplikacjami GIS umożliwia zbieranie informacji o klientach korzystających i niekorzystających z usług przedsiębiorstwa,
- systemem planowania zasobów przedsiębiorstwa (ang. *Enterprise Resource Planning*, ERP) – dzięki informacjom aplikacji GIS dotyczących awarii na sieci wodociągowej oraz jej stanu system ERP ułatwia planowanie i nadzór nad realizacją działań związanych z inwestycjami i remontami.

Współpracujące ze sobą systemy GIS i systemy monitoringu (np. SCADA) mogą być podstawą do stworzenia zintegrowanego systemu informatycznego. Integracja ta usprawnia prace związane z procesem inwestycyjnym, projektowania, sterowania operacyjnego siecią, wizualizacją obiektów, prezentacją wyników czy sygnalizacją o stanach awaryjnych.

4.2. Posybilistyczna analiza ryzyka

Tradycyjnie do modelowania ryzyka awarii jest stosowany rachunek prawdopodobieństwa, w którym niezbędny jest statystycznie reprezentatywny zbiór danych o awariach. Niejednokrotnie w praktyce warunek ten nie może być spełniony. W takim przypadku stosowanie arbitralnie rachunku prawdopodobieństwa i jego rozkładów prowadzi do niewiarygodnych wyników. Systemy rozmyte mają zastosowanie przede wszystkim w modelach, gdzie występują dane nie-

precyzyjne (np. około liczby 1) bądź niepewne lub mają charakter lingwistyczny (prawdopodobieństwo małe). Oprogramowanie MATLAB (Fuzzy Toolbox) umożliwia analizę rozmytego modelu ryzyka FRA (ang. *Fuzzy Risk Analysis*) na podstawie założonej bazy reguł. Rozmyta analiza ryzyka jest metodą opartą na logice rozmytej [12]. W odróżnieniu od granicy zbioru klasycznego granica zbioru rozmytego nie jest określona precyzyjnie, natomiast istnieje płynne przejście od całkowitej nieprzynależności elementu do zbioru poprzez jego częściową przynależność, aż do całkowitej przynależności. To płynne przejście jest określone za pomocą tzw. funkcji przynależności μ_A , gdzie A oznacza zbiór liczb rozmytych. Poszczególne parametry, np. charakteryzujące wartość ryzyka, opisuje się za pomocą zmiennych lingwistycznych, które następnie zamienia się na postać rozmytą [6, 21]. Zbiór rozmyty A jest określony jako: $A = \{\mu_A(x), x\}$. Funkcja przynależności może mieć różne kształty, najczęściej są wykorzystywane funkcje typu gaussowskiego, trójkątnego lub trapezoidalnego. Systemy wnioskowania rozmytego opierają się na bazie reguł typu: jeżeli (przesłanka)..., to... (konkluzja) [12].

Zmienne występujące w regułach są zmiennymi lingwistycznymi. Typowy rozmyty model decyzyjny przeprowadza się w czterech podstawowych krokach [6]:

- 1) rozmywanie danych (ang. *fuzzification*), czyli przekształcanie zmiennych wejściowych do modelu w postać rozmytą za pomocą założonych funkcji przynależności i ich parametrów,
- 2) utworzenie bazy reguł oraz założenie modelu wnioskowania rozmytego (np. model Mamdaniego [21], Takagi-Sugeno [31]),
- 3) agregacja reguł (grupowanie) oraz wnioskowanie (inferencja) na podstawie reguły globalnej,
- 4) wyostrzanie (ang. *defuzzification*) otrzymanego wyniku, jeśli wyjściem z modelu jest wartość rozmyta.

Ogólna postać tzw. bazy reguł przedstawia się następująco: jeśli x_1 jest P_i i x_2 jest C_j , to $y = r_{ij}$.

Bazę reguł można przedstawić w postaci tzw. rozmytej pamięci asocjacyjnej FAM (ang. *Fuzzy Associative Memories*), wprowadzonej w 1992 r. [13]. Zakładając trójstopniową skalę ryzyka, tj. ryzyko tolerowane RT, ryzyko kontrolowane RK, ryzyko nieakceptowane NK, bazę reguł w postaci tablicy FAM przedstawia tab. 1.

Tabela 1. Tablice FAM dla rozmytego modelu analizy ryzyka awarii sieci wodociągowej

Table 1. FAM matrix of fuzzy model for the risk analysis of water supply network

C_i/P_j	P1	P2	P3
C1	RT	RT	RK
C2	RT	RK	RN
C3	RK	RN	RN

Podjęcie posybilistyczne oparte na teorii zbiorów rozmytych można znaleźć w tzw. teorii możliwości (ang. *theory of possibility*). Fundamentem teorii możliwości jest tzw. rozkład możliwości, za pomocą którego można opisać przynależność danych do określonego zbioru rozmytego. Funkcja rozkładu możliwości jest równa funkcji przynależności do zdefiniowanego zbioru rozmytego [12]. Szczególnym przypadkiem teorii możliwości jest tzw. teoria Dempstera-Shafera (DST), zwana matematyczną teorią ewidencji [37]. Teoria ta umożliwia łączenie różnych hipotez (podawanych przez ekspertów) w celu określenia wyjściowej wartości prawdopodobieństwa. Różnym hipotezom przypisuje się wartości prawdopodobieństwa za pomocą tzw. *Basic Probability Assignment* (BPA) oraz *Mass Function* (the mass $m(X)$ of X) funkcji przekonania m (ang. *Basic Probability Assignment*).

Rozmyta analiza ryzyka FRA (ang. *Fuzzy Risk Analysis*) może być zastosowana w połączeniu z sieciami neuronowymi (ang. *Neuro-Fuzzy Risk Analysis*) lub algorytmami genetycznymi (ang. *Genetic Algorithm Risk Analysis*), stanowiąc bazę dla inteligentnych systemów zarządzania ryzykiem.

4.3. Modelowanie neuronowo-rozmyte

Sztuczne sieci neuronowe (ang. *Artificial Neural Networks*) są definiowane jako typ układów uczących, a ich działanie opiera się na zasadach działania biologicznych neuronów. Wiedza zapamiętywana jest w wartościach wag połączeń synaptycznych. Obecnie różne typy sieci neuronowych mają różne zastosowania, m.in. w diagnostyce, procesach prognozowania czy optymalizacji różnych zjawisk [1].

Modele neuronowo-rozmyte (NR) łączą cechy modelowania rozmytego oraz systemów neuronowych. System NR składa się z tych samych bloków wnioskowania, co system rozmyty, z tym że na każdym etapie obliczenia są wykonywane przez uczące się sieci neuronowe. W bloku rozmywania każdy neuron reprezentuje funkcję przynależności poprzedzającej go reguły rozmytej [5, 13, 20, 22]. Istnieje wiele modeli NR, które różnią się od siebie przede wszystkim sposobem pozyskiwania reguł. Jednym z pierwszy modeli jest system wnioskowania rozmytego oparty na sieci adaptacyjnej (ang. *Adaptive-Network-Based Fuzzy Inference System*, ANFIS). System ANFIS jest oparty na modelu rozmytym Takagi-Sugeno-Kanga (TSK) [31], w którym uczenie przebiega z zastosowaniem metody wstecznej propagacji błędów [11]. System ten został zaproponowany przez J.S.R. Janga, który wykazał, że system TSK jest równoważny sieci neuronowej o czterech warstwach ukrytych [20, 22].

Model ANFIS można zaadaptować na potrzeby analizy ryzyka awarii w systemach wodociągowych. Ogólna postać modelu przedstawia się następująco [32]:

- parametry wejściowe do modelu
 - x_1 – zmienna charakteryzująca prawdopodobieństwo zajścia zdarzenia awaryjnego P,

- x_2 – zmienna charakteryzująca straty poniesione w wyniku zajścia zdarzenia awaryjnego C,
- L1 – każda zmienna jest opisana własną funkcją przynależności za pomocą trzech wartości lingwistycznych; dla poszczególnych zmiennych zbiory rozmyte postaci $P = \{P_1, P_2, P_3\}$, $C = \{C_1, C_2, C_3\}$ są scharakteryzowane za pomocą funkcji przynależności,
- L2 – w warstwie tej jest wyznaczany tzw. poziom zapłonu (waga w_i) poszczególnych reguł z wykorzystaniem operatorów T-normy (zastosowano operator w postaci iloczynu algebraicznego); poszczególne wagi są wyznaczane według ogólnej zależności

$$w_j = \mu_{P_i}(x_1) \cdot \mu_{C_i}(x_2) \quad (3)$$

gdzie: $i = 1, 2, 3$, $j = 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9$.

Poszczególne wagi wynoszą:

$$w_1 = \mu_{P_1}(x_1) \cdot \mu_{C_1}(x_2) \quad (4)$$

$$w_2 = \mu_{P_1}(x_1) \cdot \mu_{C_2}(x_2) \quad (5)$$

$$w_3 = \mu_{P_1}(x_1) \cdot \mu_{C_3}(x_2) \quad (6)$$

$$w_4 = \mu_{P_2}(x_1) \cdot \mu_{C_1}(x_2) \quad (7)$$

$$w_5 = \mu_{P_2}(x_1) \cdot \mu_{C_2}(x_2) \quad (8)$$

$$w_6 = \mu_{P_2}(x_1) \cdot \mu_{C_3}(x_2) \quad (9)$$

$$w_7 = \mu_{P_3}(x_1) \cdot \mu_{C_1}(x_2) \quad (10)$$

$$w_8 = \mu_{P_3}(x_1) \cdot \mu_{C_2}(x_2) \quad (11)$$

$$w_9 = \mu_{P_3}(x_1) \cdot \mu_{C_3}(x_2) \quad (12)$$

- L3 – warstwa ta nie ma parametrów, a jej wyjście odpowiada unormowanemu poziomowi zapłonu poszczególnych reguł według zależności

$$\overline{w}_j = \frac{w_j}{\sum_{j=1}^9 w_j} \quad (13)$$

- L4 – wyjściem są konkluzje wyznaczone według zależności

$$y_j = \overline{w_j} \cdot r_j \quad (14)$$

gdzie zgodnie z założeniem modelu TSK $r_j = \{r_1, r_2, r_3, r_4, r_5, r_6, r_7, r_8, r_9\}$,

- L5 – wyjściem z modelu jest wyostrzona wartość ryzyka wyliczona według zależności

$$y = r = \sum_{j=1}^9 \overline{w_j} y_j \quad (15)$$

4.4. Rozmyte drzewa niezdatności

Metoda drzew niezdatności służąca do analizy przyczyn wystąpienia danego zdarzenia szczytowego wykorzystuje w swojej konstrukcji dwie podstawowe bramki logiczne: AND i OR. W przypadku niepewnych informacji o prawdopodobieństwie wystąpienia zdarzeń elementarnych zaproponowano zastosowanie teorii zbiorów rozmytych.

Dla bramki rozmytej FAND jest spełniona zależność [25]:

$$\text{FAND}(p_1, p_2, \dots, p_n) = \prod_{i=1}^n p_i \quad (16)$$

gdzie $p_1 \div p_n$ – prawdopodobieństwo wejścia do bramki.

Dla trójkątnych funkcji przynależności charakterystyka zbioru jest opisana za pomocą funkcji przynależności (a, b, c). Dla tej funkcji [36]:

$$\text{FAND}(p_1, p_2, \dots, p_n) = \prod_{i=1}^n (a, b, c) = \left(\prod_{i=1}^n a_i, \prod_{i=1}^n b_i, \prod_{i=1}^n c_i \right) \quad (17)$$

Dla bramki rozmytej FOR jest spełniona zależność:

$$\text{FOR}(p_1, p_2, \dots, p_n) = 1 - \prod_{i=1}^n (1 - p_i) \quad (18)$$

Dla trójkątnych funkcji przynależności charakterystyka zbioru jest opisana za pomocą funkcji przynależności (a, b, c). Dla tej funkcji [36]:

$$\text{FOR}(p_1, p_2, \dots, p_n) = 1 - \prod_{i=1}^n [1 - (a, b, c)] = 1 - \prod_{i=1}^n (1 - a, 1 - b, 1 - c) =$$

$$\begin{aligned}
&= 1 - \left(\prod_{i=1}^n (1 - a_i), \prod_{i=1}^n (1 - b_i), \prod_{i=1}^n (1 - c_i) \right) \\
&= (1 - \prod_{i=1}^n (1 - a_i), 1 - \prod_{i=1}^n (1 - b_i), 1 - \prod_{i=1}^n (1 - c_i)) \quad (19)
\end{aligned}$$

5. Podsumowanie

Rzetelne oraz kompletne bazy danych o systemach stanowią podstawę do wykonywania mniej lub bardziej skomplikowanych analiz ryzyka pod względem braku dostawy wody do odbiorców. Stale uaktualniane dane służą jako fundament w aplikacjach GIS. Programy GIS umożliwiają tworzenie map ryzyka na skutek zajścia zdarzeń niepożądanych.

Różnorodność stosowania programów symulacyjnych umożliwiła wizualizację analizy ryzyka za pomocą modeli i schematów. Służą one jako narzędzie w podejmowaniu decyzji związanych z tworzeniem planów remontowych na sieci. Przedstawione przykłady zastosowania programu EPANET oraz RENO można zaadaptować dla każdego podsystemu dystrybucji wody, jego poszczególnych części lub elementów.

Ograniczeniem stosowania wszelkiego rodzaju programów do symulacji jest konieczność posiadania dokładnych danych o analizowanym systemie. Jeżeli nie ma możliwości uzyskania kompletnych danych eksploatacyjnych, w analizie ryzyka należy posłużyć się wiedzą ekspercką. Tak stworzoną bazę danych można uznać za podstawę do modelowania ryzyka metodami zbiorów rozmytych. Jeżeli nie jest możliwe uzyskanie dokładnych i kompletnych danych statystycznych, które są wymagane w analizie i ocenie ryzyka awarii sieci wodociągowej, potrzebne informacje można otrzymać od ekspertów. Na podstawie swojej wiedzy, doświadczenia i danych literaturowych oceniają oni poszczególne parametry ryzyka.

Otrzymane w ten sposób dane stanowią bazę ocen subiektywnych, które są podstawą do rozmytego modelowania ryzyka. Teoria zbiorów rozmytych umożliwia przeprowadzenie analizy ryzyka w języku naturalnym (np. małe straty, ryzyko tolerowane) na podstawie doświadczenia ekspertów. Jej zastosowanie pozwala na modelowanie zależności nieliniowych, gdzie opis analityczny, statystyczny lub probabilistyczny jest trudny lub niemożliwy.

Modelowanie posybilistyczne analizy i oceny ryzyka awarii w SZZW jest alternatywą dla klasycznych metod i modeli, i powinien być stosowany w przypadku posiadania niepewnej lub niepełnej wiedzy na temat czynników ryzyka. Rozmyta analiza ryzyka wymaga wiedzy z zakresu analizy ryzyka oraz teorii zbiorów rozmytych.

Wykorzystanie adaptacyjnego, neuronowo rozmytego modelu ANFIS w analizie ryzyka sieci wodociągowej uwzględnia wiedzę i doświadczenie ekspertów z zakresu eksploatacji systemów wodociągowych oraz analizy i oceny

bezpieczeństwa. Model umożliwia wykorzystanie wcześniej zgromadzonych informacji w procesie uczenia sieci.

Literatura

- [1] Abraham A.: Adaptation of fuzzy inference system using neural learning, [in:] Fuzzy Systems Engineering, Macedo Mourelle L., Nedjah N. (eds.). Springer, New York, pp. 53-83.
- [2] Bajer J., Iwanejko R.: Eksploatacyjne badania niezawodności podstawowych elementów uzbrojenia pompowni wodociągowych. INSTAL, „Technika instalacyjna w budownictwie”, nr 10(288), 2008, s. 81-84.
- [3] Boryczko K., Tchórzewska-Cieślak B.: Analysis and assessment of the risk of lack of water supply using the EPANET program, [in:] Environmental Engineering IV, Dudzińska M.R., Pawłowski L., Pawłowski A. (eds.). Taylor & Francis Group, London 2013, pp. 63-68.
- [4] Boryczko K., Piegoń I., Eid M.: Collective water supply systems risk analysis model by means of RENO software, [in:] Safety, reliability and risk analysis: Beyond the horizon, Van Gelder P.H.A.J.M., Steenbergen R.D.J.M., Miraglia S., Vrouwenvelder A.C.W.M. (eds.). Taylor & Francis Group, London 2014, pp. 1987-1992.
- [5] Christodoulous S., Deligianni A.: A neurofuzzy decision framework for the management of water distribution networks. Water Resource Management, no. 24/2010, s. 1573-1650.
- [6] Dubois D., Prade H.: Fuzzy sets and systems: Theory and application. Academic Press, Nowy Jork 1980.
- [7] Dzienis L.: Niezawodność wiejskich systemów zaopatrzenia w wodę. Rozprawy Naukowe nr 4. Wydawnictwo Politechniki Białostockiej, Białystok 1991.
- [8] Góra W.: Zastosowanie GIS w systemach wodociągowych i kanalizacyjnych. Rynek Instalacyjny, Grupa Medium, nr 5/2008, s. 43-48.
- [9] Iwanejko R. Rybicki S.M.: Badania i ocena poziomu niezawodności sieci wodociągowych w wybranych miastach Polski. XX Jubileuszowa Krajowa Konferencja, VIII Międzynarodowa Konferencja „Zaopatrzenie w wodę, jakość i ochrona wód”. PZITS O/Wielkopolski, Poznań-Gniezno 2008, s. 481-492.
- [10] Kaplan S., Garrick B.J.: On the quantitative definition of risk analysis, no. 1(1)/1981, pp. 11-27.
- [11] Klir G.J., Folger T.: Fuzzy sets, uncertainty, and information. Prentice-Hall, New York 1988.
- [12] Kluska J.: Analytical methods in fuzzy modelling and control. Springer-Verlag GmbH, Berlin 2009.
- [13] Kosko B.: Neural networks and fuzzy systems: A dynamical systems approach to machine intelligence. Prentice Hall, New York 1992.
- [14] Kowalski D.: Nowe metody opisu struktur sieci wodociągowych do rozwiązywania problemów ich projektowania i eksploatacji. Komitet Inżynierii Środowiska PAN, Lublin 2011.
- [15] Królikowska J.: Niezawodność funkcjonowania i bezpieczeństwa sieci kanalizacyjnej. Oficyna Wydawnicza Politechniki Krakowskiej, Kraków 2011.

- [16] Kwietniewski M.: GIS w wodociągach i kanalizacji. Wydaw. Naukowe PWN, Warszawa 2008.
- [17] Kwietniewski M.: Metodyka badań eksploatacyjnych sieci wodociągowych pod kątem niezawodności dostawy wody do odbiorców. Wydawnictwo Politechniki Warszawskiej, Warszawa 1999.
- [18] Kwietniewski M., Rak J.: Niezawodność infrastruktury wodociągowej i kanalizacyjnej w Polsce. Studia z zakresu inżynierii, nr 67. Polska Akademia Nauk, Komitet Inżynierii Lądowej i Wodnej. Instytut Podstawowych Problemów Techniki, Warszawa 2010.
- [19] Kwietniewski M., Miszta-Kruk K., Wróbel K.: Możliwości zastosowania GIS w wodociągach na przykładzie wybranego systemu dystrybucji wody. *Ochrona Środowiska*, nr 29(3), 2008, s. 73-76.
- [20] Łęski J.: Systemy neuronowe-rozmyte. Wydawnictwo Naukowo-Techniczne, Warszawa 2008.
- [21] Mamdani E.H.: Application of fuzzy logic to approximate reasoning using linguistic systems. *Fuzzy Sets and Systems*, no. 26(12), 1977, pp. 1182-1191.
- [22] Osowski S.: Sieci neuronowe do przetwarzania informacji. Oficyna Wydawnicza Politechniki Warszawskiej, Warszawa 2000.
- [23] Pawełek J., Wojdyna M.: Analiza uszkodzeń przewodów rozdzielczych w dużym systemie wodociągowym. *Gaz, Woda i Technika Sanitarna*, nr 2/2001, s. 49-54.
- [24] PN-EN-1050:1999: Zasady oceny ryzyka.
- [25] PN-EN 61025: Analiza drzewa niezdatności (FTA).
- [26] Rak J.: Bezpieczeństwo systemów zaopatrzenia w wodę. Badania systemowe. Inżynieria środowiska. Instytut Badań Systemowych PAN, Warszawa 2009.
- [27] Rak J.: Wybrane elementy zarządzania ryzykiem w przedsiębiorstwie wodociągowym. *Ochrona Środowiska*, nr 4/2007, s. 61-64.
- [28] Rak J., Kucharski B.: Metoda analizy przyczyn i skutków szacowania ryzyka. XIX Krajowa Konferencja, VII Międzynarodowa Konferencja „Zaopatrzenie w wodę, jakość i ochrona wód”, PZITS O/Wielkopolski, Poznań-Zakopane 2006, s. 585-593.
- [29] Reliasoft Corporation. Reno Software Training Guide. ReliaSoft Corporation, Tuscon 2005.
- [30] Rossman L.A.: Epanet 2. Users manual. National Risk Management Research Laboratory. Office Of Research And Development, U.S. Environmental Protection Agency. Cincinnati, Ohio 2000.
- [31] Song H., Zhang H.Y., Chan C.W.: Fuzzy fault tree analysis based on T-S model with application to INS/GPS navigation system. *Soft Computing*, no. 13(1), 2009, pp. 31-40.
- [32] Tchórzewska-Cieślak B.: Analiza ryzyka awarii sieci wodociągowej z wykorzystaniem modelowania neuronowo-rozmytego, [w:] *Zaopatrzenie w wodę, jakość i ochrona wód*, Jeż-Walkowiak J., Dymaczewski Z., Nowak M. (red.). PZITS O/Wielkopolski, Poznań 2014, s. 179-189.
- [33] Tchórzewska-Cieślak B.: Metody analizy i oceny ryzyka awarii podsystemu dystrybucji wody. Oficyna Wydawnicza Politechniki Rzeszowskiej, Rzeszów 2011.

- [34] Tchórzewska-Cieślak B.: Model of risk of water mains failure using fuzzy logic, Journal of Polish Safety and Reliability Association. Polish Safety and Reliability Association, no. 1/2010, pp. 255-264.
- [35] Tchórzewska-Cieślak B.: Rozmyty model ryzyka awarii sieci wodociągowej. Ochrona Środowiska, nr 33(1), 2011, s. 35-40.
- [36] Tyagi S., Pandey D., Tyagi R.: Fuzzy set theoretic approach to fault tree analysis. International Journal of Engineering. Science and Technology, MultiCraft Ltd., no. 2(5), 2010, pp. 276-283.
- [37] Yager R.R.: On the Dempster-Shafer framework and new combination rules. Information Sciences, no. 41(2), 1987, pp. 93-137.
- [38] Zimoch I.: Bezpieczeństwo działania systemów zaopatrzenia w wodę w warunkach zmian jakości wody w sieci wodociągowej. Ochrona Środowiska, nr 31(3), 2009, s. 51-55.
- [39] Zimoch I.: Zintegrowana metoda analizy niezawodności funkcjonowania i bezpieczeństwa systemów zaopatrzenia w wodę. Wydawnictwo Politechniki Śląskiej, Gliwice 2011.

UNCONVENTIONAL METHODS OF FAILURE RISK ANALYSIS IN COLLECTIVE WATER SUPPLY SYSTEMS

Summary

The collective water supply system (CWSS) is one of the priority technical system which is included in the underground urban infrastructures. Basic category associated with the possibility of losing the safety of functioning the CWSS is risk. The basic definition of risk means that the risk is a combination of the probability of undesirable events and their the negative. The process of risk analysis for consumer safety analysis includes points: determination of the number of inhabitants using water from water network, the designation of the representative undesirable events, determine scenarios for them to estimate losses, determine the probability (frequency) of occurrence of the adverse event. The problem in risk analysis occurs when systems are very complex, the database is uncertain, as well as in the so-called. small water supply systems where there is no database or it is incomplete. In such situations, the complementary of database often is knowledge and experience of experts as well as modern models and methods for risk analysis and simulations. Examples are based on soft models such as Bayesian networks and fuzzy modelling. Another aspect is the use of GIS tools. Such studies require appropriate methodology but also a detailed and structured database about water networks. It determines the correct analysis of the data and the appropriate model causality. The paper presents an unconventional method of analysis of the risk of failure in CWSS, taking into account the method of simulation, databases, GIS applications, theory of fuzzy sets, neuro-fuzzy modelling and fuzzy fault tree.

Keywords: water supply, risk, GIS, fuzzy sets

Przesłano do redakcji: 19.01.2015 r.

Przyjęto do druku: 28.03.2015 r.

DOI: 10.7862/rb.2015.28

Marek URBANIK¹

Barbara TCHÓRZEWSKA-CIEŚLAK²

ECOLOGICAL ASPECTS OF THE NATURAL GAS USE

Good alternative for diesel fuel and petrol is gas. It is about half the price of diesel and fuel-powered vehicles and emit significantly less harmful compounds in exhaust gases, eg. CO₂ emissions are reduced by approx. 10-15%. For the introduction of natural gas as fuels used to power vehicles and installations supports also one argument, in the twentieth century, energy consumption has increased more than fifteen times, while fossil fuels like coal, oil, natural gas is the main source of energy. According to the International Energy Agency, transportation as one of the fast growing sectors of the economy consumes approx. 26% of the main sources of energy, especially oil, which deposits are of successively depletion. If oil consumption will grow at the same rate as before, then how provide forecasts to meet the needs of the world of vehicles fleet for the use of only petroleum fuels it will be impossible for approx. twenty years and the other power technologies (eg. hydrogen fuel) are not yet refined. Natural gas may therefore be called as transition fuel between oil fuels and other technologies to power vehicles or installations.

Keywords: natural gas, regulation of natural gas use, air pollution

1. Introduction

Environmental policy is one of the most important priorities of the European Union, while natural gas is the most environmentally friendly fossil fuel and takes more and more place in the EU's policy on fuel.

Installations and vehicles powered by natural gas are treated in the European Union very prospectively. Among them are either industrial installations, heating systems, cars, vans and large trucks and buses [1, 8, 12]. The main factor of such actions is the ecological aspect of the natural gas use as a fuel, as well as the same price of natural gas compared to gasoline or diesel [16]. To the increasing popularity of this fuel also contribute governments especially of Western Europe which encourage the use of natural gas through special tax preferences.

¹ Autor do korespondencji/corresponding author: Marek Urbanik, Rzeszow University of Technology, Powstańców Warszawy 6, 35-959 Rzeszow, marekurbanik@vp.pl

² Barbara Tchórzewska-Cieślak, Rzeszow University of Technology

European Union policy regarding the use of natural gas

Directive in many areas leave the countries of the European Union the choice of solutions, however, while maintaining comparable effects on key issues, which include the scope of opening up national markets to international competition. Regarding the natural gas market in the European Union, the basic directive governing this segment of the market is the European Gas Directive. It consists of the following acts:

- Council Directive 91/296/EEC of 31 May 1991, on the transit of natural gas through a network,
- Regulation 1775/2005 of the European Parliament and the Council of 28 September 2005, on conditions for access to the transmission network of natural gas,
- Directive 2003/55/EC of the European Parliament and the Council of 26 June 2003, concerning common rules for the internal market in natural gas and repealing Directive 98/30/EC,
- Directive 98/30/EC of the European Parliament and the Council of 22 June 1998, concerning common rules for the internal market in natural gas.

At the end of 2001 the European Commission presented a proposal for the two Directives relating to biomass fuels where biofuels together with natural gas and hydrogen were classified as the most important alternative fuels. In 2003, the European Parliament adopted Directive 2003/30/EC, that obliged member states of the European Union to increase the use of clean fuels. According to the ENGVA (European Natural Gas Vehicle) by 2020, it is planned to replace the organic fuels to 23% of traditional fuels, as petrol and diesel in the transport sector, treating the compressed natural gas as an excellent substitute for conventional fuel, equally with renewable fuels [7].

The European Union has launched a range of support systems that enable the implementation of the implementation of projects promoting the use of natural gas as a fuel to power vehicles. Organizations that deal with these types of subsidies are m.in.:

- European Cohesion Fund,
- Structural Funds – Sectoral Operational Programme – Improvement of the Enterprises Competitiveness,
- Financial Mechanism of the European Economic Area and Norwegian Financial Mechanism.

The main impetus of such actions is the ecology and also economic factor has considerable influence, because natural gas is a cheaper than fuel compared to other fuels.

2. Environmental aspects of the natural gas use

There is no doubt about the effects of large amounts combustion of fuel on Earth. Related to this is the increase in the average temperature of the earth's atmosphere, slowly progressing great masses of ice melting on the globe, noticeably increases of the sea levels. The main reason for this is constantly rising carbon dioxide emissions, which largely comes from fuel combustion. No complete combustion and processes result the entry into the atmosphere of methane, propane, butane and other hydrocarbons. Additionally, there is a sulfur fuels which, when burned give sulfur dioxide [3, 9]. A significant increase in the number of vehicles causes, especially in large cities, the rapid deterioration of air quality. Coming to this the growth of transit traffic causes an increase in the emission of communication pollutants [15]. Related to this issue is also smog, which is known as smog winter (caused by emissions from diesel engines). US Environmental Protection Agency lists natural gas as fuel relatively cleanest and safest. The use of natural gas as a fuel for motor vehicles especially in urban areas where air is highly polluted is significant and turns out to be highly desirable. It should be noted that pollution is not only the exhaust gas of engine, but also:

- effect of fuel evaporation and emissions from fuel tanks,
- emissions after the engine stops (cooling process),
- fuel emissions when filling tank.

Worldwide communication is based primarily on petrol and diesel, while wear enormous, until recently, the amount of tetraethyl lead added to gasoline. Recent years have effectively struggle for elimination of the gasoline additive and the use of better catalysts [10]. It was found that global emissions produced by vehicles has become a menace to society and the environment. The struggle for the reduction of toxic compounds emissions found on the banners of many communities that have requested the use of fuels that emit "clean" exhaust [13].

Research on use of gas into the drive vehicle are carried out for a long time, practically all over the world. One of the main reasons is probably ecology, since as can be seen from table 1 natural gas is the fuel that emits minimum toxic compounds in comparison with other fuels. These studies focused mainly on liquid propane, propane-butane mixture (LPG), compressed natural gas (CNG) and liquefied (LNG) and compressed hydrogen and liquefied [5, 14].

From the perspective of environmental protection particularly high risk gives emissions associated with the operation of road transport. Table 2 shows the emission of air pollutants from road transport in Poland in 2003. By contrast, in fig. 1 increased CO₂ emissions is seen from road transport in the years 1990 to 2004 in the 25 EU countries and in Bulgaria, Iceland, Norway, Romania and Turkey [2, 4].

Table 1. Pollutant emissions distance traveled by cars powered by different fuels¹ developed, based on [11]

Tabela 1. Emisja zanieczyszczeń z samochodów napędzanych różnymi paliwami, na podstawie [11]

Pollution	Emission ranges [g/km] with power motors by different fuels				
	gasoline	gasoline (with catalytic after combustion)	CNG	ON	CNG + ON
Carbon monoxide	2,5-10,0	1,0-2,5	0,5-1,5	0,2-1,0	0,2-1,0
Nitrogen oxides	1,0-1,8	0,25-0,45	0,5-0,9	0,5-1,8	0,5-1,8
Hydrocarbons (excluding methane)	1,0-2,0	0,1-0,2	0,10,2	0,1-0,2	0,1-0,2
Soot	-	-	-	4-40	2-15

¹ While maintaining comparability due to the same test

Table 2. The level of pollutant emissions from road transport in Poland

Tabela 2. Poziom emisji zanieczyszczeń z transportu drogowego w Polsce

Emission type	Emission in tonnes
Carbon dioxide	28989
Methane	4,2
Nitrous oxide	1,94
Carbon monoxide	609,3
Non-methane volatile organic compounds	111,1
Nitrogen oxides	234,5
Particles	14,94
Sulphur dioxide	2,52
Lead	0,021

As you can see, these values are very high and, therefore, for environmental reasons, it is appropriate to introduce alternative gaseous fuels. These activities are still limited in scope due to such difficulties, which mainly arise from:

- lack of adequate infrastructure – this is due to the fact that there is still little knowledge of the public on these fuels, which involves little interest and the company responsible for the supply of gas not conduct activities related to its construction and development,
- sufficient discernment on the part of local and regional authorities regarding the advantages of gas-friendly to the environment, especially when the gas is used to drive public transport and municipal vehicles.

Despite these difficulties, gaseous fuels, which are very interesting alternative to liquid fuels, among other things, due to the emission of toxic exhaust, significantly lower engine noise and their price, are finding increasing use in road transport. The possibility of overcoming these difficulties is the propane-butane (LPG), which is a result of interest on the part of users of private vehi-

cles, as well as infrastructure development and favorable relationships prices compared to conventional fuel, has found its permanent position in the fuel market in the last ten years [5]. The sum of the pollutants emitted by engines powered by compressed natural gas is several times lower in comparison with diesel engines so that CNG is the only conventional fuel currently meets all current and future emission standards provided for by the European Union (fig. 2).

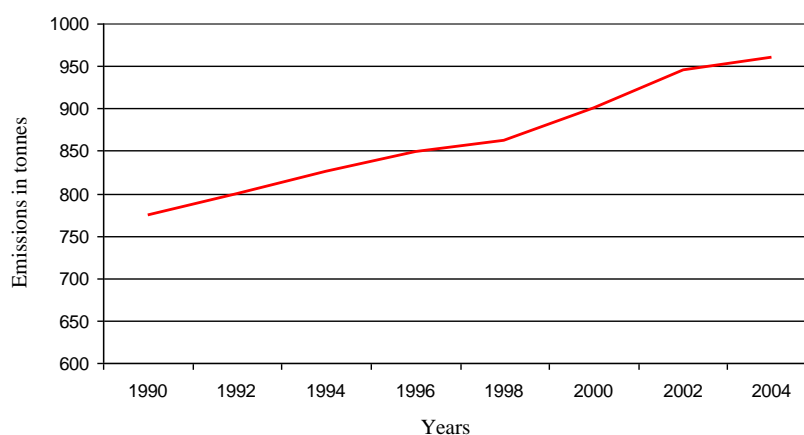


Fig. 1. CO₂ emissions from road transport in the 25 EU countries and in Bulgaria, Iceland, Norway, Romania and Turkey

Rys. 1. Emisja CO₂ z transportu domowego w 25 krajach UE oraz w Bułgarii, Islandii, Norwegii, Rumunii i Turcji

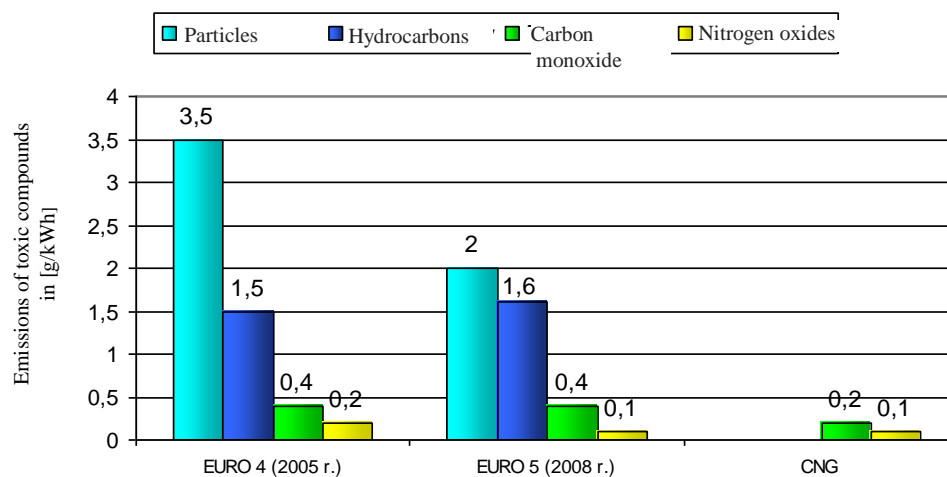


Fig. 2. European emission standards for toxic substances from internal combustion engines and emissions of toxic substances from modern engines CNG developed, based on [5]

Rys. 2. Europejskie normy emisji dla substancji toksycznych z silników spalinowych oraz emisji substancji toksycznych z nowoczesnych silników CNG, na podstawie [5]

In the combustion of natural gas is a significant reduction in carbon dioxide (CO₂), nitrogen oxides (NO_x), sulfur oxides (SO_x), and above all particles. The reduction of pollutants emitted by vehicles powered by natural gas to petrol and diesel are shown in fig. 3-4. In addition, the exhaust gas from natural gas engines are far less carcinogens, which directly affects the health of society. Using natural gas also reduces the noise level of the vehicle from 2 to 4 dB. This means in practice that at a distance of 7 m from the passing vehicle noise is reduced by approx. 40%. This is important especially in urban areas with heavy traffic vehicles [7].

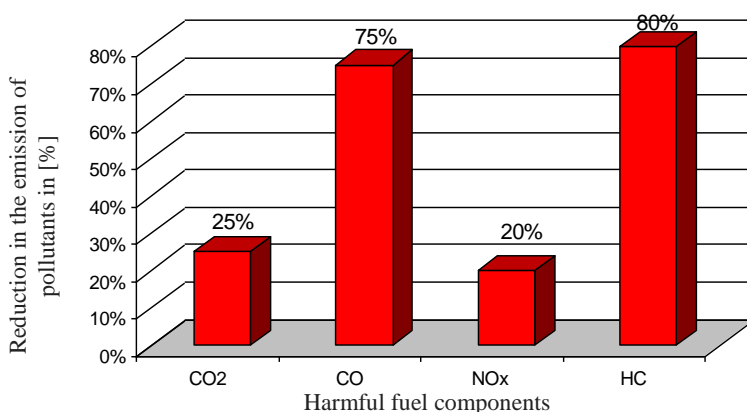


Fig. 3. Reduction of pollutant emission [g/km] of passenger vehicles CNG in comparison to petrol, based on [7]

Rys. 3. Ograniczenie emisji zanieczyszczeń w samochodach osobowych zasilanych CNG w porównaniu z zasilanymi benzyną, na podstawie [7]

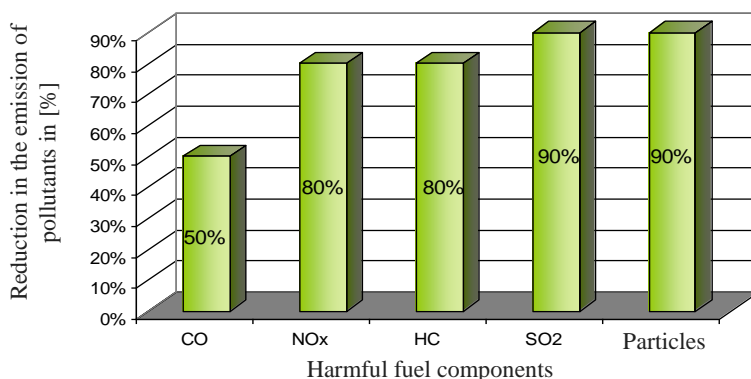


Fig. 4. Reduction of pollutant emission [g/km] passenger vehicles powered by CNG for diesel fuel developed, based on [7]

Rys. 4. Ograniczenie emisji zanieczyszczeń w samochodach osobowych zasilanych CNG w porównaniu z zasilanymi olejem napędowym, na podstawie [7]

A recent study by Elpigaz using CNG as fuel confirm the ecological advantages of this type of fuel (fig. 5). The test was performed on Opel Astra 1.6 dm³ of a motor equipped with a sequential injection CNG-"ELISA M".

The results were compared with emissions standards Euro 3, which was subject to vehicle. As can be seen from a comparison engine that gasoline meets the standard EURO 3 powered by natural gas meets the requirements of the standard Euro 4 and can already meet the requirements standards EURO 5.

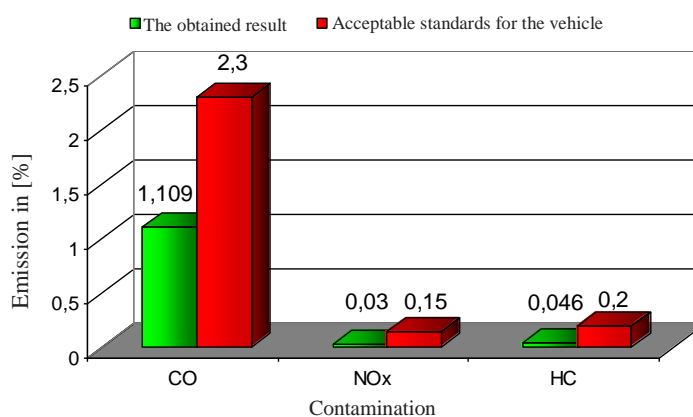


Fig. 5. Results of the exhaust emission test for Opel Astra with an engine capacity of 1.6 dm³ powered by CNG, based on [6]

Rys. 5. Wyniki testu emisji spalin dla Opla Astry z silnikiem o pojemności 1.6 dm³ zasilanego CNG, na podstawie [6]

Progressive environmental pollution negatively affects not only our health (pollution contribute to the development of cancer), but also on climate change – ozone depletion in the atmosphere, leading to more frequent disasters occurring in the world (heat, drought, floods, hurricanes, blizzards). Changing supply of natural gas vehicles is therefore supremely desirable for society [6].

3. Conclusion

In our country consumed natural gas in 70% is imported, of which the largest supplier Russia supplies approx. 80% of imported natural gas. In this way, the supply of natural gas to the Polish practically depend on a single supplier. Therefore, the Polish government has to consider the need for diversification of natural gas supplies. For this purpose, it is planned to construction of a liquefied gas terminal at Swinoujscie where the gas will be supplied by sea. The next action in this direction will be to increase domestic production and development of gas storage facilities. If these assumptions are made, it will lead to increase secu-

rity of natural gas supply as well as to maintain its prices at a level to supply natural gas vehicles was profitable.

Regard for continuous growing importance of environmental policy one should not forget about the economic aspects, especially now with the growing competition. Many transport companies as to be competitive in relation to other market participants seek to reduce prices of the services provided by reducing the costs associated with their implementation. Practically most of the costs associated with the implementation of this transport means incurred for the purchase of fuel for powering vehicles. Today, more and more enterprises to reduce expenditures on fuel supply start their vehicles with natural gas. For its application supports not only low price but also the environmental aspect because it is the cleanest fuel from the fuel used so far on a wider scale.

Bibliography

- [1] Bartłomiejczyk G.: Pojazd a środowisko. V Ogólnopolska Konferencja Naukowo-Techniczna. Materiały z Zakładu Gazowniczego w Rzeszowie, Rzeszów 2007.
- [2] Bielski J.: Rozwój globalnego handlu gazem LNG. Już nie tylko Azja. *Nafta & Gaz Biznes*, 04.05.2005.
- [3] <http://www.gazziemny.pl/79.htm>
- [4] http://www.lanckoronska.eu/?a=koalicja.broszuras_03
- [5] <http://www.metan.pl/main.html>
- [6] <http://www.n.elpigaz.com/?p=pl/menu/5/2/3>
- [7] http://www.psgaz.pl/dla_pojazdow/
- [8] Janic M.: Estimating the long-term effects of different passenger car technologies on energy/fuel consumption and emissions of greenhouse gases in Europe. *Transportation Planning and Technology*, no. 37(5), 2014, pp. 409-429.
- [9] Johansson B.: The economy of alternative fuels when including the cost of air pollution. *Transportation Research Part D-Transport and Environment*, no. 4(2), 1999, pp. 91-108.
- [10] Mbarawa M.: Performance, emission and economic assessment of clove stem oil-diesel blended fuels as alternative fuels for diesel engines. *Renewable Energy*, no. 33(5), 2008, pp. 871-882.
- [11] Molenda J., Steczko K.: *Ochrona środowiska w gazownictwie i wykorzystanie gazu*. WNT, Warszawa 2000.
- [12] Samara Z., Heldt C.: Global emissions from road transport. *Proc. of 3rd GEIA Workshop*. Amersfort, Netherlands 1993.
- [13] Samaras Z., Zachariadis T.: Modeling the emission of road vehicles at macroscale and microscale, [in:] *Air pollution emissions inventory*, vol. 3, Power H., Babdasano J.M. (eds.). Southampton U.K. and Boston, USA 1998.
- [14] Van Vliet O., Brouwer A.S., Kuramochi T.: Energy use, cost and CO₂ emissions of electric cars. *Journal of Power Sources*, no. 196(4), 2011, pp. 2298-2310.
- [15] Wang G., Ogden J.M., Sperling D.: Comparing air quality impacts of hydrogen and gasoline. *Transportation Research. Part D: Transport and Environment*, no. 13(7), 2008, pp. 436-448.

- [16] Zhang Y., Chen B.S., Liu G.Q.: Natural gas and indoor air pollution: A comparison with coal gas and liquefied petroleum gas. *Biomedical and Environmental Sciences*, no. 16(3), 2003, pp. 227-236.

EKOLOGICZNE ASPEKTY STOSOWANIA GAZU ZIEMNEGO

Streszczenie

Alternatywą dla oleju napędowego i benzyny jest gaz ziemny będący o połowę tańszy od oleju napędowego. Instalacje oraz pojazdy zasilane tym paliwem emitują znacznie mniej szkodliwych związków w spalinach, np. emisja CO₂ jest mniejsza o około 10-15%. Za wprowadzeniem gazu ziemnego do grupy paliw stosowanych przemawia jeszcze jeden argument. W XX wieku zużycie energii wzrosło ponadpiętnastokrotnie. Paliwa kopalne, takie jak: węgiel, ropa naftowa, gaz ziemny, stanowią główne źródła energii. Jak podaje Międzynarodowa Agencja Energii, transport jako jedna z szybko rozwijających się gałęzi gospodarki zużywa ok. 26% głównych źródeł energii, przede wszystkim ropy naftowej, której złoża ulegają sukcesywnemu wyczerpywaniu. Jeżeli zużycie ropy naftowej będzie tak intensywnie wzrastało, to – jak przewidują prognozy – zaspokojenie potrzeb światowej floty pojazdów przy korzystaniu tylko z paliw ropopochodnych za około 20 lat będzie niemożliwe. Inne technologie zasilania (np. paliwem wodorowym) nie są też do końca dopracowane. Gaz ziemny może być zatem tzw. paliwem przejściowym pomiędzy paliwami ropopochodnymi a innymi technologiami zasilania pojazdów bądź instalacji.

Słowa kluczowe: gaz ziemny, regulacje stosowania gazu naturalnego, zanieczyszczenie powietrza

Przesłano do redakcji: 11.07.2014 r.

Przyjęto do druku: 28.03.2015 r.

DOI: 10.7862/rb.2015.29

Marek URBANIK¹

Barbara TCHÓRZEWSKA-CIEŚLAK²

PODSTAWY ANALIZY NIEZAWODNOŚCI FUNKCJONOWANIA INSTALACJI WYKORZYSTUJĄCYCH GAZ ZIEMNY

W pracy przedstawiono podstawowe i najczęściej stosowane metody pozyskiwania gazu ziemnego w Polsce. Gaz ziemny wydobywany z różnych złóż odznacza się niejednorodnymi właściwościami. W związku z tym przytoczone w pracy parametry gazu ziemnego są kluczowe z punktu widzenia porównania parametrów tego paliwa wydobywanego z różnych miejsc. Publikacja zawiera również charakterystykę gazociągów na terenie Polski oraz opis niezawodności gazociągu zależnie od jego struktury. W polskim przemyśle nadal głównym źródłem energii jest węgiel, jednakże rosnące zanieczyszczenie środowiska wymusza stopniowe przejście na paliwa emitujące mniej zanieczyszczeń. Paliwem, które w największym stopniu może zastąpić węgiel, jest właśnie gaz ziemny. Należy jednak pamiętać, że odbiorcy (szczególnie przemysł) korzystający z węgla mogą w łatwy sposób magazynować ten rodzaj paliwa na wypadek przerw w jego dostawie. Inaczej jest z gazem ziemnym, którego magazynowanie jest technologicznie skomplikowane, a więc dość kosztowne, dlatego też odbiorcy gazu wykorzystują go bezpośrednio z rurociągów przesyłowych. W związku z tym niezawodność systemu dostaw gazu ziemnego będzie miała coraz większe znaczenie, ponieważ przerwa w dostawie gazu np. do przedsiębiorstwa produkcyjnego może praktycznie zatrzymać całą produkcję.

Słowa kluczowe: sieć gazowa, wskaźniki niezawodności, niezawodność sieci gazowych

1. Wprowadzenie

O gacie ziemnym źródła historyczne mówią znacznie mniej niż o ropie naftowej, i to częściej o jego wydzielaniu niż zastosowaniu. Należy to przypisać temu, że dawniej ze względu na trudności związane z jego transportem handel gazem praktycznie nie istniał. Gaz był wykorzystywany jedynie tam, gdzie był wydobywany (okolice Baku, Chiny, Irak, Indie, Birma, Borneo). Wydobycie

¹ Autor do korespondencji/corresponding author: Marek Urbanik, Politechnika Rzeszowska, al. Powstańców Warszawy 6, 35-959 Rzeszów, marekurbanik@vp.pl

² Barbara Tchórzewska-Cieślak, Politechnika Rzeszowska

gazu ziemnego rozpoczęto dopiero w XX w., gdy przekonano się o jego walorach i różnorodnych możliwościach zastosowania.

2. Pozyskiwanie i charakterystyka gazu ziemnego

Gaz ziemny występuje w skorupie ziemskiej zarówno w postaci gazowej, jak i w postaci związanej w stałych hydratách węglowodorów. Spośród wielu gazów występujących w skorupie ziemskiej największe znaczenie mają palne gazy węglowodorowe, nazywane powszechnie gazami ziemnymi. Gaz ziemny powstał – podobnie jak ropa naftowa – w wyniku przemian szczątków organizmów żywych w węglowodory. Gazy ziemne charakteryzują się dużą zawartością kondensatu. W warunkach złożowych (przy ciśnieniu 50-80 MPa) charakteryzują się gęstością 0,5-0,6 t/m³. Podobną gęstość ma ropa naftowa, w której jest rozpuszczony gaz. Po wydobyciu na powierzchnię z takich gazów można wykroplić kondensaty mające gęstość 0,7-0,8 t/m³. Podobnie jak ropa naftowa, kondensaty te składają się z węglowodorów parafinowych, naftenowych i aromatycznych. Są one jednak znacznie lżejsze od ropy.

Złoża czysto gazowe występują niezwykle rzadko. Zdecydowana większość złóż ma charakter gazowo-kondensatowy, przy czym zawartość kondensatu bywa bardzo różna: od znikomo małej do 10 g/m³, a w pojedynczych przypadkach ponad 1000 g/m³ [10]. Gaz ziemny pozyskuje się przez nawiercanie skał oraz montaż rur odprowadzających gaz na powierzchnię ziemi. Główną zaletą gazu ziemnego w porównaniu z innymi paliwami kopalnymi jest jego prosty skład chemiczny. Składa się on bowiem prawie wyłącznie z metanu (CH₄), dzięki czemu przy jego spalaniu powstaje bardzo niewiele szkodliwych związków. Olej napędowy i węgiel zawierają znacznie większą ilość innych związków, takich jak siarka czy azot, które w wyniku spalania wytwarzają związki chemiczne szkodliwe dla środowiska naturalnego.

3. Podstawowe parametry gazu ziemnego

Gaz ziemny jako produkt naturalny pozyskiwany z wielu źródeł na całym świecie posiada różny skład chemiczny (tab. 1.), a tym samym odmienną charakterystykę spalania. Parametrami gazu ziemnego, które w zasadniczy sposób określają możliwość jego efektywnego wykorzystania, są [3]:

- liczba Wobbego – jest najbardziej znaczącą zmienną w ocenie przydatności gazu ziemnego, jest uzależniona od składu gazu i decyduje o jego kwalifikacji do grupy wysokokalorycznej H lub niskokalorycznej L; gaz ziemny o różnym składzie, lecz tej samej liczbie Wobbego zapewnia w przybliżeniu uzyskanie podobnej ilości ciepła w procesie spalania pod warunkiem zapewnienia właściwego przebiegu procesu spalania,

- wartość opałowa mieszaniny powietrzno-gazowej – jest definiowana mocą użytkową możliwą do uzyskania podczas zasilania np. silnika spalinowego gazem ziemnym o znanym składzie, wartość ta jest w przybliżeniu taka sama dla gazu ziemnego pochodzącego z różnych źródeł (tzn. można założyć, że niezależnie od miejsca wydobycia gazu zapewnia uzyskanie podobnych osiągnięć); odmienny skład gazu wymaga jednak zapewnienia odpowiedniej ilości powietrza dla wytworzenia mieszaniny stechiometrycznej, ilość ta wzrasta lub maleje w zależności od zawartości gazów obojętnych, maleje również w przypadku obniżania się zawartości propanu i butanu; w konsekwencji, jeżeli system zasilania nie jest wyposażony w układ elektronicznej regulacji kompensującej te zmiany, pogorszeniu ulegają nie tylko osiągi silnika, lecz wzrasta również poziom emisji składników toksycznych w spalinach,
- liczba metanowa – wyraża odporność paliwa gazowego na spalanie stukowe i jest odpowiednikiem liczby oktanowej charakteryzującej paliwa benzynowe; odporność gazu ziemnego na spalanie stukowe znacznie przewyższa odporność benzyn; zwiększenie jednak ilości zanieczyszczeń, a w szczególności LPG, który bardzo często jest wprowadzany do sieci w przypadkach wzrostu zapotrzebowania, obniża w znacznym stopniu liczbę metanową.

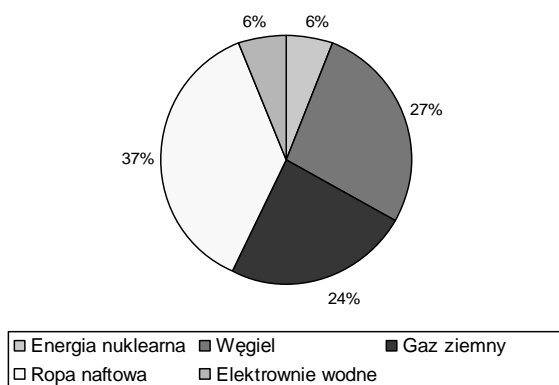
Tabela 1. Skład chemiczny gazu ziemnego z kilku źródeł w porównaniu z gazem wzorcowym, na podstawie [3]

Table 1. Chemical composition of natural gas from a number of sources compared to the standard gas, based on [3]

Parametr	Typ gazu	C [% obj.]	C ₂ [% obj.]	C ₃ [% obj.]	N ₂ [% obj.]	CO ₂ [% obj.]	Liczba Woobbe`go	Liczba metanowa, tolerancja ± 2%
Omman	L	82,3	2,85	0,44	12,90	1,28	44,40	84
Belgia, Francja	L	83,20	3,27	0,80	10,40	1,36	46,29	80
Norwegia	H	83,50	11,29	2,66	1,52	-	54	68
Rosja, (Polska)	H H	98,37 96,20	0,51 1,20	0,17 0,03	1,8	0,81 0,30	52,99 52,45	98 96
Polska, Przemyśl	H	98,63	0,314	0,073	1,039	0,00	83,4	100
Gaz wzorcowy	H	100	-	-	-	-	83,31	100
Gaz wzorcowy	L	87	-	-	13	-	43,88	103

4. Zastosowanie i przesył gazu ziemnego w Polsce

Do tej pory gaz ziemny na świecie stanowił ok. 24% energii wykorzystywanej w gospodarstwach domowych, firmach, pojazdach oraz do zasilania elektrowni (rys. 1.). Przewiduje się, że w ciągu najbliższych 20 lat jego udział w ogólnej konsumpcji energii przekroczy 50% [4].



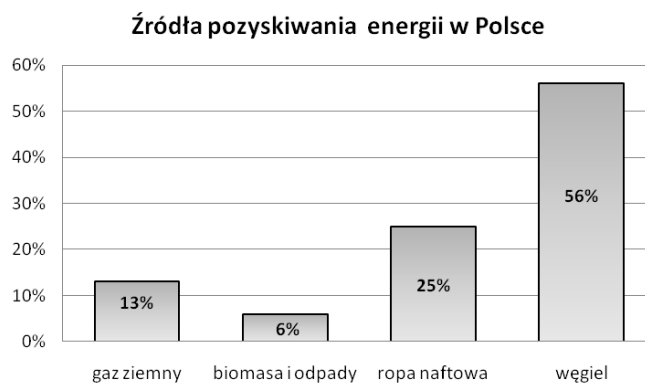
Rys. 1. Globalne pokrycie zapotrzebowania energii z różnych źródeł

Fig. 1. First global cover the energy demand from different sources

W Polsce produkcja energii opiera się przede wszystkim na paliwach kopalnych, głównie na węglu (rys. 2.) [2]. Wynika to z tego, że Polska posiada bardzo duże złoża tego paliwa i prawdopodobnie sytuacja ta utrzyma się jeszcze przez pewien czas. Należy jednak pamiętać, że stosowanie węgla jako paliwa (szczególnie w elektrowniach) niesie ze sobą duże zanieczyszczenie środowiska. Dlatego też Unia Europejska wymusza na krajach członkowskich systematyczną redukcję emitowanych zanieczyszczeń.

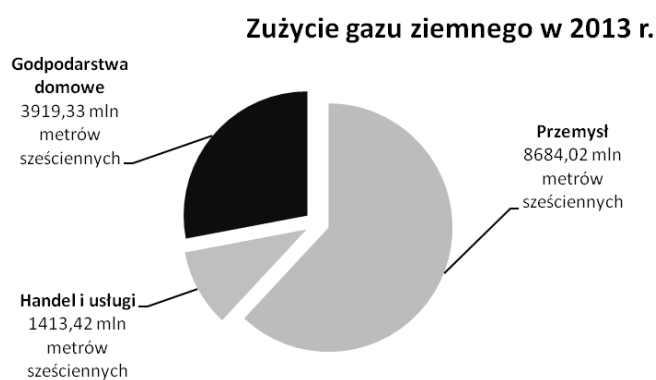
W Polsce gaz ziemny jest wykorzystywany w wielu dziedzinach gospodarki, tj. w: rolnictwie, handlu, usługach, przemyśle (chemicznym, spożywczym, energetycznym, hutniczym). Według danych PGNiG w 2013 r. w sumie sprzedano ok. 14000 mln m³ gazu ziemnego, z czego największy odbiorca – przemysł zużył ponad 8684 mln m³ (rys. 3.).

W Polsce dystrybucja gazu ziemnego odbywa się siecią gazociągów przesyłowych obsługiwanych przez Operatora Gazociągów Przesyłowych Gaz System S.A. oraz siecią gazociągów lokalnych Operatorów Sieci Dystrybucyjnych – Spółek Gazownictwa [6] (rys. 4.). Gazociągi te dzielą się według maksymalnego ciśnienia roboczego (MOP) na: wysokiego, średniego, podwyższonego średniego i niskiego ciśnienia [11]. Przez terytorium Polski biegnie również część gazociągu JAMAL (tab. 2.).



Rys. 2. Źródła pozyskiwania energii w Polsce, na podstawie [2]

Fig. 2. Energy sources in Poland, based on [2]



Rys. 3. Zużycie gazu ziemnego przez poszczególne sektory polskiej gospodarki w 2013 r., na podstawie [1]

Fig. 3. Natural gas consumption by different sectors of the Polish economy in 2013, based on [1]

Tabela 2. Gazociągi w Polsce, na podstawie [7]

Table 2. Gas pipelines in Poland, based on [7]

Rodzaj gazociągu	Parametry gazociągu			
	długość [km]	średnica [mm]	maksymalne ciśnienie [MPa]	wydajność [mld m ³ /rok]
Gazociąg tranzytowy JAMAL	680 w Polsce	1400	8,4	32,3
Gazociągi dystrybucyjne (wysokiego i niskiego ciśnienia)	17 500	80-700	1,6 – 6,3	32,3
Gazociągi średniego i niskiego ciśnienia	110000	gęstość 350 m/m ²	1,8 Kpa=1,6 MPa	-

redukcyjnymi na gazociągach stosuje się stacje pomiarowe (mierzące ilość przesyłanego gazu) oraz stacje redukcyjno-pomiarowe (łączące cechy stacji redukcyjnej i pomiarowej). Często na stacjach gazowych stosuje się nawanianie przesyłanego gazu w celu podniesienia bezpieczeństwa w przypadku rozszczelnienia instalacji gazowej.

5. Wskaźniki stosowane do oceny niezawodności

Wskaźniki niezawodnościowe są to miary, za pomocą których opisuje się niezawodność danego systemu, w tym gazociągu. Norma Polska PN-77/N-04005 wyróżnia 22 wskaźniki niezawodnościowe [9]. W przypadku sieci gazowych najważniejsze wskaźniki opisujące jej niezawodność to [13, 14]:

- średni czas odnowy T_p – czas przeznaczony na naprawę oraz na czynności obsługowe mające na celu utrzymanie sprawności danego elementu technicznego,
- średni czas naprawy T_n – czas przeznaczony na przywrócenie sprawności eksploatacyjnej obiektu technicznego po awarii,
- intensywność uszkodzeń λ – intensywność uszkodzeń urządzenia tego samego typu w sieci gazowej,
- intensywność odnowy $\mu(t)$ – parametr określający liczbę niesprawności usuwanych w jednostce czasu,
- wskaźnik gotowości do pracy K – parametr opisujący probabilistyczną ocenę dyspozycyjności obiektu technicznego do wykonywania swoich zadań [8],
- wskaźnik zawodności U – prawdopodobieństwo, że obiekt będzie znajdował się w stanie zawodności.

6. Niezawodność sieci gazociągowych

Ogólnie niezawodność obiektu technicznego jest to jego zdolność do spełniania swoich funkcji przez określony czas bez wystąpienia awarii. W przypadku przedsiębiorstw sieciowych (np. dystrybutorów wody, energii elektrycznej, czy gazu) utrzymanie niezawodności na wysokim poziomie jest utrudnione, ponieważ sieci do przesyłania danego medium są położone (rozciągnięte) na stosunkowo dużym obszarze. Należy też pamiętać o tym, że sieć przesyłowa składa się z wielu obiektów technicznych, których prawidłowa praca nie jest od siebie uzależniona.

Analiza niezawodności gazociągu powinna odbyć się w trzech etapach.

Etap pierwszy – określenie czynników mogących zakłócić pracę gazociągu

Czynniki mogące zakłócić pracę gazociągu można podzielić na zewnętrzne i wewnętrzne. Do czynników zewnętrznych zalicza się:

- przerwy w dostawie gazu do systemu gazowego – w przypadku Polski jest to element dość istotny, ponieważ Polska jest uzależniona od jednego źródła gazu,
- awarie systemów, które współpracują z siecią gazową, np. przerwa w dostawie energii elektrycznej może sparaliżować pracę poszczególnych elementów gazociągu,
- działania osób trzecich, np. zamach terrorystyczny,
- warunki środowiskowe, np. ukształtowanie terenu powodujące osuwiska.

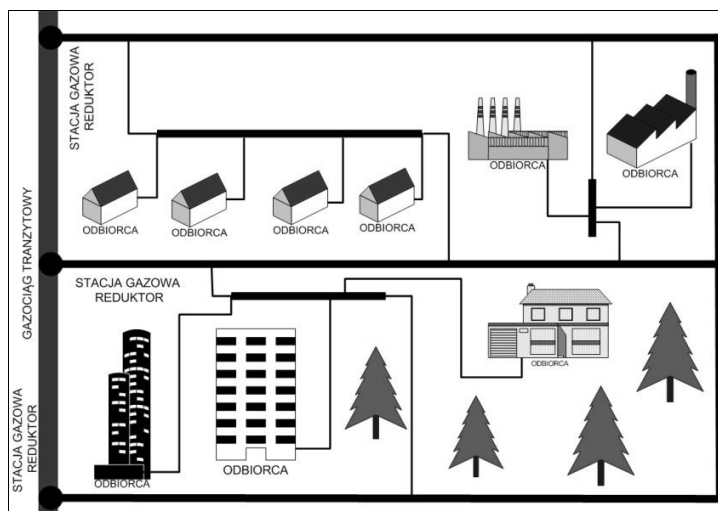
Czynniki wewnętrzne to:

- awaria gazociągu,
- błędy ludzkie w podejmowaniu decyzji.

Etap drugi – analiza struktury gazociągu

Analizę struktury gazociągu dzieli się na [13]:

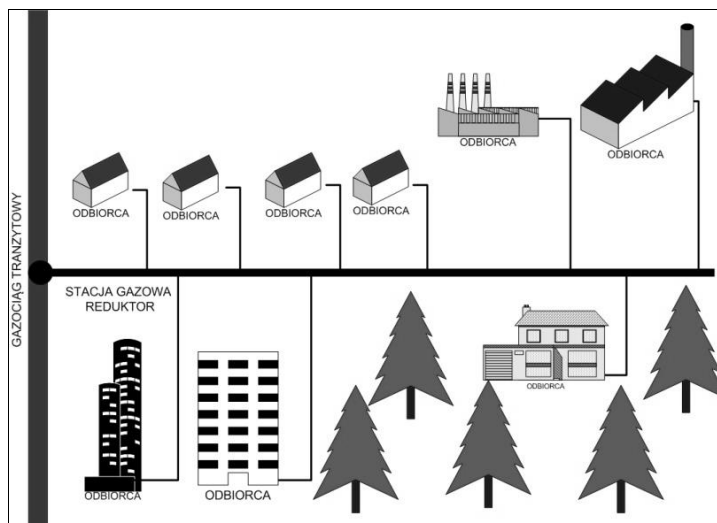
- pierścieniową – charakterystyczną cechą tej struktury jest to, że do odbiorcy gaz dociera z dwóch stron; w przypadku awarii gazociągu istnieje możliwość zamknięcia pewnego odcinka bez konieczności odcinania dopływu gazu do większości odbiorców (rys. 5.),



Rys. 5. Idea pierścieniowej struktury sieci gazowej

Fig. 5. The idea of the ring structure of the gas network

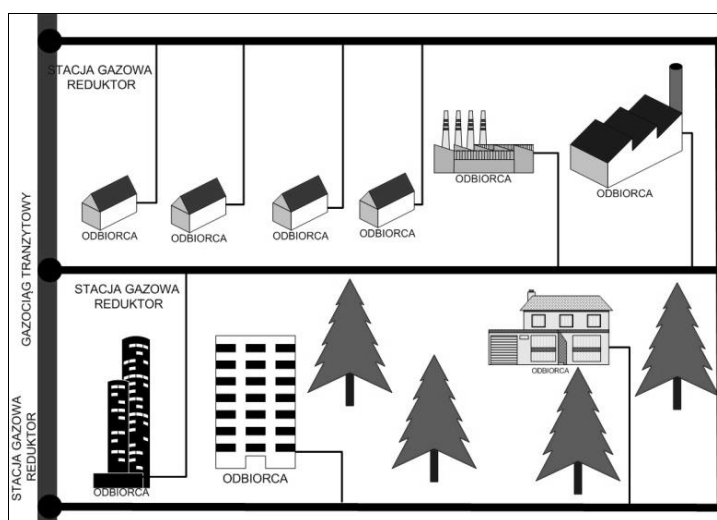
- rozgałęzioną – w tym przypadku gaz jest dostarczany przez gazociąg tranzytowy, a następnie przez węzeł gazowy do gazociągu niskiego ciśnienia, skąd trafia do odbiorcy; wadą tego typu systemu jest to, że w przypadku awarii gazociągu niskiego ciśnienia wszyscy są odcięci od dostaw gazu (rys. 6.),



Rys. 6. Idea rozgałęzionej struktury sieci gazowej

Fig. 6. The idea of the branched structure of the gas network

- kombinowaną – układ ten stanowi połączenie systemu pierścieniowego i rozgałęzionego (rys. 7.).



Rys. 7. Idea kombinowanej struktury sieci gazowej

Fig. 7. The idea of a combined structure of the gas network

Etap trzeci – przyporządkowanie struktury gazociągu do układu szeregowego, równoległego i mieszanego

Układ szeregowy obiektu technicznego charakteryzuje się tym, że awaria danego elementu (części) powoduje unieruchomienie całego obiektu. Układ równoległy obiektu technicznego cechuje się tym, że w przypadku awarii danego elementu nie unieruchamia całego obiektu. Struktura mieszana stanowi połączenie struktury szeregowej i równoległej. W przypadku gazociągów:

- strukturę pierścieniową można traktować jako układ równoległy,
- strukturę rozgałęzioną można traktować jako układ szeregowy,
- strukturę kombinowaną można traktować jako układ mieszany.

Niezależnie od rodzaju struktury gazociągu przy określaniu jego niezawodności należy przyjąć, że zarówno prawdopodobieństwo wystąpienia awarii, jak i czas pracy poszczególnych elementów nie jest taki sam. W przypadku układu szeregowego trwałość sieci gazowej zależy od elementu, który ma najniższą trwałość.

Gazociąg o strukturze szeregowej (rozgałęzionej)

Jeżeli w gazociągu o strukturze szeregowej składającym się z n elementów przez k_n oznaczy się niezawodność danego elementu, to niezawodność K_{ss} takiej sieci można zapisać wzorem:

$$K_{ss} = k_1 \cdot k_2 \cdot k_3 \cdot \dots \cdot k_n \quad (1)$$

Drugą miarą określającą niezawodność jest intensywność uszkodzeń, czyli czas trwania awarii przypadający na jednostkę czasu. Patrząc na strukturę sieci gazowej jako całość, należy pamiętać, że w tej strukturze znajdują się urządzenia, które mają różne czasy pracy bez wystąpienia awarii. Aby wyznaczyć intensywność sieci gazowej, należy pogrupować poszczególne jej elementy składowe na grupy tego samego rodzaju, np. przewody rurowe, uszczelnienia, sprężarki.

W przypadku sieci o strukturze szeregowej wyznaczanie intensywności uszkodzeń dla całej sieci należy zacząć od określenia intensywności uszkodzeń poszczególnych grup urządzeń tego samego typu. Można to wyrazić wzorem:

$$\lambda = \frac{A}{Q \cdot T \cdot I} [1/h] \quad (2)$$

gdzie: λ – intensywność uszkodzeń urządzenia (części) tego samego typu w sieci gazociągowej [1/h], A – liczba uszkodzeń, które wystąpiły w czasie eksploatacji, Q – czas eksploatacji, w którym wystąpiły uszkodzenia [lata], T – liczba godzin pracy w ciągu roku danego urządzenia [h], I – liczba urządzeń tego samego typu w rozpatrywanym odcinku sieci gazowej.

Po obliczeniu wartości λ dla poszczególnych typów urządzeń (części) intensywność dla całej sieci gazowej można wyrazić zależnością:

$$\lambda(t) = \sum_{i=1}^m \lambda_i(t) \quad (3)$$

gdzie: $\lambda(t)$ – intensywność uszkodzeń dla całej sieci gazowej [1/h], $\lambda_i(t)$ – intensywność uszkodzeń danej grupy urządzeń występujących w sieci gazowej.

Gazociągi o strukturze równoległej (pierścieniowej)

Struktura pierścieniowa gazociągu wymaga zdublowania niektórych elementów składowych, co z jednej strony podwyższa koszt sieci gazowej, z drugiej zaś podnosi poziom niezawodności, którą w tym przypadku wyznacza się z zależności:

$$K_{sr} = 1 - \prod_{i=1}^m [1 - k_i(t)] \quad (4)$$

gdzie: K_{sr} – niezawodność całego gazociągu, k_i – niezawodność pojedynczego elementu gazociągu, m – liczba elementów w gazociągu.

Poziom niezawodności w tej strukturze jest zawsze wyższy od poziomu niezawodności elementu najbardziej zawodnego. Im więcej elementów zdublowanych w sieci, tym wyższy jej poziom niezawodności [12]. W przypadku sieci pierścieniowej do określenia niezawodności można użyć jeszcze jednej miary, tj. wartości oczekiwanej czasu pracy danego elementu (urządzenia) bez awarii, co oznacza się symbolem ET. Przy założeniu, że intensywność uszkodzeń nie jest rozkładem wykładniczym, ale znaną funkcją czasu $\lambda(t)$, miarę ET można obliczyć z zależności:

$$ET = \int_0^{\infty} K(t) dt \quad (5)$$

Implementacja przedstawionych charakterystyk funkcyjnych oraz wskaźników niezawodności pozwala na czytelny opis systemu zarówno dla eksploatatora, jak i odbiorcy.

7. Podsumowanie

Budowa sieci gazowych o strukturze pierścieniowej na terenach, gdzie między odbiorcami są stosunkowo duże odległości pod względem ekonomicznym, jest mało opłacalne, ponieważ wymaga stosunkowo dużych kosztów. Z drugiej jednak strony struktura pierścieniowa zapewnia ciągłość w dostawie gazu w przypadku awarii. Stosowanie sieci gazowych o strukturze pierścieniowej lub mieszanej jest zasadne w miejscach o dużym zagęszczeniu odbiorców, np. w miastach. Opracowanie metodyki niezawodności funkcjonowania instalacji gazowych z uwzględnieniem dotychczasowych rozwiązań będzie stanowić

podstawę do zastosowania uzyskanych rozwiązań w praktyce i będzie podstawą w zarządzaniu instalacjami gazowymi. Takie podejście zapewni korzyści przez zwiększenie bezpieczeństwa, a także poprawę funkcjonowania systemów gazowych.

Literatura

- [1] Dane PGNiG za 2013 r.
- [2] Dane Polskiej Agencji Informacji i Inwestycji Zagranicznych. Sektor Energetyczny w Polsce.
- [3] Flekiewicz M.: Gaz ziemny jako paliwo do napędu pojazdów samochodowych, http://www.rynekgazu.pl/filez/Gaz_ziemny_jako_paliwo194212144.pdf
- [4] <http://infobus.com.pl/text.php?id=3925>
- [5] http://www.gaz-system.pl/fileadmin/pliki/do_pobrania/Nasze_inwestycje/GAZ-SYSTEM_mapa_systemu_przesylowego.png
- [6] http://www.pgnig.pl/dladomu/gaz_ziemny
- [7] Kotowicz J.: Ekonomiczno-techniczne aspekty wykorzystania gazu w energetyce. Politechnika Częstochowska, Częstochowa.
- [8] Kwietniewski M., Roman M., Kłoss-Trębaczekiewicz H.: Niezawodność wodociągów i kanalizacji. Arkady, Warszawa 1993.
- [9] Macha E.: Niezawodność maszyn. Politechnika Opolska, Opole 2001.
- [10] Molenda J.: Gaz ziemny: paliwo i surowiec. WNT, Warszawa 1996.
- [11] Rozporządzenie Ministra Gospodarki z dnia 26 kwietnia 2013 r. w sprawie warunków technicznych, jakim powinny odpowiadać sieci gazowe i ich usytuowanie (Dz.U. 2013, poz. 640).
- [12] Szopa T.: Niezawodność i bezpieczeństwo. Oficyna Wydawnicza Politechniki Warszawskiej, Warszawa 2009.
- [13] Tchórzewska-Cieślak B.: Niezawodność wybranych elementów podsystemu dostawy gazu ziemnego. Kraków 2002 (rozprawa doktorska).
- [14] Wieczysty A.: Niezawodność systemów wodociągowych i kanalizacyjnych, cz. I i II. Wydawnictwo Politechniki Krakowskiej, Kraków 1990.
- [15] Zintegrowany raport roczny 2013. Gaz-system.

RELIABILITY ANALYSIS OF FUNCTIONING INSTALLATION USING NATURAL GAS

Summary

The article presents the basic and most frequently used method of acquiring natural gas, its characteristics and the use of this fuel in Poland. Natural gas extracted from various deposits is characterized by not uniform properties, thus quoted in work gas parameters are crucial for the comparison of the fuel parameters produced from different places. The article contains the characteristics of the gas pipelines on Polish territory and a description of the reliability of the gas pipeline depending on its structure. In Poland, still the main source of energy in industry is coal, however, the growing environmental pollution forces the gradual transition to fuels that emit less pollution. The fuel, which is the most likely to replace coal is natural gas. It should be remembered that the recipient (especially industry), using coal can easily store this type of fuel in case of interruptions in delivery. In contrast storage of natural gas is technologically complex and thus expensive.

sive. Therefore, the gas customers use it directly from transmission pipelines. Therefore, reliability of the system of natural gas supplies will be increasingly important as a break in the supply of gas for example. The production company could practically stop the entire production.

Keywords: gas network, reliability indicator, gas network reliability

Przesłano do redakcji: 20.05.2014 r.

Przyjęto do druku: 28.03.2015 r.

DOI: 10.7862/rb.2015.30

Informacje dodatkowe

1. Lista recenzentów współpracujących będzie opublikowana w czwartym numerze *Czasopisma Inżynierii Łądowej, Środowiska i Architektury*: 62(4/15) oraz na stronie internetowej:
www.oficyna.portal.prz.edu.pl/pl/zeszyty-naukowe/czasopismo-inzynierii-ladowej-s/
(dotychczasowa nazwa: *Zeszyty Naukowe Politechniki Rzeszowskiej, Budownictwo i Inżynieria Środowiska*), strona internetowa:
www.oficyna.portal.prz.edu.pl/pl/zeszyty-naukowe/budownictwo-i/
2. Zasady recenzowania są udostępnione na stronie internetowej:
www.oficyna.portal.prz.edu.pl/zasady-recenzowania/
3. Informacje dla autorów artykułów są udostępnione na stronie internetowej:
[oficyna.portal.prz.edu.pl/informacje-dla-autorów/](http://oficyna.portal.prz.edu.pl/informacje-dla-autorow/)
4. Formularz recenzji jest udostępniony na stronie internetowej:
www.oficyna.portal.prz.edu.pl/pl/zeszyty-naukowe/czasopismo-inzynierii-ladowej-s/
5. Instrukcja dla autorów omawiająca szczegółowo strukturę artykułu, jego układ, sposób przygotowywania materiału ilustracyjnego i piśmiennictwa jest zamieszczona na stronie internetowej:
[www.oficyna.portal.prz.edu.pl/pl/instrukcja-dla-autorów/](http://www.oficyna.portal.prz.edu.pl/pl/instrukcja-dla-autorow/)
oraz
[www.oficyna.portal.prz.edu.pl/pl/zeszyty-naukowe/czasopismo-inzynierii-ladowej-s/w zakładce „Instrukcja dla autorów”](http://www.oficyna.portal.prz.edu.pl/pl/zeszyty-naukowe/czasopismo-inzynierii-ladowej-s/wzakladce%20Instrukcja%20dla%20autorow)
6. Dane kontaktowe do redakcji czasopisma, adresy pocztowe i e-mail do przesyłania artykułów oraz dane kontaktowe do wydawcy są podane na stronie internetowej (Komitet Redakcyjny):
www.oficyna.portal.prz.edu.pl/pl/zeszyty-naukowe/czasopismo-inzynierii-ladowej-s/